

**Diversidade, uso da paisagem e distribuição  
espacial de morcegos em um ecótono  
Cerrado – Mata Atlântica**

**Belo Horizonte**

**Novembro 2017**

**Universidade Federal de Minas Gerais  
Instituto de Ciências Biológicas  
Programa de Pós-Graduação em Ecologia,  
Conservação e Manejo da Vida Silvestre**

**Diversidade, uso da paisagem e distribuição espacial de  
morcegos em um ecótone Cerrado – Mata Atlântica**

Leonardo Henrique Dias da Silva

**Tese apresentada ao Programa de Pós-  
Graduação em Ecologia Conservação e  
Manejo da Vida Silvestre da  
Universidade Federal de Minas Gerais,  
como requisito parcial para obtenção do  
título de doutor em Ecologia,  
Conservação e Manejo da Vida Silvestre.**

Orientador: Dr. Adriano Pereira Paglia

Belo Horizonte

Novembro 2017

*Dedico esta tese aos meus  
familiares, em especial aos  
meus pais.*

*What would you think if I sang out of tune?  
Would you stand up and walk out on me?  
Lend me your ears and I'll sing you a song  
And I'll try not to sing out of key*

***Oh, I get by with a little help from my friends  
I get high with a little help from my friends  
Gonna try with a little help from my friends***

***John Lennon & Paul McCartney***

# Sumário

<b>Agradecimentos</b>	<b>6</b>
<b>Apresentação</b>	<b>8</b>
Contexto geral	8
Heterogeneidade do sistema estudado	11
Objetivos e apresentação dos capítulos	13
Referências bibliográficas	15
<b>Capítulo I: Morcegos em um ecótono Cerrado-Mata Atlântica, a importância do uso de métodos complementares para acessar a diversidade</b>	<b>19</b>
<b>Resumo</b>	<b>20</b>
<b>Introdução</b>	<b>21</b>
<b>Métodos</b>	<b>22</b>
Coleta de dados	23
<i>Rede de Neblina</i>	23
<i>Monitoramento Acústico</i>	24
Identificação de espécies	24
Análise de dados	25
<b>Resultados</b>	<b>26</b>
<b>Discussão</b>	<b>34</b>
<b>Agradecimentos</b>	<b>37</b>
<b>Referências bibliográficas</b>	<b>38</b>
<b>Capítulo II: Feeding and social activity of insectivorous bats in a complex landscape: the importance of gallery forests and karst areas</b>	<b>45</b>
<b>Abstract</b>	<b>46</b>
<b>Introduction</b>	<b>47</b>
<b>Methods</b>	<b>47</b>
Study area	49
Acoustic data collection	51
Temperature and Insect abundance	53
Data Analysis	54
<b>Results</b>	<b>55</b>
<b>Discussion</b>	<b>62</b>
<b>References</b>	<b>66</b>
<b>Appendices</b>	<b>73</b>
<b>Capítulo III: Influência do habitat e altitude na estrutura e composição da comunidade de morcegos insetívoros em uma paisagem heterogênea</b>	<b>75</b>
<b>Resumo</b>	<b>76</b>
<b>Introdução</b>	<b>77</b>
<b>Métodos</b>	<b>79</b>
Coleta de dados acústicos	80
Altitude	81
Análise e identificação acústica	81
Análise de dados	82
<b>Resultados</b>	<b>83</b>
<b>Discussão</b>	<b>91</b>
<b>Agradecimentos</b>	<b>94</b>
<b>Referências bibliográficas</b>	<b>96</b>
<b>Conclusão geral</b>	<b>100</b>

## Agradecimentos

Este trabalho é fruto de um esforço conjunto de encarnados e desencarnados, aqui irei prestar meus sinceros agradecimentos a todos eles. Agradeço ao meu Deus, e ao acaso, por formarem todos os sistemas que vivemos hoje. Agradeço aos espíritos evoluídos e aos não evoluídos, que desde minha graduação fazem parte da minha vida. Mostrando-me caminhos, ajudando a consertar erros e propondo desafios engrandecedores. Agradeço em especial a minha madrinha e padrinho espirituais, ao Pai preto e ao meu Malandro por nunca me abandonarem. Obrigado Rafa Lana e Luaninha me ajudaram a compreender as lições que tive e mostraram que a vida vive mesmo sem respirar.

Aos meus familiares, principalmente meus pais Antônio e Aparecida sou eternamente grato pela educação, valores e principalmente pela confiança. Vocês são e sempre serão meu maior exemplo, tudo que fiz e faço é devido ao que foi construído na base, pequenos valores, porém grandes lições. Amo vocês. Agradeço aos meus irmãos. Leandro, Lidiane e Liliane, obrigado por me mostrarem que desvios no caminho acontecem, porém quem somos e a essência do que aprendemos nunca muda. Vocês são guerreiros e exemplos de força de vontade e superação. Lidiane, agradeço por nos presentear com a Sophia, uma luz que nos momentos mais difíceis, com frases do tipo: "vai titio, acredito em você". Obrigado tios, tias e primos. Em especial agradeço a Tia Ana, desde meu nascimento me ajudou nos momentos de desespero econômico e emocional, nunca duvidou de mim e do meu potencial.

Adriano Paglia obrigado por me aceitar como orientado aos 48 minutos do segundo tempo. Acreditou em mim e em meu trabalho com pulso firme, apontou erros e acertos foi duro quando necessário, porém sempre com muito respeito e honestidade. Aprendi com o Adriano mais do que ser cientista, aprendi a ser humano. Ao Marco Mello e Kirsten Jung, agradeço pelo tempo, recursos para campo e ensinamentos ao longo de três anos do meu doutorado. Kirsten, me mostrou como o mundo é grande e me aceitou em seu laboratório na universidade de Ulm - Alemanha por três valorosos meses.

Aos meus amigos, em especial aos habilitados da PUC Minas, aos sempre irmãos escoteiros do 34º Uirapuru e aos prezados mestrandos da Biologia Animal – UFV. Por entenderem a ausência e torcerem por mim. Agradeço em especial ao Tadeu e Luanda, por me presentear com a grande responsabilidade de ser padrinho do Bezim. Obrigado aos amigos da Villa Parentoni, por durante estes quatro anos e seis meses compartilhar momentos felizes e tristes. Sentirei falta das discussões de artigos no Game, acompanhado de grandes cientistas dentre eles: Fred Neves, Tadeu Guerra, Dudu Macedo-Reis, Arleu Viana, Lele Silveira, Newton Barbosa e Flavio Siqueira. Agradeço os cafés pós expediente com Gramps Costa e Affonso (Zé) e as cervejas com o Marco Farnezi e Hana Oliveira.

Meus sinceros agradecimentos aos colaboradores e companheiros de campo: Gabriela Teixeira, Tatiana Rodrigues, Jessica Martins, Marina Iza, Patrick Oliveira, Rafael Almeida, Ludmila Hufnagel e Pedro Rezende. Também agradeço a todos os funcionários do Parque Nacional Serra do Cipó, pelo carinho e atenção. Em especial agradeço a Dra. Marina Duarte por ajudar com a identificação acústica. Por último e extremamente importante, agradeço a minha namorada, noiva, parceira, esposa, amiga e co-autora, Renata. Você é o meu Norte, contigo pude saber o que é construir uma família. Durante este doutorado passamos por momentos complicados e se estamos aqui hoje é porque estivemos sempre juntos. Unidos somos imbatíveis e sempre seremos. Tenho orgulho em poder dizer, te amo!

# Apresentação

## Contexto geral

Comunidades biológicas são investigadas por ecólogos em todo globo, tanto em ecossistemas aquáticos (Gallardo *et al.*, 2016) quanto terrestres (Turner e Gardner, 2015). Por ser um dos grandes temas em ecologia, vários são os interesses no estudo de comunidades. Para exemplificar a extensão do tema darei dois exemplos: i) estudo onde se demonstra mudanças na comunidade bacteriana do rúmen ao longo da vida do bovino (Jami *et al.*, 2013), aplicado para melhorar rendimentos pecuários, e ii) uma investigação sobre a comunidade de vertebrados marinhos, no qual os autores se interessam pela influência de estruturas bióticas, como tipos de habitat, na composição da comunidade (Beauchard *et al.*, 2017).

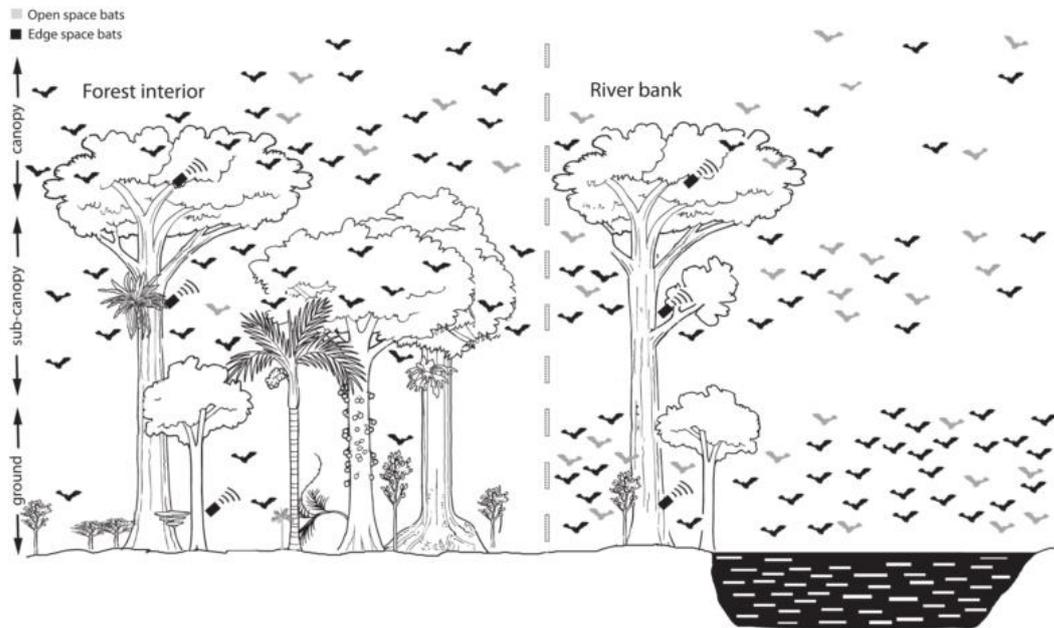
Uma das abordagens utilizadas no estudo das comunidades biológicas é a distribuição e o uso do espaço por um conjunto de espécies (Acevedo *et al.*, 2016). Durante décadas grandes esforços foram feitos para compreender como fatores bióticos (ex. vegetação) e abióticos (ex. clima) afetam a distribuição de espécies e dos processos ecológicos dos quais elas participam. Apesar dos grandes esforços realizados para identificar padrões de distribuição de espécies a enorme diversidade de habitats e de espécies existente no mundo leva a lacunas no conhecimento e a dificuldades em responder questões prioritárias, tais como qual seria a influência da heterogeneidade espacial e temporal sobre a diversidade em diferentes escalas (Sutherland *et al.*, 2013).

O conhecimento sobre a distribuição de espécie e fatores que influenciam a estrutura das comunidades é de primordial necessidade para que seja possível desvendar o funcionamento de ecossistemas e da própria natureza como um todo, preservando assim serviços importantes prestados por diversas espécies, como os morcegos insetívoros que contribuem com o controle de pragas, ciclagem de nutrientes, dispersão entre outros

(Kunz *et al.*, 2011). Foi estimado por Boyles *et al.* (2013) que a presença de morcegos em plantações na América do Norte pode acarretar em cerca de \$ 3,7 Bilhões/por ano em economia para agricultores pela supressão de insetos, diminuindo o gasto com defensivos agrícolas.

O estudo da distribuição e uso do habitat por morcegos insetívoros obteve grande impulso quando Griffin descreveu na década de 1950 o uso de pulsos ultrassônicos por morcegos para se movimentar no espaço, dando início a uma nova metodologia de estudo para o tema, a bioacústica (Griffin, 1953). Desde então, houve grandes avanços no desenvolvimento de tecnologias para capturar e interpretar as chamadas acústicas de morcegos, sendo possível hoje estimar o quão intenso é o uso de um determinado local por morcegos e até mesmo interpretar assinaturas comportamentais que informam o tipo do uso (i.e, alimentação, socialização) que os animais fazem da paisagem (Jones, 1997; Kunz, 1974).

Recentes investigações demonstram que a atividade de morcegos insetívoros é influenciada por várias estruturas do ambiente, como presença de áreas urbanas e floresta nativa, havendo perda de espécies em ambientes urbanos e maior diversidade em áreas naturais (Jung e Kalko, 2011). Foi introduzida por Schnitzler & Kalko 2001 a análise por guildas eco-morfológicas, no qual a estrutura das chamadas acústicas emitidas pelos morcegos é um indicativo dos tipos de alimentação e habitat que forrageiam. Os autores definiram duas guildas de morcegos, os forrageadores de espaço aberto, que possuem um chamado em banda curta de frequências, que se propagam por maior distância em ambientes abertos, como gramados e campos limpos e os forrageadores de área de borda, possuem o chamado ocupando uma banda de frequência maior ofertando mais informações sobre obstáculos no ambiente, ideal para o forrageamento em florestas com sub-bosque. Esta abordagem resultou em interessantes informações sobre o uso do espaço por morcegos, como o trabalho de Marques *et al.* (2016), que demonstrou a partição da atividade de morcegos em diferentes estratos arbóreos na floresta amazônica (Fig. 1).



**Figura 1** : Ilustração esquemática que mostra as estações de gravação automática colocadas nos níveis do dossel, do bosque e do sub-bosque, tanto no interior da floresta como ao longo dos corpos d'água. A atividade de morcegos insetívoros amostrada na floresta, tanto forrageadores de borda (em preto) quanto os morcegos de espaço aberto (em cinza) foram mais ativos nas camadas superiores. Os morcegos do espaço aberto estavam praticamente ausentes do nível do solo. A maioria dos morcegos parece concentrar sua atividade nos espaços abertos entre as camadas do dossel ou acima das copas. Esses padrões foram alterados nas bordas dos corpos d'água, onde os morcegos de espaço aéreo estão menos aglomerados. Aqui, os morcegos tendem a ser mais ativos perto do nível do solo. Extraído de Marques et al (2016).

A presença de corpos d'água exerce uma importante influência na atividade de morcegos insetívoros (Barros, Pessoa e Rui, 2014; Hintze *et al.*, 2016; Marques, Ramos Pereira e Palmeirim, 2016; Mendes *et al.*, 2014). A possível razão para a alta atividade de morcegos próxima a cursos d'água é a disponibilidade de insetos para alimentação e consumo de água (Dias-Silva et al 2017). Além disso, áreas com disponibilidade de abrigo, seja natural ou artificial, também possuem alta atividade de morcegos insetívoros como áreas cársticas (MacSwiney G, Clarke e Racey, 2008; Zukal e Řehák, 2006) e ambientes urbanos (Jung e Kalko, 2011). Em uma escala mais abrangente, sabemos que em áreas ecotonais a diversidade e atividade de morcegos é favorecida pela heterogeneidade de habitat (Fahr e Kalko, 2011). A fronteira do conhecimento está quando transpomos estes conhecidos padrões de atividade e diversidade de morcegos insetívoros para as regiões neotropicais. Estas regiões possuem grande diversidade de habitats e heterogeneidade da paisagem que ainda não foram exploradas. No caso do Brasil, a heterogeneidade da paisagem está correndo sérios riscos por conta de novas políticas públicas que vêm sendo

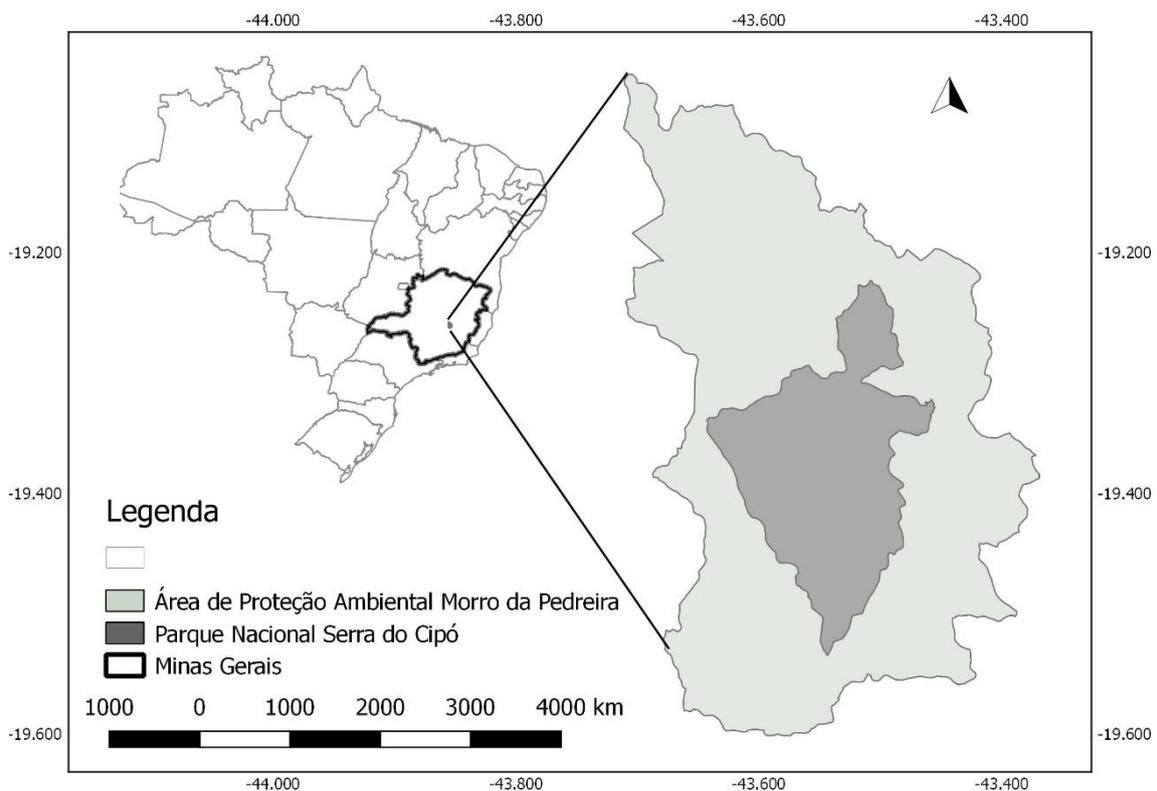
implantadas. Como a redução da proteção de cavernas naturais (Brasil, 2009) e a anistia de infratores que desmataram mata ciliar, bem como a diminuição do tamanho protegido destas áreas (Brasil, 2012; Soares-Filho *et al.*, 2014). Tais políticas públicas podem colocar em risco duas condições primordiais para conservação de morcegos insetívoros, disponibilidade de abrigo e de locais de alimentação. A fim de manter todos os serviços prestados pela fauna nativa é de primordial importância a identificação de ambientes que possuem alta diversidade de espécies bem como papéis indispensáveis na aquisição de recursos e condições os chamados ambientes chave (*Keystone habitat* - Tews *et al.*, 2004).

O monitoramento acústico de morcegos no Brasil vem crescendo em número de estudos na última década, principalmente com auxílio de cientistas estrangeiros. Como é o caso do prof. Brock Fenton (Western University) e da Profa. Elizabeth Kalko (Universität Ulm). Apesar da ajuda internacional, a primeira biblioteca de chamados acústicos do Brasil foi fundada em 2016 por alunos e professores do Instituto de Pesquisa da Amazônia (Appel *et al.*, 2016). Apesar dos avanços, os estudos mais relevantes no Brasil foram realizados em ambientes amazônicos (Bernard, 2001; Marques, Ramos Pereira e Palmeirim, 2016; Oliveira, *et al.*, 2015), no nordeste brasileiro (Araújo e Bernard, 2016; Heer *et al.*, 2015; Hintze, Barbier e Bernard, 2016) e na região sul (Barros, Pessoa e Rui, 2014). Havendo uma completa lacuna no conhecimento em regiões de grande diversidade de fauna, como o ecótono entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado, bem como em importantes áreas cársticas. Esta falta de conhecimento aliada a crescente expansão minerária e pecuária coloca em risco uma série de tipos de habitat e por consequência a heterogeneidade da paisagem. Desta forma estudos que investigam a distribuição e uso da paisagem por morcegos se tornam primordiais para a conservação do grupo e manutenção dos serviços ambientais prestados por estes animais.

## **Heterogeneidade do sistema estudado**

A heterogeneidade do ambiente influencia a dispersão e diversidade de vários grupos faunísticos por todo o globo (Tews *et al.*, 2004). Em especial, áreas de ecótono entre biomas tipicamente apresentam altamente heterogêneas (Gosz, 1993). Um exemplo de uma grande região ecotonal é o estado de Minas Gerais, onde se encontra parte da área

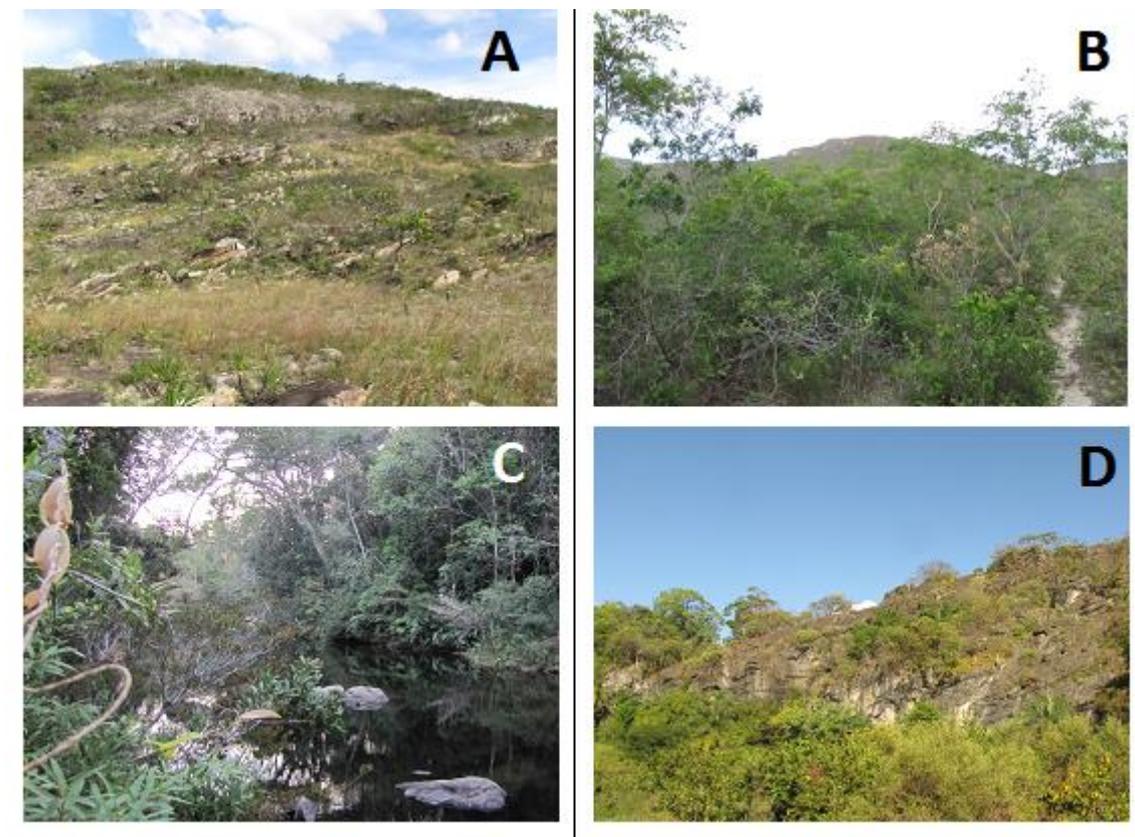
de transição dos Biomas Cerrado e Mata Atlântica. Esta zona ecotonal se estende do sul ao norte do Estado e é delimitado pela Serra do Espinhaço. A área do presente estudo está neste contexto, localizado na região centro sul do estado de Minas Gerais (Figura 2). A Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira e o Parque Nacional da Serra do Cipó possuem juntos mais de 130 mil hectares em zona de transição entre o maior grupo cárstico da América Latina, conhecido como Bambuí e o complexo Serra do Espinhaço. Com altitude variando entre 650 - 1200 metros, é possível observar na paisagem diferentes tipos de habitat, como campo rupestre, cerrado *strictu sensu*, florestas de galeria e afloramentos calcários.



**Figura 2: Mapa da área do presente estudo, sendo discriminado o Estado de Minas Gerais, o Parque Nacional Serra do Cipó e a Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira.**

Os afloramentos calcários (Figura 3 D) observados estão localizados na porção oeste do Morro da Pedreira, no limite do complexo cárstico Bambuí (Auler 2011), normalmente formando áreas cársticas. Este tipo de habitat é importante para morcegos principalmente como refúgio (Kunz 2011), oferecendo cavernas e fendas que são excelentes locais para abrigo diurno (Arita 1996). Amostramos três afloramentos cársticos distintos, que somados registram mais de 100 cavidades naturais. O campo rupestre (Figura 3A) é o

tipo de habitat mais representativo na área de estudo (Silveira et al. 2016), sendo composto por rochas e afloramentos de quartzito em uma paisagem com arbustos e pequenas árvores o que o torna facilmente reconhecível. É comum observar ainda, nestas áreas pequenos corpos d'água (Benites et al 2007). As florestas de galeria (Figura 3 C) são as áreas com maior semelhança ao bioma Mata Atlântica, composta por árvores altas e grandes corpos d'água. Por fim, o cerrado *strictu sensu* (Figura 3B) caracterizado pela presença de um grande número de árvores de tamanho médio muitas vezes com seus galhos retorcidos, sendo também abundantes espécies arbustivas e herbáceas (Eiten 1982).



**Figura 3: Tipos de habitats da área de estudo. A) Campo rupestre; B) Cerrado; C) Floresta de galeria; D) Área cárstica.**

## **Objetivos e apresentação dos capítulos**

O presente trabalho teve como objetivo geral acessar a diversidade e investigar padrões de distribuição espacial e uso do habitat por morcegos em uma área de transição entre Cerrado e Mata Atlântica. Assim o primeiro capítulo da tese teve como objetivo construir

a primeira lista de espécies de morcegos para a região da Serra do Cipó – MG. Neste capítulo utilizamos para o levantamento de morcegos a captura por redes de neblina e o monitoramento acústico e demonstramos como a utilização de metodologias complementares é importante para uma amostragem eficaz de ambientes naturais. O trabalho será submetido para a revista *Mastozoología Neotropical*.

O segundo capítulo da tese teve como objetivo investigar os padrões comportamentais de morcegos insetívoros nos diferentes tipos de habitat da área de estudo, analisando duas assinaturas comportamentais, a atividade alimentar e o comportamento social. Este capítulo foi publicado na revista *Mammalian Biology* com o título: *Feeding and social activity of insectivorous bats in a complex landscape: the importance of gallery forests and karst areas*. Neste trabalho exemplificamos como os morcegos insetívoros usam os diferentes tipos de habitat da área de estudo, concentrando a atividade alimentar nas florestas de galeria e atividade social nas áreas cársticas.

O terceiro capítulo da tese teve como objetivo investigar a distribuição espacial das espécies de morcegos insetívoros e como o tipo e estrutura do habitat afetam a composição da comunidade de morcegos insetívoros. Neste estudo foi possível perceber que algumas espécies como *Eumops* sp. e *Promops centralis* possuem habitat preferencial, uma vez que concentram suas respectivas atividades em campo rupestre e áreas cársticas. Notamos também uma mudança na composição e estrutura da comunidade entre ambientes que possuem florestais (galeria e carste) em relação aos ambientes savânicos (cerrado e campo rupestre). Este capítulo é intitulado: *Influência do habitat e altitude na estrutura e composição da comunidade de morcegos insetívoros em uma paisagem heterogênea*.

## Referência bibliográfica

ACEVEDO, P. *et al.* New Developments in the Study of Species Distribution. *In:* [s.l.] Springer International Publishing, 2016. p. 151–175.

APPEL, G. *et al.* **MORCEGOTECA: biblioteca virtual de ultrassons de morcegos.** Disponível em: <<https://ppbio.inpa.gov.br/Morcegoteca>>. Acesso em: 12 abr. 2017.

ARAÚJO, M. L. V. S.; BERNARD, E. Green remnants are hotspots for bat activity in a large Brazilian urban area. **Urban Ecosystems**, v. 19, n. 1, p. 287–296, 4 mar. 2016.

BARROS, M. A. S.; PESSOA, D. M. A.; RUI, A. M. Habitat use and seasonal activity of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in the grasslands of southern Brazil. **Zoologia**, v. 31, n. 2, p. 153–161, abr. 2014.

BEAUCHARD, O. *et al.* The use of multiple biological traits in marine community ecology and its potential in ecological indicator development. **Ecological Indicators**, v. 76, p. 81–96, 2017.

BERNARD, E. Vertical stratification of bat communities in primary forests of Central amazon, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. January, p. 2001, 2001.

BOYLES, J. G. *et al.* On Estimating the Economic Value of Insectivorous Bats: Prospects and Priorities for Biologists. *In:* **Bat Evolution, Ecology, and Conservation.** New York, NY: Springer New York, 2013. p. 501–515.

BRASIL. **Instrução Normativa MMA nº 002, de 20 de agosto de 2009** Brasil, 2009. Disponível em: <[http://www.icmbio.gov.br/cecav/images/download/IN02\\_MMA\\_Comentada.pdf](http://www.icmbio.gov.br/cecav/images/download/IN02_MMA_Comentada.pdf)>

\_\_\_\_. **Lei Federal 12727 - 17/09/2012**, 2012. Disponível em: <[www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2011-2014/2012/Lei/L12727.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12727.htm)>

FAHR, J.; KALKO, E. K. V. Biome transitions as centres of diversity: Habitat heterogeneity and diversity patterns of West African bat assemblages across spatial scales. **Ecography**, v. 34, n. 2, p. 177–195, 2011.

GALLARDO, B. *et al.* Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, n. 1, p. 151–163, jan. 2016.

GOSZ, J. R. Ecotone Hierarchies. **Ecological Applications**, v. 3, n. 3, p. 369–376, 1 ago. 1993.

GRIFFIN, D. R. **Bat sounds under natural conditions, with evidence for echolocation of insect prey** *Journal of Experimental Zoology* Wiley Subscription Services, Inc., A Wiley Company, , ago. 1953. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1002/jez.1401230304>>. Acesso em: 6 abr. 2017

HEER, K. *et al.* Effects of land use on bat diversity in a complex plantation-forest landscape in Northeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 4, p. 720–731, 2015.

HINTZE, F. *et al.* Influence of Reservoirs Created by Small Dams on the Activity of Bats. **Acta Chiropterologica**, v. 18, n. 2, p. 395–408, dez. 2016.

- HINTZE, F.; BARBIER, E.; BERNARD, E. Emballonuridae Gervais, 1855 (Chiroptera) of reserva biológica de Salinho (Atlantic forest), in Brazil, revealed by echolocation. **Check List**, v. 12, n. 4, 2016.
- JAMI, E. *et al.* Exploring the bovine rumen bacterial community from birth to adulthood. **The ISME journal**, v. 7, n. 6, p. 1069–79, jun. 2013.
- JONES, G. Differences in songflight calls and social calls between two phonic types of the vespertilionid bat *Pipistrellus pipistrellus*. **Journal of Zoology**, v. 241, n. 2, p. 315–324, fev. 1997.
- JUNG, K.; KALKO, E. K. V. Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 262–274, 2011.
- KUNZ, T. H. Feeding Ecology of a Temperate Insectivorous Bat (*Myotis velifer*). **Ecology**, v. 55, n. 4, p. 693–711, jul. 1974.
- KUNZ, T.H. **Ecosystem services provided by bats** *Annals of the New York Academy of Sciences*. Blackwell Publishing Inc, , mar. 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x>>. Acesso em: 7 abr. 2017
- MACSWINEY G, M. C.; CLARKE, F. M.; RACEY, P. A. What you see is not what you get: The role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 5, p. 1364–1371, 2008.
- MARQUES, J. T.; RAMOS PEREIRA, M. J.; PALMEIRIM, J. M. Patterns in the use of rainforest vertical space by Neotropical aerial insectivorous bats: all the action is up in the canopy. **Ecography**, v. 39, n. 5, p. 476–486, maio 2016.
- MENDES, E. S. *et al.* A mosaic of opportunities? Spatio-temporal patterns of bat diversity and activity in a strongly humanized Mediterranean wetland. **European Journal of Wildlife Research**, v. 60, n. 4, p. 651–664, 2014.
- OLIVEIRA, L. Q. DE *et al.* Activity of the insectivorous bat *Pteronotus parnellii* relative to insect resources and vegetation structure. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 5, p. 1036–1044, 29 set. 2015.
- SCHNITZLER, H.-U.; KALKO, E. K. V. Echolocation by Insect-Eating Bats. **BioScience**, v. 51, n. 7, p. 557, 2001.
- SOARES-FILHO, B. *et al.* Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 25 abr. 2014.
- SUTHERLAND, W. J. *et al.* Identification of 100 fundamental ecological questions. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 1, p. 58–67, 2013.
- TEWS, J. *et al.* Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79–92, 2004.
- TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. Organisms and Landscape Pattern. *In: Landscape Ecology in Theory and Practice*. New York, NY: Springer New York, 2015. p. 229–

285.

ZUKAL, J.; ŘEHÁK, Z. Flight activity and habitat preference of bats in a karstic area, as revealed by bat detectors. v. 55, n. 3, p. 273–281, 2006.

# Capítulo I

**Morcegos em um ecótone Cerrado-Mata Atlântica, a importância do uso de métodos complementares para acessar a diversidade**

Leonardo Dias-Silva\*; Maria Clara Nascimento; Fred Victor; Luiz Dolabela Falcão; Tatiane Rodrigues de Jesus; Adriano Pereira Paglia

## Resumo

Acessar a diversidade de morcegos de maneira eficaz é crucial para que seja possível alimentar modelos complexos de distribuição espacial, uso do habitat e hipóteses macroecológicas para o grupo. Porém, devido ao forte viés amostral que metodologias como captura por rede de neblina e monitoramento acústico possuem, muitas das vezes os dados gerados refletem a realidade para apenas uma parcela do grupo em questão. Logo, o objetivo do presente estudo foi fornecer uma lista de espécies utilizando a captura por redes de neblina e monitoramento acústico de forma complementar em um importante ecótono entre dois dos mais ameaçados biomas brasileiros: Cerrado e Mata Atlântica. Ao todo foram amostradas 44 espécies e 7 grupos de espécies de morcegos, distribuídas em quatro famílias, Emballonuridae (6 espécies), Molossidae (4 espécies e 3 grupos), Phyllostomidae (28 espécies) e Vespertilionidae (6 espécies e 4 grupos). Foi identificado que a composição da comunidade de morcegos foi diferente em relação ao método de amostragem (PERMANOVA,  $p=0.0001$ ,  $F= 14.95$ ), com isso incentivamos o uso do monitoramento acústico como metodologia complementar para a captura por redes de neblina.

**Palavras chave: Check list, Serra do Cipó, bioacústica, redes de neblina**

## Introdução

Estudos que acessam a diversidade de organismos são de extremo interesse para discussão de temas como distribuição espacial, uso do habitat e até mesmo para criação de hipóteses macroecológicas (Hortal *et al.*, 2015). Porém, acessar de forma eficiente a diversidade de alguns grupos faunísticos é um grande desafio para cientistas em regiões neotropicais, devido a uma série de vieses que os métodos de amostragem possuem (Oliveira *et al.*, 2016). Por exemplo para morcegos, o principal método de amostragem do grupo nos neotrópicos é a captura por redes de neblina (Meyer *et al.*, 2015) o que restringe a amostragem apenas para os animais da família Phyllostomidae, uma vez que os morcegos das famílias de insetívoros como Vespertilionidae, Molossidae e Emballonuridae conseguem detectar a presença da rede de neblina com maior eficácia (Kuenzi e Morrison, 1998), sendo pouco representados em amostragens com esse método.

Uma das alternativas para amostragem dos morcegos insetívoros é a utilização do monitoramento acústico (Sherwin, Gannon e Haymond, 2000). Os morcegos insetívoros emitem pulsos ultrassônicos para se locomover e forragear no ambiente (Griffin, 1953). Estes pulsos possuem padrões distintos para cada tipo de família, gênero e espécie (Denzinger, Kalko e Jones, 2004; Jones e Teeling, 2006), o que permite uma identificação precisa para várias espécies de morcegos (Jung, Kalko e Helversen, Von, 2007; Jung, Molinari e Kalko, 2014; Zamora-Gutierrez, Lopez-Gonzalez, MacSwiney Gonzalez, Fenton, Jones, Kalko, Elisabeth K. V., *et al.*, 2016). Porém, este método possui pouca eficácia na identificação de morcegos da família Phyllostomidae, por conta principalmente da intensidade do chamado acústico destes animais (Kalko, 2004), aliado a raros estudos que caracterizam o chamado acústico para a família (Barataud e Giosa, 2013; Rodríguez-San Pedro e Allendes, 2017). Estudos que utilizam de forma conjunta o monitoramento acústico e captura por redes de neblina ainda são raros no Brasil (Heer *et al.*, 2015), o que pode causar uma amostragem incompleta de morcegos em áreas prioritárias para conservação.

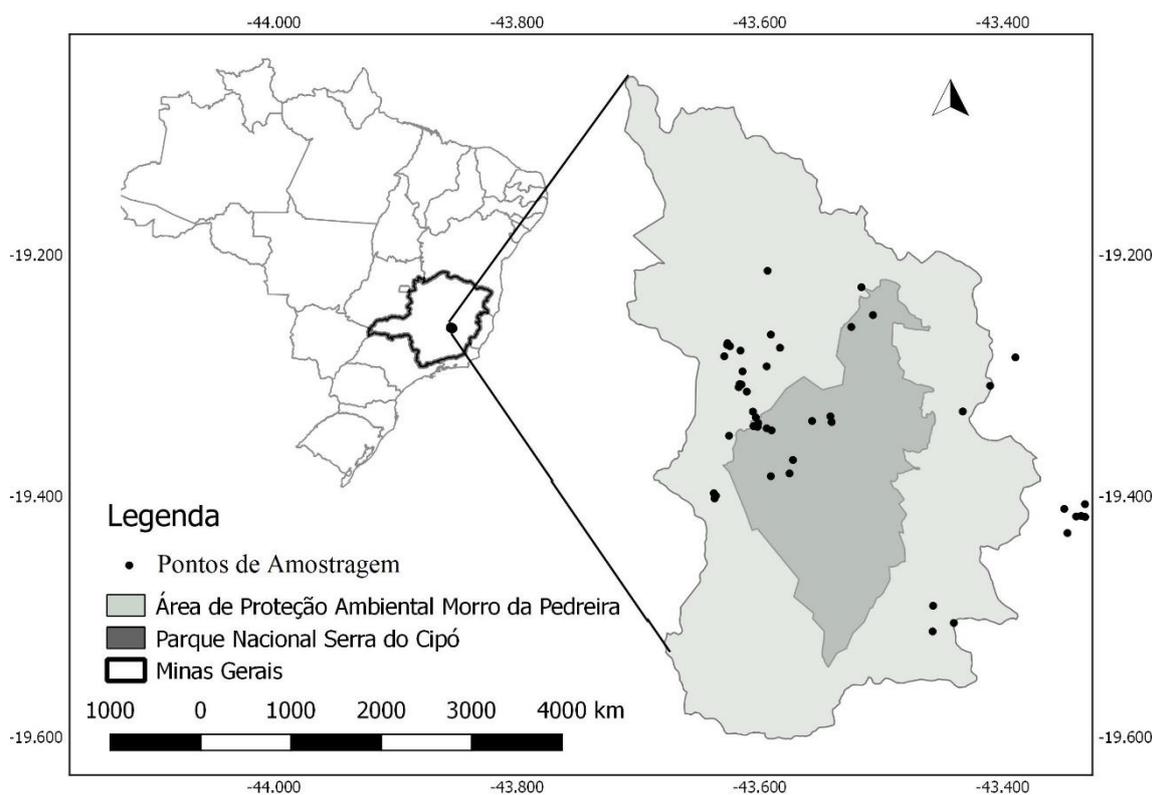
Apesar da pouca utilização de metodologias de amostragem complementares, o Brasil possui a segunda maior diversidade de morcegos do mundo com 178 espécies (Nogueira *et al.*, 2014). No bioma Cerrado foram registradas 77 espécies de morcegos (Marinho-Filho, 1996; Paglia *et al.*, 2012; Zortéa e Alho, 2008), já na Mata Atlântica este número

chega 117 espécies (Lara Muylaert, de *et al.*, 2017), respectivamente 43% e 65% da diversidade do grupo conhecida para o país. Apesar da expressiva importância destes biomas para conservação dos morcegos, ambos estão entre os mais devastados no Brasil no qual o Cerrado está reduzido a 50% e a Mata Atlântica a menos de 16% de suas coberturas originais (Françoso *et al.*, 2015; Ribeiro *et al.*, 2009). Neste contexto, o objetivo deste trabalho é produzir a primeira lista de espécies de morcegos da região sudeste em um importante ecótono entre os biomas Cerrado –Mata Atlântica, utilizando a combinação de monitoramento acústico e captura por redes de neblina. Com isso iremos demonstrar e discutir a necessidade de usar metodologias complementares para acessar de maneira eficaz a diversidade de morcegos.

## **Métodos**

### **Área de estudo**

Este estudo foi conduzido na região da Serra do Cipó, uma transição entre os Biomas Cerrado e Mata Atlântica localizada no sudeste do Brasil (Fig 1). Na Serra do Cipó existem duas Unidades de Conservação sobrepostas, o Parque Nacional Serra do Cipó (daqui em diante PARNA Cipó) e a Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira (daqui em diante Morro da Pedreira). Ambas unidades de conservação foram criadas para proteger a heterogeneidade do habitat da região (ICMBIO, 2016). É possível notar na paisagem quatro tipos de habitat bem característicos, são eles: i) Campos Rupestres, habitat dominante em regiões com altitude acima de 900 metros é composta por afloramentos rochosos e pequenos arbustos e gramíneas (Silveira *et al.*, 2016); ii) Cerrado, geralmente ocorrente em planícies na área de estudo é reconhecida pela presença de arbustos arvores tortuosas com até 5 metros de altura (Eiten, 1972); iii) Área cárstica, está presente na porção oeste da área de estudo, é facilmente reconhecida pelos afloramentos calcários e a presença de cavernas, a vegetação varia entre pequenas arvores no alto dos afloramentos até uma cobertura vegetal densa com arvores chegando até a 15 metros em sua base (Melo *et al.*, 2013); iv) Floresta de Galeria, ocorrem em vales encaixados sempre às margens de corpos d'água. Dentre os tipos de habitat da área de estudo é o que mais se assemelha com o bioma Mata Atlântica. Possui vegetação densa com arvores com mais de 20 metros (Gonzaga *et al.*, 2017).



**Figura 1: Mapa da área de estudo discriminando o Parque Nacional Serra do Cipó, a Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira e os pontos de amostragem.**

## Coleta de dados

Para acessar a diversidade de morcegos da área de estudo foram utilizadas duas metodologias, a captura de morcegos por redes de neblina e o monitoramento acústico. As metodologias foram aplicadas em noites sem chuva e na fase escura da lua (Appel *et al.*, 2017; Fenton *et al.*, 1977).

### *Redes de neblina*

A amostragem por redes de neblina foi executada em três sequências temporais, sendo que em cada sequência foram amostrados sites distintos em duas oportunidades correspondendo a estação seca e chuvosa. A primeira sequência ocorreu entre maio e agosto de 2011, com 6 sites/noites amostrados em cada estação sazonal distribuídos entre os tipos de habitat: campo rupestre (2 sites), cerrado (1) e mata de galeria (3), estas

amostragens ocorreram no município de Itambé do Mato Dentro, cerca de 2 km do limite do Morro da Pedreira. A segunda sequência temporal ocorreu entre os meses janeiro de 2012 e agosto de 2013, foram amostrados 9 sites por duas vezes em cada período sazonal, totalizando 36 noites de amostragem, concentradas nas áreas cársticas. A terceira sequência temporal ocorreu entre janeiro e novembro de 2015, foram amostrados 20 sites por estação sazonal distribuídos entre os tipos de habitat: área cárstica (5), cerrado (5), floresta de galeria (5) e campo rupestre (5). Ao todo foram realizadas 88 noites de amostragem com redes de neblina, distribuídas em quatro tipos de habitats campo rupestre (14), cerrado (12), floresta de galeria (16) e áreas cársticas (46).

Em todas as sequências temporais as redes eram armadas em trilhas e em possíveis locais de passagem de morcegos (Voss, 2009). As redes eram abertas no horário crepuscular e assim permaneciam por cinco horas consecutivas, vistoriadas de 30 em 30 minutos. Por noite foram armadas 10 redes de neblina com dimensões 12m X 2,5m X 25 mm. Em todas as sequências temporais os morcegos capturados foram marcados, na primeira sequência foi utilizado uma anilha metálica presa em um colar plástico e fixada no pescoço do animal, já na segunda e terceira sequências foram utilizadas anilhas metálicas fixadas no antebraço dos morcegos. Em todos os casos morcegos jovens e filhotes não foram marcados.

### ***Monitoramento acústico***

O monitoramento acústico ocorreu em única sequência temporal, entre janeiro e novembro de 2015, no qual foram amostrados 36 sites em duas estações sazonais distintas (seca e chuva) totalizando 72 noites de amostragem. Os sites foram distribuídos em quatro tipos de habitat: -Campo rupestre (9), Cerrado (9), Florestas de galeria (9) e áreas cársticas (9). A amostragem em cada site foi realizada através de três transectos lineares distantes 50 metros entre eles. Cada transecto possui 100 metros de comprimento com 3 estações de gravações (início, meio e fim). As gravações foram feitas em movimento de uma estação a outra e por três minutos em cada estação. Utilizamos o detector de morcegos Petterson D1000x, com sistema de gatilho manual. O gatilho era acionado quando escutado a passagem de morcegos em modo heterodyne e escaneamento em divisão de frequência. As gravações eram feitas em tempo real, usando a seguinte configuração: 400 kHz *sampling rate*, pre-gatilho de 3s e 20s pós-gatilho. Nós consideramos como uma

passagem de morcego (*bat pass*) a sequência de duas ou mais chamadas de eco localização limitadas pelo tempo de pós gatilho ou por um *Feed buzz* (Fenton 2004; Estrada – Villegas et al., 2010).

### ***Identificação das espécies***

As espécies capturadas foram identificadas de acordo com caracteres morfológicos externos com auxílio de literatura específica e chaves de identificação (Lim e Engstrom, 2001; López-Baucells *et al.*, 2016). Os chamados acústicos foram analisados no software Avisoft SASlab para o 5.1. Excluímos chamadas atenuadas seguindo o padrão de qualidade de (Jung, Molinari e Kalko, 2014). Das chamadas selecionadas foram aferidos os seguintes padrões acústicos: duração, frequência máxima, frequência mínima, frequência de máxima energia e harmônica de máxima energia. Isso foi realizado usando um espectrograma com 540 *Fast Fourier transformation* com *frame* de 100% e *overlap* de 93,75%. As medidas acústicas foram comparadas com dados disponíveis em bibliotecas virtuais e guia de identificação (Appel *et al.*, 2016; López-Baucells *et al.*, 2016; Zamora-Gutierrez, Lopez-Gonzalez, MacSwiney Gonzalez, Fenton, Jones, Kalko, Elisabeth K.V., *et al.*, 2016). As imagens dos espectrogramas foram criados utilizando o software Raven Pro 1.5.0 (Bioacoustic Research Program., 2014). Os chamados acústicos com sobreposição de medidas foram agrupados, formando grupos de sonótipos. Adicionalmente, os morcegos capturados foram separados em guildas tróficas (Kalko, Handley e Handley, 1996) e os animais gravados foram separados em guildas eco-morfológicas (Denzinger e Schnitzler, 2013; Schnitzler e Kalko, 2001).

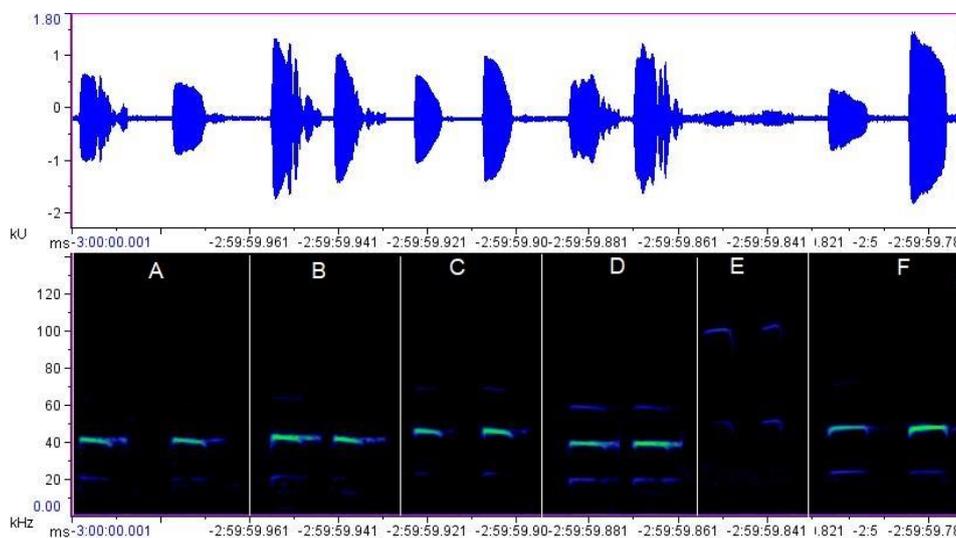
### **Análise de dados**

A suficiência amostral foi analisada através de curvas de acumulação de espécies distintas para cada metodologia de amostragem, utilizando estimador Jackknife de primeira ordem. As análises foram feitas no software R (R Core Team, 2017), utilizando o pacote Vegan (Oksanen *et al.*, 2017). Aplicamos uma análise de ordenação multidimensional não métrica (NMDS) com 9999 repetições calculado com índice de similaridade de Jaccard para analisar a variação da composição da comunidade em relação as metodologias de amostragem. Para testar se a composição da comunidade amostrada pelas diferentes metodologias foi diferente aplicamos uma PERMANOVA com 9999 repetições com o

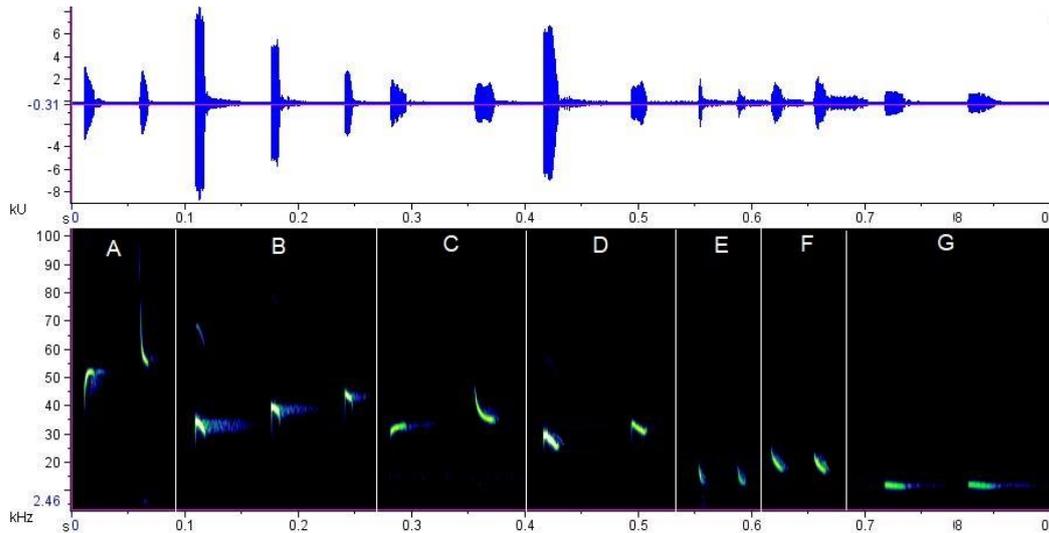
índice de similaridade de Jaccard. Para estas análises de diferença da composição entre os métodos aplicados (NMDS e PERMANOVA) nós utilizamos 40 noites amostrais correspondente a terceira sequência temporal, uma vez que a amostragem de redes de neblina e levantamento acústico foram feitas de forma simultânea apenas nestas ocasiões. As análises foram feitas no Software Past (Hammer, 2017). Foram retiradas do NMDS e PERMANOVA noites em que não houve capturas. Tanto para a curva de acumulação de espécies quanto para as análises de composição da comunidade foram adotados dados de presença/ausência de espécies por evento de captura ou gravação.

## Resultados

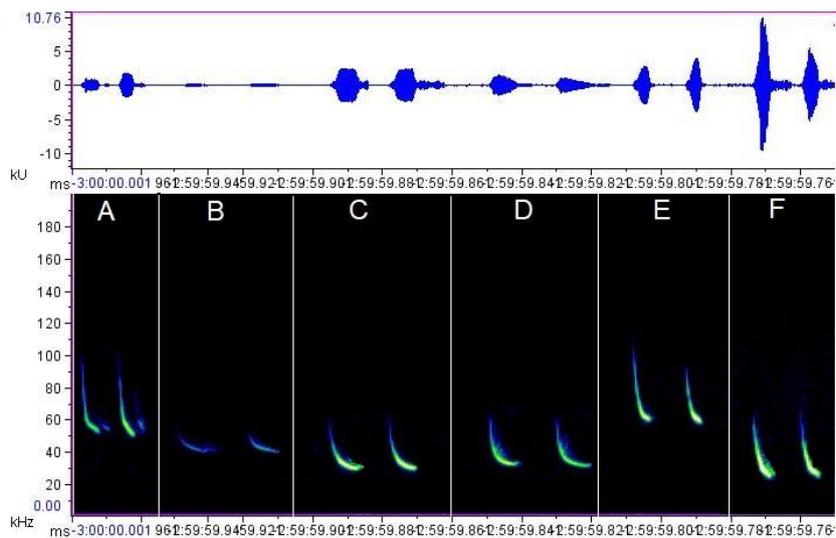
Com a combinação das metodologias de redes de neblina e monitoramento acústico foi possível identificar a ocorrência de 44 espécies e sete grupos de espécies de morcegos, distribuídas em quatro famílias, Emballonuridae (6 espécies, Figura 2), Molossidae (4 espécies e 3 grupos, Figura 3), Phyllostomidae (28 espécies) e Vespertilionidae (6 espécies e 4 grupos, Figura 4) na região da Serra do Cipó (Tabela1).



**Figura 2:** Espectrograma dos chamados acústicos da família Emballonuridae: A= *Peropteryx macrotis*; B= *Peropteryx trinitatis*; C= *Peropteryx* sp1; D= *Peropteryx* sp2; E= *Rhynchonycteris naso*; F = *Saccopteryx bilineata*.



**Figura 3: Espectrograma dos chamados acústicos da família Molossidae: A= *Molossops temminckii*; B= *Molossus molossus*; C= *Promops centralis*; D= Molossideo 1; E= Molossideo 2; F = Molossideo 3; G= *Eumops* sp.**



**Figura 4: Espectrograma dos chamados acústicos da família Vespertilionidae: A= *Myotis nigricans*; B= *Lasiurus ega*; C= Vespertilionideo1 ; D= Vespertilionideo 2; E= Vespertilionideo 3; F = Vespertilionideo 4.**

Para a metodologia de redes de neblina foi aplicado um esforço de captura total de 158.400 m<sup>2</sup>.h, obtendo um sucesso de captura de 0.0036 morcegos/m<sup>2</sup>.h. Foram capturados 581 morcegos distribuídos em 34 espécies: seis da família Vespertilionidae e 28 da família Phyllostomidae (Tabela 1). O índice Jackknife 1 estimou 43 espécies como riqueza máxima (SD +- 3.42). O índice de completude amostral, indica que 77% das espécies de morcegos foi amostrada e a curva de acumulação de espécies permaneceu

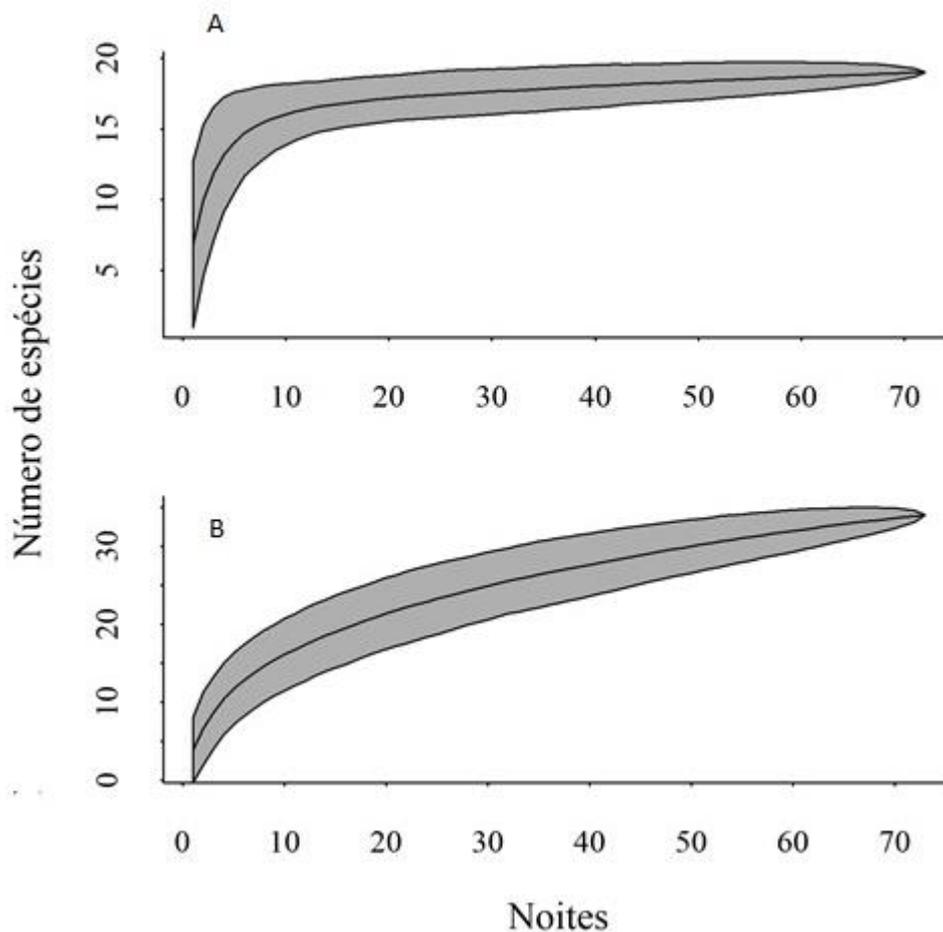
ascendente (Figura 6 B) isto é um indicativo de que com o aumento do esforço amostral provavelmente serão registradas novas espécies para a região. As espécies mais abundantes foram *Desmodus rotundus* (102 capturas), *Artibeus planirostris* (84), *Glossophaga soricina* (83), *Carollia perspicillata* (66) e *Platyrrhinus lineatus* (55). Neste estudo 44% das capturas foram de morcegos frugívoros, 27% são nectarívoros, 20% hematófagos, 4% insetívoros, 3% insetívoros raspadoras e 2 % onívoros.

**Tabela 1: Morcegos e grupos registrados na região da Serra do Cipó, Minas Gerais - Brasil. É discriminado o tipo de registro: i) Registro acústico, no qual se leva em conta o número de passagens gravadas. ii) Captura em rede de neblina. O habitat onde cada espécie foi registrada, sendo: CR= Campo Rupestre; CAR = Área cárstica; CE =Cerrado *strictu sensu* e GA = Floresta de Galeria.**

Táxon/Grupo	Registro Acústico (passagens)	Captura rede de neblina	Guilda trófica	Guilda Eco-morfológica	Habitat registrado
<b>Emballonuridae</b>					
<i>Peropteryx macrotis</i> (Wagner, 1843)	128	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	CR ; CAR ; CE; GA
<i>Peropteryx trinitatis</i> Miller, 1899	530	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	CR ; CAR ; CE; GA
<i>Peropteryx</i> sp1	100	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	CAR ; CE; GA
<i>Peropteryx</i> sp2	155	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	GA
<i>Saccopteryx bilineata</i> (Temminck, 1838)	7	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	CAR
<i>Rhynchonycteris naso</i> (Wied-Neuwied, 1820)	6	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	GA
<b>Phyllostomidae</b>					
Desmodotinae					
<i>Desmodus rotundus</i> (É. Geoffroy, 1810)	0	102	Hematófago	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR ; CAR ; CE; GA
<i>Dieamus youngi</i> (Jentink, 1893)	0	10	Hematófago	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CAR
<i>Diphylla ecaudata</i> Spix, 1823	0	5	Hematófago	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CAR
Glossophaginae					
<i>Anoura caudifer</i> Gray, 1838	0	33	Nectarívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR ; CAR ; CE; GA
<i>Anoura geoffroyi</i> (É. Geoffroy, 1818)	0	19	Nectarívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR ; CAR ; CE; GA
<i>Glossophaga soricina</i> (Pallas, 1766)	0	83	Nectarívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR ; CAR ; CE; GA
<i>Lonchophylla bokermanni</i> Sazima, Vizotto & Taddei 1978	0	14	Nectarívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR ; CE; GA
<i>Lonchophylla dekeyseri</i> Taddei, Vizotto & Sazima 1983	0	8	Nectarívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CAR ; CE
<i>Lonchophylla mordax</i>	0	4	Nectarívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CAR

<b>Phyllostominae</b>					
<i>Micronycteris megalotis</i> (Gray, 1842)	0	4	Insetívoro catador	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CE
<i>Micronycteris microtis</i> Miller, 1898	0	2	Insetívoro catador	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR
<i>Micronycteris sanborni</i>	0	1	Insetívoro catador	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CAR
<i>Micronycteris sp.</i>	0	7	Insetívoro catador	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CAR
<i>Micronycteris schmidtorum</i> , 1935	0	2	Insetívoro catador	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR
<i>Mimon bennettii</i> (Gray, 1838)	0	2	Insetívoro catador	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	GA
<i>Glyphonycteris behnii</i>	0	2	Insetívoro catador	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR ; CE
<i>Phyllostomus hastatus</i>		2	Onívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CAR
<i>Phyllostomus discolor</i> Wagner, 1843	0	12	Onívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CAR ; CE
<i>Trachops cirrhosus</i> (Spix, 1823)	0	1	Onívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR
<b>Carolliinae</b>					
<i>Carollia brevicauda</i> (Schinz, 1821)	0	5	Frugívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR; GA
<i>Carollia perspicillata</i> (Linnaeus, 1758)	0	66	Frugívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CAR ; CE; GA
<b>Stenodermatinae</b>					
<i>Artibeus lituratus</i> (Olfers, 1818)	0	17	Frugívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR ; CAR ; CE; GA
<i>Artibeus planirostris</i> Leach, 1821	0	84	Frugívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR ; CAR ; CE; GA
<i>Artibeus obscurus</i> (Schinz, 1821)	0	4	Frugívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CE;GA
<i>Chiroderma doriae</i> Thomas, 1891	0	1	Frugívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CE
<i>Platyrrhinus lineatus</i> (É. Geoffroy, 1810)	0	55	Frugívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CAR ; CE; GA
<i>Pygoderma bilabiatum</i> (Wagner, 1843)	0	1	Frugívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	GA
<i>Sturnira lilium</i> (É. Geoffroy, 1810)	0	6	Frugívoro	FORAGEADOR DE ESPAÇO FECHADO	CR ; CAR; CE; GA
<b>Molossidae</b>					
<i>Molossops temminckii</i> (Burmeister, 1854)	76	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE BORDA	CR ; CAR ; GA
<i>Molossus molossus</i> (Pallas, 1766)	133	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	CR ; CAR ; CE; GA
<i>Promops centralis</i> (Thomas, 1915)	162	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	CR ; CAR ; CE; GA
<i>Eumops sp.</i>	628	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	CR ; CAR ; CE; GA
Molossideo 1	112	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	CR ; CAR ; CE; GA

Molossideo 2	606	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	CR ; CAR ; CE; GA
Molossideo 3	2781	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE ESPAÇO ABERTO	CR ; CAR ; CE; GA
<b>Vespertilionidae</b>					
<i>Lasiurus blossevilli</i>	0	1	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE BORDA	CAR
<i>Lasiurus ega</i> (Gervais, 1856)	127	1	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE BORDA	CR ; CE; GA
<i>Myotis nigricans</i> (Schinz, 1821)	1050	15	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE BORDA	CR ; CAR ; CE; GA
<i>Myotis</i> sp.	0	8	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE BORDA	CAR;CE; GA
<i>Histiotus velatus</i>	0	1	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE BORDA	CAR
<i>Histiotus macrotus</i> (Poepfig, 1835)	0	1	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE BORDA	CE
Vespertilionideo 1	1336	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE BORDA	CR ; CAR ; CE; GA
Vespertilionideo 2	102	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE BORDA	CR ; CAR ; CE; GA
Vespertilionideo 3	264	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE BORDA	CR ; CAR ; CE; GA
Vespertilionideo 4	62	0	Insetívoro aéreo	FORAGEADOR DE BORDA	CR ; CAR ; CE; GA

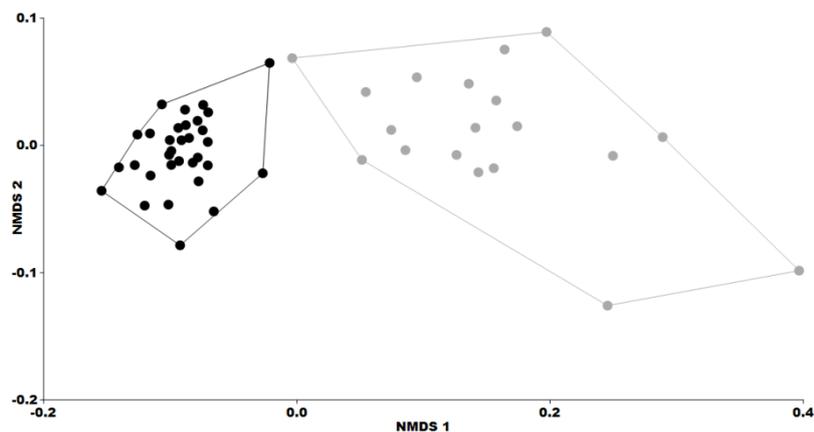


**Figura 6: Curva de acumulação de espécies de morcegos em função das noites amostradas na região da Serra do Cipó, Minas Gerais - Brasil. A) Comunidade amostrada por monitoramento acústico. B) Comunidade amostrada por redes de neblina.**

Ao todo foram feitos 11.330 minutos de gravações acústicas, resultando em 8.770 passagens de gravadas, sendo 0,78 passagem/minuto. Ao todo foram registramos 11 espécies, sete grupos. Os sete grupos: Vespertilionideo1 (*Eptesicus furinalis* e *Lasiurus blossevilli*); Vespertilionideo 2 (*Eptesicus chiriquinus* e *Eptesicus brasiliensis*); Vespertilionideo 3 (*Rhogeessa* sp. e *Myotis levis*); Vespertilionideo 4 (*Myotis ruber* e *Myotis riparius*); Molossideo 1 (*Molossus rufus* e *Molossus currentium*); Molossideo 2 (*Cynomops greenhalli*; *Eumops auripendulus*; *Nyctinomops macrotis*); Molossideo 3 (*Cynomops planirostris*, *Nyctinomops laticaudatus*, *Tadarida brasiliensis*, *Eumops glaucinus*).

As espécies/grupos com maior número de passagens registrada foram: Molossideo 3 (2.781 passagens), Vespertilionideo 1 (1336), *Myotis nigricans* (1050), Molossideo 2 (606), *Eumops* spp (628) e *Peropteryx trinitatis* (530). O índice Jackknife 1 estimou 21 espécies como riqueza máxima (SD+- 1.39). O índice de completude amostral indica que 90% das espécies foram amostradas, sendo observado que a curva de acumulação de espécies tende a estabilização (Fig 6A). Foram adicionados à lista de morcegos do estado de Minas Gerais - Brasil duas espécies, *Peropteryx trinitatis* e *Promops centralis*. E amostrados animais com raras capturas para o Estado de Minas Gerias, como: *Histiotus montanus* e *Glyphonycteris behnii*.

Foi possível notar que o método de coleta influenciou na composição da comunidade amostrada (NMDS, Stress Final = 0.32;  $r = 0.55$ , Figura: 7), sendo que esta diferença se mostrou significativa (PERMANOVA,  $p=0.0001$ ,  $F= 14.95$ ).



**Figura: 3** NMDS comunidade de morcegos amostrados por redes de neblina e monitoramento acústico: círculo cinza = rede de neblina; círculo preto = monitoramento acústico.

## Discussão

Do nosso conhecimento, este é o primeiro estudo que combina o monitoramento acústico e redes de neblina no sudeste do Brasil. Com isso fomos capazes de registrar duas novas espécies para o Estado de Minas Gerais e pelo menos 51 espécies de morcegos para a região da Serra do Cipó, o que corresponde a 63% da riqueza conhecida para o estado (Moras, Gomes e Tavares, 2015; Tavares *et al.*, 2010). A riqueza de morcegos amostrada na Serra do Cipó se mostrou alta se comparada a outros estudos realizados em Minas Gerais (Falcão, Rebêlo e Talamoni, 2003; Gomes, Silva e Tavares, 2015; Talamoni *et al.*, 2013; Tavares *et al.*, 2010; Torquetti, Silva e Talamoni, 2017).

A maior captura de *Desmodus rotundus* por redes de neblina era esperado, por duas principais razões: i) a região de estudo está situada na margem leste do maior grupo cárstico da América Latina (Auler, 2002) e esta espécie possui ampla ocupação em cavidades (Talamoni *et al.*, 2013; Torquetti, Silva e Talamoni, 2017). E, ii) pela região assim como grande parte do estado de Minas Gerais possui um dos maiores rebanhos bovinos do país (IBGE, 2015), logo, a região do estudo oferece em abundância alimento e abrigo para espécie em questão. Além de *D. rotundus* foi possível amostrar as outras duas espécies hematófagas conhecidas, *Diphylla ecaudata* e *Diaemus youngi*, ao todo os hematófagos foram a terceira guilda mais capturada. Dos três hematófagos *D. youngi* é o que possui menos registros em Minas Gerais (Torquetti *et al.*, 2013). A captura desta espécie foi realizada em afloramento cárstico, reforçando a ideia de que *D. youngi* é uma espécie com forte ligação ao ambiente cárstico (Aguiar, Camargo e Portella, 2006).

Os frugívoros foram a guilda mais capturada e com maior número de espécies fato recorrente nos biomas Cerrado e Mata Atlântica (Garbino, 2016; Gutiérrez e Marinho-Filho, 2017; Stevens, 2013). A espécie mais comum foi *Artibeus planirostris*, animal com grande distribuição por toda o território nacional (Nogueira *et al.*, 2014) e em Minas Gerais (Tavares *et al.*, 2010). Ressalta-se a baixa abundância de *Artibeus lituratus* (17), morcego conhecido por resistir a alterações no ambiente e abundante em áreas urbanas e plantações (Bruno, Garcia e Gotschalg, 2011; Esbérard *et al.*, 2014) o que nos faz acreditar no bom estado de conservação da área de estudo.

Foram capturadas seis espécies de morcegos nectarívoros a segunda guilda mais comum na área em nossa amostragem. O fato da espécie nectarívora mais abundante ser *Glossophaga soricina* (83) é um resultado esperado, primeiro pela forte ligação desta

espécie com ambientes cársticos (Torquetti, Carmo e Talamoni, 2011; Torquetti, Silva e Talamoni, 2017), e também por vários vegetais usados na alimentação da espécie terem registros nos diferentes tipos de habitat da área de estudo (Neto e Júnior, 2002) ocupando todos os biomas (Reis *et al.*, 2007). O gênero *Lonchophylla* foi representado por três espécies, *L. mordax* (Nogueira *et al.* 1996), porém esta é uma espécie que está presente em Estados limítrofes com Minas Gerais, como; Bahia, Rio de Janeiro, São Paulo e Mato Grosso do Sul (Dias, Peracchi e Silva, 2002; Fischer *et al.*, 2015; Reis *et al.*, 2007). Já *L. bokermanni* é um importante registro uma vez que a Serra do Cipó é sua localidade tipo e teve sua redescoberta recente na região (Nascimento *et al.*, 2013). A outra espécie do gênero é *Lonchophylla dekeyseri*, também conhecido como “morceguinho do cerrado” é alvo de um plano de ação nacional para conservação, principalmente por conta da baixa distribuição e forte ligação com bioma Cerrado (Aguiar, 2006). Atualmente *L. dekeyseri* espécie consta na lista nacional de espécies da fauna ameaçadas de extinção na categoria em perigo (Portaria no 444, 2014) . Tanto *L. bokermanni* quanto *L. dekeyseri* são animais que constam como endêmicos do bioma cerrado (Gutiérrez e Marinho-Filho, 2017; Teixeira, Dias e Vale, 2015) e encontrá-los em um ecótono ressalta a importância destas regiões para a conservação de espécies raras e endêmicas.

A maioria dos morcegos da subfamília Phyllostominae são conhecidos como frágeis a alteração do ambiente, excluindo-se algumas espécies do gênero *Phyllostomus* (Medellín, Equihua e Amin, 2008). Na presente amostragem foram capturadas nove das dezesseis espécies desta subfamília conhecidas para o estado (Moras, Gomes e Cunha Tavares, Da, 2015; Tavares *et al.*, 2010). Este é mais um indicativo de alto grau de conservação da área de estudo. Já os morcegos insetívoros foram representados por cinco espécies todas da família Vespertilionidae e tiveram uma baixa captura por redes de neblina (27), menos de 5% da amostragem. Porém mesmo com a baixa amostragem de morcegos insetívoros, foi possível registrar um indivíduo de *Histiotus montanus*, este animal teve o primeiro registro conhecido para Minas Gerais recentemente (Carvalho *et al.*, 2013) a cerca de 340 km da área de estudo do presente trabalho, em domínio de Mata Atlântica.

O fato de insetívoros forrageadores de espaço aberto ser a guilda mais gravada na área de estudo (5680 passagens), com maior riqueza (12 espécies) e com as espécies/grupos mais gravadas como, *Molossidae* 3 e *Eumops* spp provavelmente está relacionado com dois fatores primordiais: i) área de estudo ter prevalência por ambientes savânicos como campos rupestres e cerrado que não possuem sub-bosque (Alves e Kolbek, 1994; Eiten,

1972) e ii) A maioria das espécies desta guilda como: Molossideo 3, *Peropteryx trinitatis* e Molossideo 2 são frequentemente amostradas em cavernas e fendas nas rochas, abundantes em ambientes cárstico como os existentes na área de estudo. Das espécies forrageadoras de espaço aberto destacamos a presença de *Peropteryx trinitatis* e *Promops centralis*, ambas espécies não possuem registro de captura para Minas Gerais e ambas espécies são de fácil reconhecimento após análise acústica. *Peropteryx trinitatis* possui ocorrência no Brasil conhecida para região norte e nordeste (Hintze, Barbier e Bernard, 2016; Santos, Silva e Faria, 2016). Já *P. centralis* teve sua distribuição recentemente aumentada tanto por captura (Fischer *et al.*, 2015) quanto por análises acústicas (González-Terrazas *et al.*, 2016). De fato, entendemos que extensão de distribuição apenas por registros acústicos não são usuais, mas de qualquer forma deixamos aqui o alerta para ocorrência destas espécies.

Para os morcegos insetívoros forrageadores de espaço de borda foram gravadas 3036 passagens e estão distribuídos em sete espécies/grupos em nossa amostragem. Destacamos a presença do grupo Vespertilionideo 1 e *Myotis nigricans*. As espécies que formam o grupo Vespertilionidae 1 (*Eptesicus furinalis* e *Lasiurus blossevilli*) possuem ampla distribuição no Brasil ocupando vários biomas e todos os Estados limítrofes à Minas Gerais (Reis *et al.*, 2007). São animais com sonar adaptado a forrageio em borda de florestas e sub-bosque (Denzinger e Schnitzler, 2013). *Myotis nigricans* também possui ampla distribuição no território nacional e está presente em todos os biomas (Reis *et al.*, 2007). Recentemente foi registrado alta atividade alimentar desta espécie em ambientes cárstico o que nos faz acreditar que este é um dos motivos de sua alta atividade no presente (Dias-Silva *et al.*, 2018).

De fato, observamos neste estudo que a composição da comunidade amostrada pelo monitoramento acústico e por rede de neblina são diferentes. Com isso resultados utilizando apenas uma das abordagens podem gerar graves erros. Por exemplo, *Myotis nigricans* se mostrou uma espécie comum pelo levantamento acústico, porém se analisada apenas os dados de coleta em rede de neblina poderia ser tratada como uma espécie rara. Todos os inventários de morcegos para o estado de Minas Gerais que conhecemos são realizados com a amostragem por rede de neblina, busca em abrigos ou registros ocasionais (Clara, Stumpp e Lessa, 2013; Falcão, Rebêlo e Talamoni, 2003; Gomes, Silva e Tavares, 2015; Knegt, De *et al.*, 2005; Souza *et al.*, 2006; Stutz *et al.*, 2004; Talamoni *et al.*, 2013; Tavares *et al.*, 2010). Acreditamos que o alto custo dos equipamentos

acústicos é o principal motivo para os poucos estudos com a metodologia no Brasil, uma vez que não há equipamentos de fabricação nacional e as taxas de importações são expressivamente elevadas (Hourigan *et al.*, 2008).

Além do alto custo, a escassez de chamados de referência e chave de identificação acústica de morcegos neotropicais pode ter impedido o uso desta metodologia, porém foram lançadas recentemente a primeira biblioteca digital com chamados de referência para morcegos da Amazônia (Appel *et al.*, 2016) e a primeira chave de identificação acústica para morcegos do Brasil (López-Baucells *et al.*, 2016), o que pode incentivar a aplicação do monitoramento acústico de morcegos. Com o aprimoramento da identificação acústica o número de espécies registrada neste estudo poderia ter sido maior, uma vez que, por limitação da nossa biblioteca acústica, não fomos capazes de distinguir o chamado acústico de algumas espécies, formando assim grandes grupos como Molossideo 3. Com isso, acreditamos que o estudo da fauna de morcegos no Brasil pode ser severamente enriquecido com a combinação de amostragem por redes de neblina e monitoramento acústico. Portanto, incentivamos a maior aplicação destes métodos e criação de novas bibliotecas acústicas, para possibilitar uma identificação precisa dos morcegos insetívoros.

## **Agradecimentos**

Agradecemos à CAPES e ao CNPq pela bolsa de doutorado recebida por L. Dias -Silva. Dias-Silva foi apoiado por financiamentos concedidos a Marco A. R. Mello pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq 472372 / 2013-0) e pela Fundação de Pesquisas de Minas Gerais (FAPEMIG APQ-01043-13). Agradecemos a Marco A. R. Mello, Kirsten Jung por ajuda com o desenho original do estudo, avaliação de dados e identificação acústica. Estamos também gratos a Kirsten Jung, Marco Tschapka e Instituto de Ecologia Evolutiva e Genômica da Conservação (Universidade de Ulm) por fornecer o Peterson D1000x e o Avisoft dongle necessário para realizar este estudo. Agradecemos a Tatiane Rodrigues, Rafael Almeida, Marina Iza, Ludmila Hufnagel, Pedro Rezende, Natalia Camilo, Patrick Oliveira, Jessica Martins e a

toda a equipe do Parque Nacional da Serra do Cipó e da Área de Proteção Ambiental do Morro da Pedreira por ajuda durante o trabalho de campo.

## Referência bibliográficas

- AGUIAR, L. M. . **Plano de Manejo de Lonchophylla dekeyseri**Brasil, 2006.
- AGUIAR, L. M. DE S.; CAMARGO, W. R. DE; PORTELLA, A. DE S. Occurrence of white-winged vampire bat, *Diaemus youngi* (Mammalia, Chiroptera), in the Cerrado of Distrito Federal, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 23, n. 3, p. 893–896, 2006.
- ALVES, R. J. V; KOLBEK, J. Plant-species endemisms in savanna vegetation on table mountains (Campos rupestres) in Brazil. **Vegetatio**, v. 113, n. 125, p. 125–139, 1994.
- APPEL, G. *et al.* **MORCEGOTECA: biblioteca virtual de ultrassons de morcegos**. Disponível em: <<https://ppbio.inpa.gov.br/Morcegoteca>>. Acesso em: 12 abr. 2017.
- APPEL, G. *et al.* Aerial insectivorous bat activity in relation to moonlight intensity. **Mammalian Biology**, v. 85, p. 37–46, 2017.
- AULER, A. S. Karst Areas in Brazil and the Potential for Major Caves - an Overview. **Boletín de la Sociedad Venezolana de Espeleología**, n. 36, p. 29–35, 2002.
- BARATAUD, M.; GIOSA, S. Identification et écologie acoustique des chiroptères de La Réunion. **Le Rhinolophe**, v. 19, p. 147–175, 2013.
- BATALHA, M. A; MANTOVANI, W.; MESQUITA JÚNIOR, H. N. DE. Vegetation structure in cerrado physiognomies in south-eastern Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 61, n. 3, p. 475–483, 2001.
- BRUNO, M.; GARCIA, F. D. C.; GOTSCHALG, A. P. Levantamento da quiropterofauna do Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado, Belo Horizonte, MG, Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 17, n. 1, p. 877–884, 2011.
- CARVALHO, W. D. *et al.* Extension of geographic range, notes on taxonomy and roosting of *Histiotus montanus* (Chiroptera: Vespertilionidae) in southeastern Brazil. **mammalia**, v. 77, n. 3, p. 341–346, 1 jan. 2013.
- CLARA, M.; STUMPP, R.; LESSA, G. Bats (Mammalia: Chiroptera) of Mata do Paraíso research station, Viçosa, Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v. 9, n. 6, p. 1406–1409, 2013.
- DENZINGER, A.; SCHNITZLER, H.-U. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. **Frontiers in physiology**, v. 4, p. 164, 2013.

DENZINGER, A.; KALKO, E. K. V.; JONES, G. **Ecological and evolutionary aspects of echolocation in bats** (JA Thomas, CF Moss, and M. Vater, eds.). University of Chicago Press, Chicago, Illinois, 2004.

Disponível em:

<<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Ecological+and+evolutionary+aspects+of+echolocation+in+bats#0>>

DIAS-SILVA, L. *et al.* Feeding and social activity of insectivorous bats in a complex landscape: The importance of gallery forests and karst areas. **Mammalian Biology**, v. 88, p. 52–63, 2018.

DIAS, D.; PERACCHI, A. L.; SILVA, S. S. P. DA. Quirópteros do Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, Brasil (Mammalia, Chiroptera). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 19, n. suppl 2, p. 113–140, dez. 2002.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, n. 2, p. 201–341, abr. 1972.

ESBÉRARD, C. E. L. *et al.* Bats (Mammalia, Chiroptera) of an urban park in the metropolitan area of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 104, n. 1, p. 59–69, mar. 2014.

FALCÃO, F. DE C.; REBÊLO, V. F.; TALAMONI, S. A. Structure of a bat assemblage (Mammalia, Chiroptera) in Serra do Caraça Reserve, South-east Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 20, n. 2, p. 347–350, 2003.

FENTON, M. B. *et al.* Activity Patterns, Habitat Use, and Prey Selection by Some African Insectivorous Bats. **Biotropica**, v. 9, n. 2, p. 73, jun. 1977.

FISCHER, E. *et al.* Bat fauna of Mato Grosso do Sul, southwestern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 15, n. 2, jun. 2015.

FRANÇOSO, R. D. *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 35–40, 1 jan. 2015.

GARBINO, G. S. T. Research on bats (Chiroptera) from the state of São Paulo, southeastern Brazil: Annotated species list and bibliographic review. **Arquivos de Zoologia, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo**, v. 47, n. 3, p. 43–128, 2016.

GOMES, A. M.; SILVA, L. H. D.; TAVARES, V. D. C. Morcegos associados a ecossistemas ferruginosos de Minas Gerais. **Geossistemas ferruginosos do Brasil**, p. 233–258, 2015.

GONZAGA, A. P. D. *et al.* Brazilian Deciduous Tropical Forest enclaves: floristic, structural and environmental variations. **Brazilian Journal of Botany**, 2017.

GONZÁLEZ-TERRAZAS, T. P. *et al.* New records and range extension of *Promops centralis* (Chiroptera: Molossidae). **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 87, n. 4, p. 1407–1411, 1 dez. 2016.

GRIFFIN, D. R. **Bat sounds under natural conditions, with evidence for echolocation of insect prey** *Journal of Experimental Zoology* Wiley Subscription

- Services, Inc., A Wiley Company, , ago. 1953. Disponível em:  
<<http://doi.wiley.com/10.1002/jez.1401230304>>. Acesso em: 6 abr. 2017
- GUTIÉRREZ, E. E.; MARINHO-FILHO, J. The mammalian faunas endemic to the Cerrado and the Caatinga. **ZooKeys**, v. 2017, n. 644, p. 105–157, 2017.
- HAMMER, O. ; D. H. ; P. R. **Paleontological statistics software package for education and data analysis** *Palaeontologia Electronica*, , 2017. Disponível em:  
<<https://folk.uio.no/ohammer/past/>>
- HEER, K. *et al.* Effects of land use on bat diversity in a complex plantation-forest landscape in Northeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 4, p. 720–731, 2015.
- HINTZE, F.; BARBIER, E.; BERNARD, E. Emballonuridae Gervais, 1855 (Chiroptera) of reserva biológica de Saltinho (Atlantic forest), in Brazil, revealed by echolocation. **Check List**, v. 12, n. 4, 2016.
- HORTAL, J. *et al.* Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, n. 1, p. 523–549, 2015.
- HOURIGAN, C. L. *et al.* A comparison of the effectiveness of bat detectors and harp traps for surveying bats in an urban landscape. **Wildlife Research**, v. 35, n. 8, p. 768–774, 2008.
- ICMBIO. **Cadastro Nacional de Informações Espeleológicas**. Disponível em:  
<[www.icmbio.gov.br/cecav/canie.html](http://www.icmbio.gov.br/cecav/canie.html)>. Acesso em: 12 abr. 2017.
- JONES, G.; TEELING, E. C. The evolution of echolocation in bats. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 21, n. 3, p. 149–156, 2006.
- JUNG, K.; KALKO, E. K. V; HELVERSEN, O. VON. Echolocation calls in Central American emballonurid bats: Signal design and call frequency alternation. **Journal of Zoology**, v. 272, n. 2, p. 125–137, 2007.
- JUNG, K.; MOLINARI, J.; KALKO, E. K. V. Driving factors for the evolution of species-specific echolocation call design in new world free-tailed bats (Molossidae). **PLoS ONE**, v. 9, n. 1, 2014.
- KALKO, E. Neotropical leaf-nosed bats (Phyllostomidae): “whispering” bats or candidates for acoustic surveys? *In: RIGHAM, M. et al. (Eds.). . Bat echolocation research: tools, techniques and analysis.* [s.l: s.n.]. p. 63–69.
- KALKO, E. K. V.; HANDLEY, C. O.; HANDLEY, D. Organization, diversity and long-term dynamics of a neotropical bat community. *In: CODY, M. L.; SMALLWOOD, J. A. (Eds.). . Long-term studies of vertebrate communities.* San Diego: Academic, 1996. p. 503–553.
- KNEGT, L. V. DE *et al.* Morcegos capturados no município de Belo Horizonte, 1999-2003. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 57, n. 5, p. 576–583, 2005.
- KUENZI, A. J.; MORRISON, M. L. **Detection of Bats by Mist-Nets and Ultrasonic**

- Sensors Wildlife Society Bulletin** Wiley Wildlife Society, , 1998. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/3784055>>. Acesso em: 12 nov. 2017
- LARA MUYLEAERT, R. DE *et al.* ATLANTIC BATS: a dataset of bat communities from the Atlantic Forests of South America. **Ecology**, 6 set. 2017.
- LIM, B. K.; ENGSTROM, M. D. Bat community structure at Iwokrama Forest, Guyana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 5, p. 647–665, 2001.
- LÓPEZ-BAUCELLS, A. *et al.* **Field guide to Amazon Bats**. Av. André Araújo, 2936 - Petrópolis, Manaus - AM, 69067-375, Brazil: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), 2016. v. 1
- MARINHO-FILHO, J. The brazilian Cerrado bat fauna and its conservation. **Chiroptera Neotropical**, v. 2, n. 1, p. 37–39, 1996.
- MEDELLÍN, R. A.; EQUIHUA, M.; AMIN, M. A. Bat Diversity and Abundance as Indicators of Disturbance in Neotropical Rainforests. **Conservation Biology**, v. 14, n. 6, p. 1666–1675, 7 jul. 2008.
- MELO, P. H. A. *et al.* Floristic composition of angiosperms in the karst of upper São Francisco river, Minas Gerais state, Brazil Pablo objetivo deste estu. **Rodriguésia**, v. 64, n. 1, p. 029–036, 2013.
- MEYER, C. F. J. *et al.* Species undersampling in tropical bat surveys: effects on emerging biodiversity patterns. **Journal of Animal Ecology**, v. 84, n. 1, p. 113–123, 1 jan. 2015.
- MORAS, L. M.; GOMES, A. M. E.; CUNHA TAVARES, V. DA. Distribution and taxonomy of the common big-eared bat *Micronycteris microtis* (Chiroptera: Phyllostomidae) in South America. **Mammalia**, v. 79, n. 4, p. 439–447, 2015.
- NASCIMENTO, M. C. DO *et al.* Rediscovery of *Lonchophylla bokermanni* Sazima, Vizotto and Taddei, 1978 (Chiroptera: Phyllostomidae: Lonchophyllinae) in Minas Gerais, and new records for Espírito Santo, southeastern Brazil. **Check List**, v. 9, n. 5, p. 1046, 1 out. 2013.
- NETO, J. A. A. M.; JÚNIOR, A. W. S. PHYTOSOCIOLOGICAL PARAMETERS OF A CERRADO IN “SERRA DO CIPÓ” NATIONAL PARK, MINAS GERAIS, BRAZIL. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 645–648, 2002.
- NOGUEIRA, M. R. *et al.* Checklist of Brazilian bats, with comments on original records. **Check List**, v. 10, n. 4, p. 808–821, 2014.
- OKSANEN, F. *et al.* **vegan: Community Ecology Package**, 2017. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/package=vegan>>
- OLIVEIRA, U. *et al.* The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. **Diversity and Distributions**, v. 22, n. 12, p. 1232–1244, 2016.
- PAGLIA, A. . *et al.* **Lista anotada dos mamíferos do Brasil**. [s.l.: s.n.].
- PROGRAM, B. R. **Raven Pro: Interactive Sound Analysis Software (Version**

1.5)New York, NYThe Cornell Lab of Ornithology., , 2014. Disponível em: <<http://www.birds.cornell.edu/raven.>>

R CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing**Vienna, AustriaR Foundation for Statistical Computing, , 2017. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

REIS, N. R. DOS *et al.* **Morcegos do Brasil**. [s.l: s.n.].

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RODRÍGUEZ-SAN PEDRO, A.; ALLENDES, J. L. Echolocation calls of free-flying common vampire bats *Desmodus rotundus* (Chiroptera: Phyllostomidae) in Chile. **Bioacoustics**, v. 26, n. 2, p. 153–160, 4 maio 2017.

SANTOS, A. S.; SILVA, D. C.; FARIA, K. DE C. *Peropteryx trinitatis* Miller, 1899 (Chiroptera, Emballonuridae): first record in central Brazil and revised distribution map. **Check List**, v. 12, n. November, p. 1–5, 2016.

SCHNITZLER, H.-U.; KALKO, E. K. V. Echolocation by Insect-Eating Bats. **BioScience**, v. 51, n. 7, p. 557, 2001.

SHERWIN, R. E.; GANNON, W. L.; HAYMOND, S. The efficacy of acoustic techniques to infer differential use of habitat by bats. **Acta Chiropterologica**, v. 2, n. 2, p. 145–153, 2000.

SILVEIRA, F. A. O. *et al.* Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and Soil**, v. 403, n. 1–2, p. 129–152, 2016.

SOUZA, R. *et al.* município de Juiz de Fora , Minas Gerais , Sudeste do Brasil . **Biotropica**, v. 6, n. 1, p. 0–0, 2006.

STEVENS, R. D. Gradients of bat diversity in atlantic forest of South America: Environmental seasonality, sampling effort and spatial autocorrelation. **Biotropica**, v. 45, n. 6, p. 764–770, 2013.

STUTZ, W. H. *et al.* Updated list of bats from Uberlandia, state of Minas Gerais, Southeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 10, n. 1, p. Journal article, 2004.

TALAMONI, S. *et al.* Bat assemblages in conservation areas of a metropolitan region in Southeastern Brazil, including an important karst habitat. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 2, p. 309–319, maio 2013.

TAVARES, V. *et al.* Bats of the state of Minas Gerais, southeastern Brasil. **Chiroptera Neotropical**, v. 16, n. July, p. 675–705, 2010.

TEIXEIRA, T. S. M.; DIAS, D.; VALE, M. M. New records and a taxonomic review prompts reassessment of *Lonchophylla bokermanni*, a rare bat endemic to the Brazilian Cerrado. **Oryx**, v. 49, n. 1, p. 71–73, 22 jan. 2015.

TORQUETTI, C.; CARMO, S.; TALAMONI, S. Morcegos cavernícolas no Carste de

Lagoa Santa, Minas Gerais. *In*: FILHO, HENRIQUE ORTÊNCIO ; MAGALHÃES - JUNIOR, CARLOS ALBERTO DE OLIVEIRA; FERREIRA, S. R. (Ed.). . **Livro de Resumos - VI Encontro Brasileiro para o Estudo de Quirópteros**. Maringá - Paraná: [s.n.]. v. 17p. 126–130.

TORQUETTI, C. G. *et al.* Observations of a diurnal roost of the white-winged vampire bat *Diaemus youngi* in a karstic area of southeastern Brazil. **Chiroptera Neotropical**, v. 19, n. July, p. 1147–1150, 2013.

TORQUETTI, C. G.; SILVA, M. X.; TALAMONI, S. A. Differences between caves with and without bats in a Brazilian karst habitat. **Zoologia**, v. 34, p. 1–7, 2017.

VOSS, R. S. Gardner, A. L. (ed.) . 2007 [2008]. *Mammals of South America. Volume 1: Marsupials, Xenarthrans, Shrews, and Bats*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, and London, United Kingdom, 669 pp. ISBN-13: 978-0-226-28240-4, price (hardbound), \$75. **Journal of Mammalogy**, v. 90, n. 2, p. 521–523, 14 abr. 2009.

ZAMORA-GUTIERREZ, V.; LOPEZ-GONZALEZ, C.; MACSWINEY GONZALEZ, M. C.; FENTON, B.; JONES, G.; KALKO, E. K. V.; *et al.* Acoustic identification of Mexican bats based on taxonomic and ecological constraints on call design. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 9, p. 1082–1091, 2016.

ZORTÉA, M.; ALHO, C. J. R. Bat diversity of a Cerrado habitat in central Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 4, p. 791–805, 2008.

## **Capítulo II**

# **Feeding and social activity of insectivorous bats in a complex landscape: the importance of gallery forests and karst areas**

Leonardo Dias-Silva<sup>1\*</sup>, Gabriela Teixeira Duarte<sup>1</sup>, Renata Alves<sup>2</sup>, Maria João Ramos Pereira<sup>3,4</sup>  
Adriano Paglia<sup>1\*</sup>

1- Laboratório de Ecologia & Conservação, Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos 6.627, 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brasil

2- Departamento de gestão de laboratórios, Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Avenida Rio Paranaíba 1295, Iturama, Minas Gerais, Brazil

3- Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Campus do Vale, Porto Alegre, Brazil

4- Centre for Environmental and Marine Studies, Wildlife Research Unit, Universidade de Aveiro, Campus de Santiago, Aveiro, Portugal

\* Corresponding author:

Leonardo Dias-Silva: leohenriqueds@gmail.com

Adriano Paglia: apaglia@icb.ufmg.br

## **Abstract**

Worldwide, increasing human activity, such as agriculture and mining, and decreased landscape complexity, are negatively affecting numerous mammal species. For example, bat communities are becoming threatened in many locations mostly due to the loss of their preferred roosting and foraging habitats. Brazilian landscapes and their associated bat communities are no exception, with the situation being further exacerbated by recently adopted permissive environmental laws that have resulted in reduced biodiversity protection and conservation. Therefore, there is an urgent need to understand how landscape and environmental variables relate to bat activities in Brazil in order to support efforts for their conservation. We used acoustic monitoring data to investigate differences in foraging and social activity of insectivorous bats among four habitat types in a heterogeneous landscape in the Cerrado-Atlantic forest ecótone in southeastern Brazil. We also sampled insect availability and measured temperature at the same sites. Our results showed increased social activity and a greater number of species emitting social calls in karst, and increased feeding activity with a greater number of species emitting feeding buzzes in gallery forest. We also found a positive influence of both temperature and insect abundance on foraging and social activity. Our study provides new insights regarding habitat use by bats in a heterogeneous landscape, and demonstrates the importance of preserving different habitats in heterogeneous landscapes for the conservation of bat species and the ecological functions they perform.

**Keywords: Bioacoustics, Conservation, Echolocation calls, Habitat use**

## Introduction

Globally, numerous mammal species are negatively affected by increased human activity, such as agriculture and mining (Duarte *et al.*, 2015; Wickramasinghe *et al.*, 2004). These activities result in land cover changes that create inhospitable habitats for native species (Dorresteijn *et al.*, 2015; Foley *et al.*, 2005). Furthermore, the structural complexity of landscapes is decreasing worldwide, with profound negative effects on resource availability (*e.g.*, food, shelter) for mammal species (Bazzaz, 1975; Tews *et al.*, 2004). For example, although bats generally have a high capacity for displacement, bat communities are becoming threatened in many locations mostly due to the loss of their preferred roosting and foraging habitats (Furey and Racey, 2016; Muylaert *et al.*, 2016).

Although the scientific community is already aware of the ongoing massive loss of biodiversity (Ceballos *et al.*, 2015), some countries are facing legislative changes that will actually reduce the protection and conservation of biodiversity, as is the case for Brazil (Sparovek *et al.*, 2012). In 2012, the promulgation of Brazil's new Forest Code (Law 12.651, 2012) severely modified the conservation requirements for private properties, reducing the amount of area to be protected or restored and providing amnesty for past illegal deforestation (Soares-Filho *et al.*, 2014). Moreover, a new Brazilian federal law recently reduced the range of legal protection of caves and karst areas, eliminating the previous mandatory protection of all cave sites and replacing it with minor protection of only those considered as most relevant (Brasil, 2009). As a result, these areas have become more susceptible to degradation from economic activities such as mining (Ferreira *et al.*, 2014). Both of these legal changes, together with several others at the state level, as well as the continuous reduction of human and financial support of the environmental conservation authorities, have the potential to negatively affect Brazilian bat communities in important ways because many species rely on natural areas outside of conservation units (Bernard *et al.*, 2011). Therefore, there is an urgent need to understand how landscape and environmental variables relate to bat activities in Brazil in order to support efforts for their conservation.

Habitat selection by bats for foraging, roosting and swarming, among other uses, is typically related to microclimatic conditions, vegetation structure, and resource availability, including distance to water and roosting sites (Ford *et al.*, 2006; Rainho *et al.*, 2010; Rainho and Palmeirim, 2011; Schnitzler and Kalko, 2001; Torquetti *et al.*, 2017). For example, in general, sites with rivers and lakes with good water quality are expected to have greater activity of insectivorous bats from different ecomorphological guilds (Barros *et al.*, 2014; Ramos-Pereira *et al.*, 2010). Temperature in particular influences bats in a variety of ways, including their selection of shelter (Torquetti *et al.*, 2017) and when and where to forage (e.g. the use of open habitats during periods of high temperatures (O'Donnell, 2000).

Griffin (1944) introduced a novel method for studying spatial distribution and habitat use by bats through the interpretation of echolocation calls. This technique allows the characterization of bat activities using their different echolocation calls (Gillam and Fenton, 2016). Among the types of calls that have been related to specific bat activities are two well-defined behavioral signatures that are associated with feeding and social activities (Budenz *et al.*, 2009; Schnitzler and Kalko, 2001): feeding buzzes and social calls. Feeding buzzes are terminal phases of calls emitted only when pursuing prey and are characterized by a sudden decrease in interpulse interval and call frequency modulation (FM), followed by a pause (Schnitzler and Kalko, 2001). Social calls are usually composed of isolated or irregularly emitted pulses, and are often multi-harmonic and low in frequency. As the name suggests, social calls are associated with social interactions, including courtship, learning, aggregation, group coordination and agonistic interactions (Budenz *et al.*, 2009; Downs and Racey, 2007).

Studies using feeding buzzes and social calls are still rare (Estrada-Villegas *et al.*, 2010; Fenton, 2003; Hintze *et al.*, 2016; Knörnschild *et al.*, 2012), although the knowledge of bat preferences for foraging and social interactions are key to the conservation of these mammals and the ecosystem services they provide (Kunz *et al.*, 2011). Some studies, especially in temperate areas, have begun to show how habitat type and heterogeneity (Mendes *et al.*, 2017), climatic conditions (Meyer *et al.*, 2016), and food availability (Coleman and Barclay, 2013) influence insectivorous

bat activity and feeding. However, there remains a need to evaluate the influence of these factors in complex Neotropical landscapes. In fact, few studies have evaluated feeding and social activity of insectivorous bats within the same landscape, and these are restricted to a few species in temperate regions (Downs and Racey, 2007).

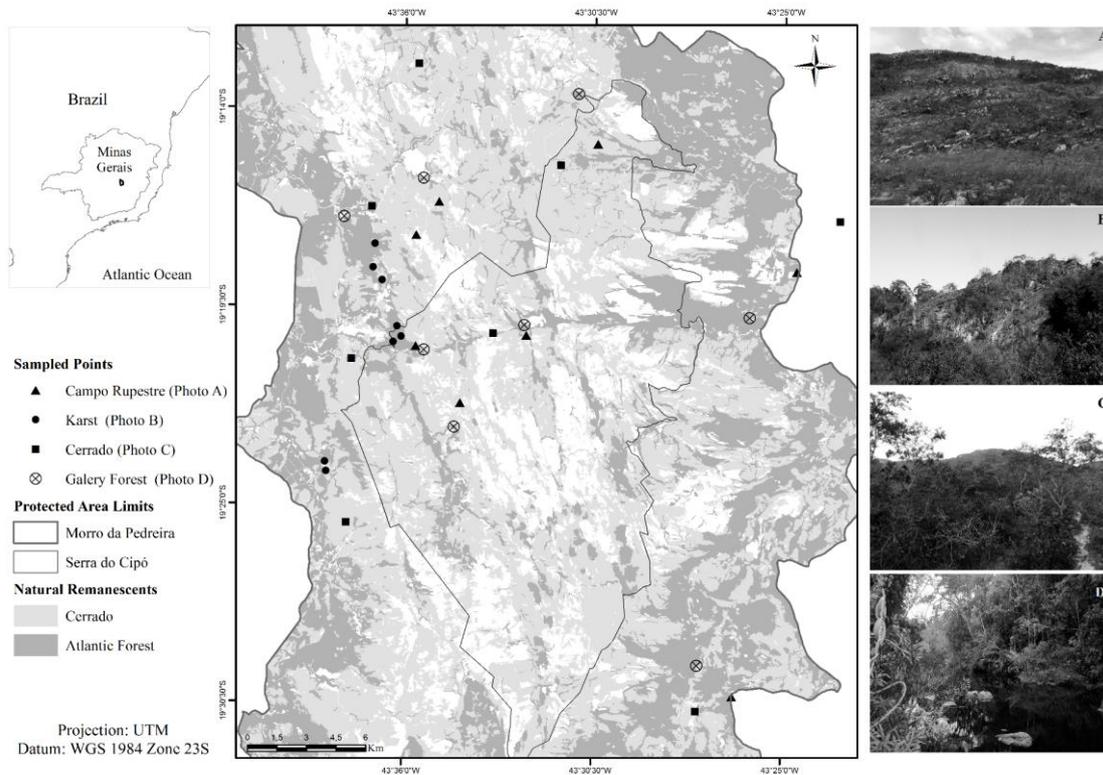
In this work, we used acoustic monitoring to investigate the spatial distribution of two behavioral signatures of insectivorous bats in a heterogeneous landscape of a CerradoAtlantic Forest transition zone in southeastern Brazil. Specifically, we tested the hypothesis that insectivorous bats use different habitats for distinct purposes. We predicted that there would be: (i) more feeding activity and a higher number of species foraging in areas of gallery forest, since this habitat type has waterbodies that potentiate foraging activity (Hintze *et al.*, 2016; Marques *et al.*, 2016); and (ii) more social calls and a higher number of species socializing in karst outcrops, since these areas are usually used as swarming sites and for underground roosts (Avila-Flores and Medellín, 2004). We also tested the hypothesis that temperature affects foraging and social activities, and that foraging behavior can be explained by food availability. We predicted there would be: (i) a positive relationship between feeding activity and temperature; and (ii) a positive relationship between bat feeding activity and richness and abundance of flying insects.

## **Methods**

### **Study area**

We conducted the study in the Serra do Cipó National Park and in the Morro da Pedreira Environmental Protection Area, two of the largest protected areas in southeastern Brazil, together comprising 131,769 hectares with elevations varying between 750 and 1200 meters. These areas are part of the transition zone between the largest karst system in Latin America, known as the Sistema Bambuí (Auler, 2002), and the Serra do Espinhaço Complex, a mountain range very rich in iron, manganese, bauxite and gold (Fig 1). Both protected areas possess a predominance of

campos rupestres (rocky grasslands) (Fig1, Photo A; Silveira *et al.*, 2016), but also have areas of cerrado *sensu stricto* (Fig1, Photo C) and gallery forest (Fig1, Photo D). We also studied a site located 1km outside the Morro da Pedreira boundary.



**Fig 1: Map of the study area with the locations of the sampling sites in each habitat type. The line indicates the limits of the Serra do Cipó National Park and the Morro da Pedreira Environmental Protection Area in Minas Gerais State, Brazil. Photos: (A) campos rupestres, (B) karst, (C) cerrado *sensu stricto*, and (D) gallery forest.**

There are limestone outcrops in the western portion of Morro da Pedreira, at the border of the Bambuí karst complex (Auler, 2002), which usually form karst areas (Fig 1, Photo B). This type of habitat is important for bats mainly because it provides daytime refugia (Kunz *et al.*, 2011) in the form of caves and crevices (Furey and Racey, 2016). We sampled three distinct karst outcrops, which together contain more than 100 natural cavities. Campos rupestres are easily recognizable habitats, consisting of shrubs and sparse small trees located among rocky terrain and quartzitic outcrops. Small bodies of water are commonly found in these habitats (Benites *et al.*, 2007). Gallery forests have a closer resemblance to the Atlantic Forest biome than the other habitat types of the study and occur as narrow well-defined strips (no more than 100 m wide) along streams

with tall tree cover with canopies reaching up to 20 m to 30 m. The trees in this region are mostly evergreen, with water available throughout the year. Finally, cerrado *sensu stricto* (hereafter referred to as cerrado) is a typical Brazilian savanna and is defined as a habitat that includes a large proportion of grassland with abundant medium-sized trees and shrubby and herbaceous plant species (Eiten, 1982).

The climatic regime of the region is Tropical Altitudinal (Alvares *et al.*, 2013) with markedly dry and cold winters, and hot and wet summers. The mean annual temperature is around 22° C and the mean annual rainfall is 1500 mm (Rocha *et al.*, 2016). The rainy season typically occurs between November and April, but during 2014 and 2015, the period of the present study, the Brazilian southeast experienced a severe drought, with the first rains not occurring until January 2015, and lasting until the middle of June of the same year (Coelho *et al.*, 2016; Nobre *et al.*, 2016).

## **Acoustic data collection**

In each of the four habitat types (campos rupestres, cerrado, gallery forest, and karst), we defined eight sampling sites located at least 1km apart, with the exception of two sites in the karst area, which were only 450 meters apart (due to the small size of the karst outcrop), and a campos rupestres site and a gallery forest site 650 meters apart. We acoustically sampled each of the 32 sites on different nights. In each site we established three 100-m linear transects separated by 50 to 100 meters. We established three sampling stations spaced 50 meters apart along each transect (start, middle and end; Fig A.1). We sampled each station for 3 minutes and then moved to the next station while continuously scanning for bat activity while walking at a speed of approximately 0.5 m/s. Thus, we used a combination of mobile (between stations) and static (at stations) recordings, following methods similar to that of Jung *et al.*, (2012).

Recordings began at twilight and each transect was sampled three times per night, except when sampling ended early due to rainfall. In the case of rainfall, if monitoring was possible for 90 minutes prior the rain then the night was considered sampled; if sampling lasted for less than 90 minutes, the site was re-sampled. Total sampling time considered for analysis was 160 minutes. To avoid a lunar effect (Appel et al., 2017), we only collected data when the moon was in dark phase. We performed acoustic sampling between January and May 2015, corresponding to the rainy season that year.

Bat activity was monitored using a Pettersson D1000x ultrasonic detector. Recordings were made in real time and activated with a manual trigger system using the following configuration: 400 kHz sampling rate, 3s pre-trigger, and 20s post trigger. We fired the trigger whenever a bat was heard in the heterodyne and frequency division modes. We identified feeding buzzes and social calls through analysis of their characteristic patterns in spectrograms following the work of Schnitzler & Kalko (Schnitzler and Kalko, 2001). A bat pass was considered as a sequence of two or more echolocation calls, delimited by the trigger time or a feeding buzz (Estrada-Villegas *et al.*, 2010; Fenton, 2004).

## **Acoustic data analysis**

We identified echolocation calls manually using the software Avisoft - SASlab pro 5.1. We excluded attenuated calls following the quality standard of Jung *et al.* (2014). To relate taxonomic groups to their respective echolocation calls and, therefore, classify each call as a species or sonotype, we only identified feeding buzzes and social calls when these were emitted after search calls in the same sound file (*i.e.*, calls emitted during bat flight to scan the landscape and avoid obstacles; Fenton and Bell, 1981). For this, we used reference libraries from Mexico (Zamora-Gutierrez *et al.*, 2016), Panama (Jung *et al.*, 2014, 2007), the Amazon (Appel *et al.*, 2016), and the recently published Field Guide to Amazon Bats (López-Baucells *et al.*, 2016). We only used high quality recordings to extract duration, pulse interval, peak frequency, terminal frequency,

and harmonics with higher energy. This was accomplished using a spectrogram with a 540 fast Fourier transformation with 100% frame size and an overlap of 93.75%. These measures were used as explanatory variables in a discriminant analysis done in Past (Hammer, 2017).

Feeding buzzes and social calls without precise taxonomic identification were used only for guild group analysis (see below). Ecomorphological guilds were established following Schnitzler and Kalko (2001), Denzinger and Schnitzler (2013), and supplementary materials provided by Heer *et al.* (2015) and Marques *et al.* (2016). We only recorded insectivorous bats of two guilds. The first guild comprised open-space foragers who emit long-range, low frequency narrowband calls (CF-QCF). Species of this guild are characterized by fast and energetically low-cost flight, and includes representatives of Molossidae and most of the species of Emballonuridae. The second guild comprised edge-space foragers, which emit frequency-modulated broadband ultrasonic calls of short duration. Species of this guild typically possess energy-efficient flight, and includes, in the Neotropics, mainly representatives of Vespertilionidae (Table A.1). In the Neotropics, cluttered-space bats belong mostly to the Phyllostomidae, which include bats from several foraging guilds (carnivores, frugivores, nectarivores, insectivores and sanguinivores) (Barataud and Giosa, 2013; Kalko *et al.*, 1996); these species emit high-frequency calls that are highly directional and very homogeneous, and which are quite difficult to detect by acoustic monitoring. However, these bats are easily captured in mist-nets. For this reason, these bats do not appear in our sampling. Another Neotropical species, *Pteronotus parnelli* (Mormoopidae) is also a cluttered-space forager, but was not detected in our study area.

## **Temperature and insect abundance**

During acoustic monitoring we collected insects using two light traps (Pugedo *et al.*, 2005) installed 100 meters apart and 50 meters from the bat monitoring transects at 1.5 meters above the ground. To ensure that the light traps did not interfere with bat activity and did not attract insects from other habitats, we used an incandescent yellow low-voltage light (1.5 volts). The

collected insects were stored in 70% alcohol and screened in the laboratory. For the analysis we considered only winged insects with body sizes between 0.5 and 1.5 cm of the orders Coleoptera, Diptera, Lepidoptera, Neuroptera, Hymenoptera, Heteroptera, Psocoptera, Thysanoptera, Odonata, and Trichoptera, since these are all considered common prey of aerial insectivorous bats (Aguar and Antonini, 2008; Bernard, 2002). For estimates of food availability, we used total insect abundance (number of individuals captured each night), insect biomass dry weight (insects dried for 72 hours at a temperature of 70 °C and weighed on a precision scale), and richness of orders per site sampled. There was a significant correlation between insect abundance and order richness (Pearson,  $r=0.6485$ ;  $p=0.0008$ ), and insect abundance and insect biomass dry weight (Pearson,  $r=0.9001$ ;  $p=0.00002$ ), so we used only insect abundance in subsequent analyses.

During acoustic sampling, we measured the temperature at each sampling site every 30 minutes using a Skymaster SM 28 (WeatherHawk Inc.) handheld meteorological mini-station. We performed six measurements per night per site and used the mean temperature at each site for subsequent analyses. We used data from 23 sites for insect abundance and from 22 sites for temperature due to logistical constraints.

## **Data analysis**

The distance between the sampling points did not influence species occurrence (Mantel test  $R = 0.02851$ ;  $p=0.2528$ ) or bat activity (Mantel test  $R = 0.0798$ ;  $p = 0.0643$ ). Thus, the 32 sample sites were treated as independent units. Because bat activity was strongly correlated with feeding activity (Pearson,  $r = 0.8565$ ;  $P = 0.000031$ ) we used only feeding activity in subsequent analyses.

We quantified feeding activity and social activity as the ratio between the number of feeding buzzes or social calls and time sampled, respectively (Jung *et al.*, 2014). As bat species have specific vocal signatures (O'Farrell and Miller, 1999), we used sonotype richness as a proxy for species richness. Sonotype richness is the number of distinct sonotypes, including those that were

identified to the species level and others that, while not allowing the identification of the call to the species level, undoubtedly belonged to different species than those previously identified. Therefore, we did our analysis using four distinct types of response variables: (i) each activity type without taxonomic distinction, (ii) each activity type per species or sonotype group, (iii) each activity type per ecomorphological guild, and (iv) species/sonotype richness.

For the first three types of response variables we used linear models (LMs) to test if habitat type, temperature, and insect abundance affected feeding activity (feeding buzzes/min) and social activity (social calls/min). To linearize and stabilize the variance for a better distribution of residuals, data for feeding buzzes/min and social calls/min were square root transformed (Crawley, 2012). For the fourth type of response variable we used Poisson-distributed generalized linear models (GLM) to test whether the richness of species feeding and socializing was affected by habitat type, temperature, or insect abundance. We considered as richness the number of species (or sonotypes) per night in each habitat type emitting feeding or social calls. We also tested whether temperature and insect abundance varied among habitat types using linear models (LMs). All models and spatial correlation tests were carried out in R (R Core Team, 2017) using the *vegan* package (Oksanen *et al.*, 2017). Post hoc tests by contrast analysis were made using the ‘*coms*’ function of the *RT4Bio* package (Reis *et al.*, 2013).

## Results

In 4920 minutes of recordings we recorded and analyzed 4560 bat passes, 1144 of which were characterized as feeding buzzes and 248 characterized as social calls (Table 1). Most of the feeding buzzes (98%) and social calls (84%) were high quality recordings, allowing identification to species or sonotype level.

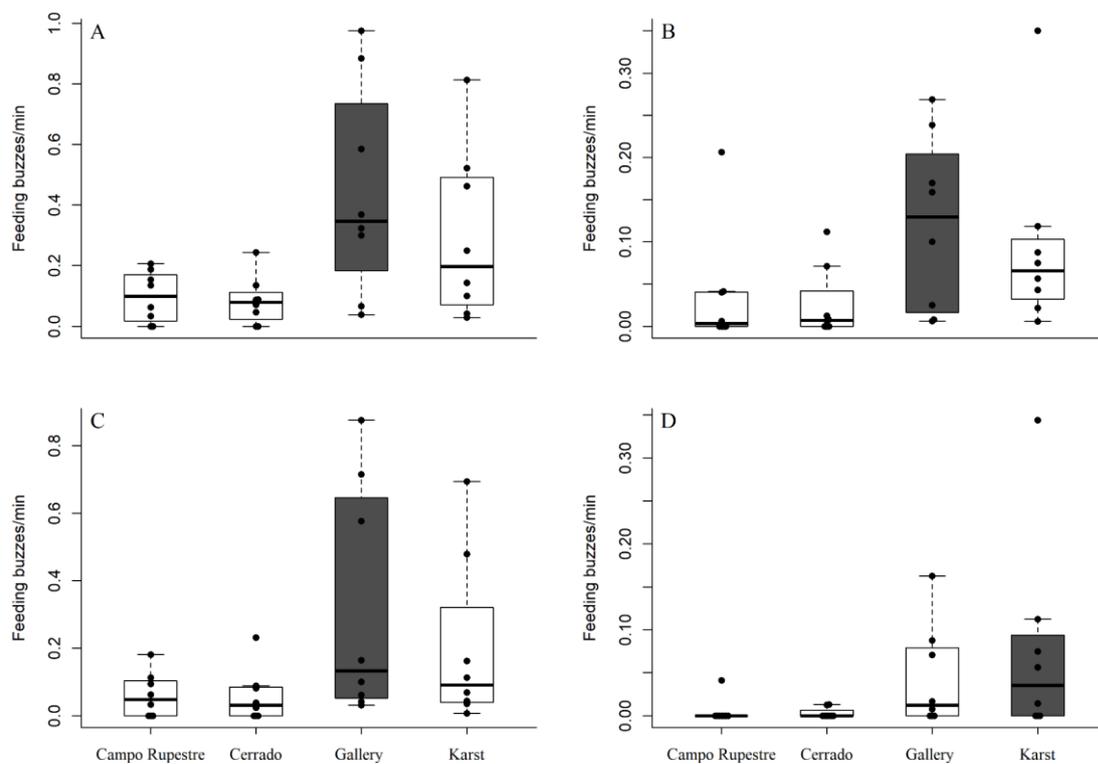
We identified three families of insectivorous bats, and after discriminant analysis it was possible to identify seven species and eight sonotype groups. The groups were as follows: for the Molossidae: i) Molossid group 1, including *Molossus currentium* and *Molossus rufus*; ii) Molossid group 2 included *Cynomops greenhalli*, *Eumops auripendulus* and *Nyctinomops macrotis*; iii) Molossid group 3 included *Cynomops planirostris*, *Nyctinomops laticaudatus*, *Tadarida brasiliensis* and *Eumops glaucinus*; and iv) Molossid group 4 included *Eumops perotis* and *Eumops* sp. For the Vespertilionidae: i) Vespertilionid group 1 included *Eptesicus brasiliensis* and *E. furinalis*; ii) Vespertilionid group 2 included *Lasiurus blossevilli*, *Rhogessa* sp. and *Myotis levis*; iii) Vespertilionid group 3 included *Lasiurus ega* and *Eptesicus chiriquinus*; and iv) Vespertilionid group 4 included *Myotis ruber* and *Myotis riparius*. For more details on sonotype grouping see the appendices (Table A.1). We captured 4290 insects belonging to 15 orders. Habitat types showed no significant differences in temperature or insect abundance (Table A.2).

**Table 1 - Feeding buzzes and social calls for insectivorous bats.**  
**Number of feeding buzzes and social calls per species, sonotype group and ecomorphological guild in gallery forest, karst, campos rupestres and cerrado habitat types. Significant results of the LMs ( $p < 0.05$ ) are in bold, and different letters indicate significant differences among habitat types from the contrast analyses ( $p < 0.05$ ).**

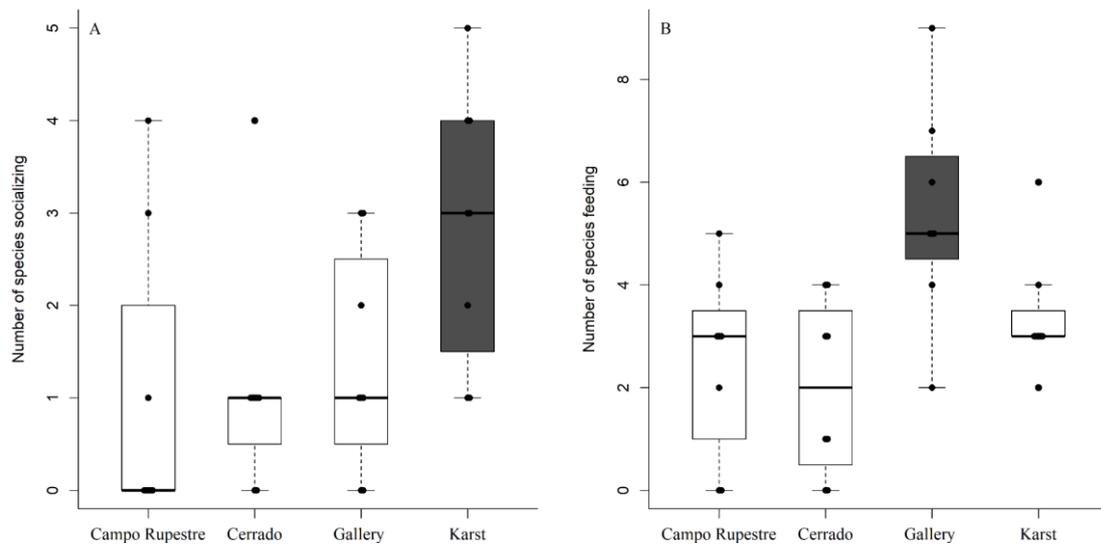
Species	Feeding buzzes (N=32)				Social /min (N= 32)			
	Campo Rupestre	Cerrado	Gallery Forest	Karst	Campo Rupestre	Cerrado	Gallery Forest	Karst
<b>Edge space</b>	<b>47b</b>	<b>34b</b>	<b>150a</b>	<b>120b</b>	2	5	3	15
Vespertilionid 1	41	7	29	15	0	3	0	0
Vespertilionid 2	3	33	31	1	0	1	0	0
Vespertilionid 3	0	0	2	2	0	0	1	0
<i>Myotis nigricans</i>	<b>19b</b>	<b>11b</b>	<b>69b</b>	<b>96a</b>	0	0	0	0
Vespertilionid 4	8	0	1	0	0	0	0	0
<b>Sub-total (edge space)</b>	351				25			
<b>Open space</b>	<b>77b</b>	<b>74b</b>	<b>395a</b>	<b>247b</b>	<b>17b</b>	<b>12b</b>	<b>19b</b>	<b>175a</b>
Molossid 1	6	0	8	1	1	0	0	2
<i>Molossus molossus</i>	0	2	22	1	0	0	7	0
<i>Molossops temminckii</i>	0	1	5	0	0	0	0	0
<i>Peropteryx</i> sp1	0	38	30	4	0	0	0	1
<i>Peropteryx macrotis</i>	0	19	23	13	0	1	0	5
<i>Peropteryx trinitatis</i>	2	22	91	103	0	0	0	0
<i>Peropteryx</i> sp2	0	0	116	0	0	0	0	0
<i>Promops centralis</i>	0	0	2	1	0	0	0	2
Molossid 2	9	19	11	10	2	3	3	9
Molossid 3	55	56	86	108	<b>9b</b>	<b>2b</b>	<b>2b</b>	<b>131a</b>
Molossid 4	13	2	0	0	5	1	0	0
General	<b>124b</b>	<b>108b</b>	<b>545a</b>	<b>367b</b>	<b>19b</b>	<b>16b</b>	<b>16b</b>	<b>165a</b>
<b>Sub-total (open space)</b>	793				223			
Total	1144				248			

Gallery forests possessed greater feeding activity than the other habitats ( $R^2 = 0.33$ ,  $p = 0.009$ ,  $F = 4.7137$ , Fig. 2a), and there were no significant differences in the number of feeding buzzes between campos rupestres, cerrado, and karst. This pattern was consistent for both open-space

foragers ( $R^2=0.26$ ,  $p=0.03$ ,  $F=3.2616$ , Fig. 2b) and edge-space foragers ( $R^2=0.27$ ,  $p=0.0296$ ,  $F=3.4573$ , Fig. 2c). At the level of species or species groups, only *Myotis nigricans* showed higher feeding activity in karst areas ( $R^2=0.24$ ,  $p=0.04$ ,  $F=3.0991$ , Fig. 2d). The number of bat species exhibiting feeding activity was higher in gallery forest (Fig. 3A,  $R^2=0.30$ ,  $p<0.0016$ ,  $F=5.0786$ ), with no significant differences among the other habitat types (Table 2). Only foraging activity for Molossid group 2 showed a positive correlation with insect abundance ( $R^2=0.27$ ,  $p=0.0103$ ,  $F=7.9429$ , Table A.3). The number of species emitting feeding buzzes was positively correlated with insect abundance ( $R^2=0.15$ ,  $p=0.02515$ ,  $F=5.8132$ ; Table 2).



**Fig 2: Feeding activity of insectivorous bats (feeding buzzes/min). Feeding buzzes per minute for all insectivorous bats (A); edge-space foragers (B); open-space foragers (C); and *Myotis nigricans* (D). Boxes represent quartiles, lines represent the median, and the whiskers indicate the maximum and minimum. Black dots represent sampling sites. Points outside the whiskers are outliers. Dark boxes indicate significant differences by contrast test.**



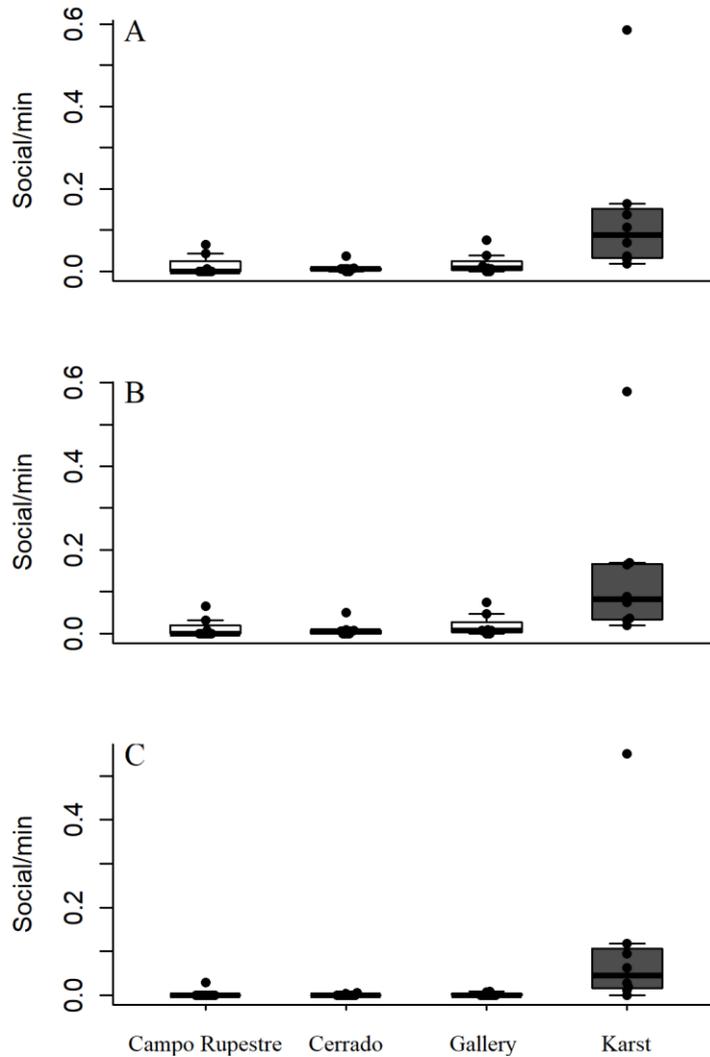
**Fig 3: Number of species of insectivorous bats that emitted social calls (A) and feeding buzzes (B) per habitat type. Dark boxes indicate significant differences between habitat types and significant differences by contrast test. The boxes represent quartiles, the lines represent the median, and the whiskers indicate the maximum and minimum. Black dots represent the sample sites. Points outside the whiskers are considered outliers.**

**Tab 2: Number of bats species that emitted feeding buzzes or social calls per habitat type. Results are reported as the mean number of species, standard error (SE), and standard deviation (SD) per habitat type. Significant results of the GLM ( $p < 0.05$ ) are in bold; letters associated to mean values represent significant differences between habitat types from the contrast analyses ( $p < 0.05$ ).**

Number of species	Campo Rupestre			Cerrado			Gallery			Karst		
	mean	SE	DP	mean	SE	DP	mean	SE	DP	mean	SE	DP
Feeding buzzes	2.500b	0.166	1.773	2.000b	0.162	1.690	<b>5.370a</b>	0.179	2.065	3.375 b	0.136	1.188
Social call	1.000b	0.158	1.604	1.125b	0.139	1.246	1.370b	0.136	1.187	<b>2.875a</b>	0.151	1.458

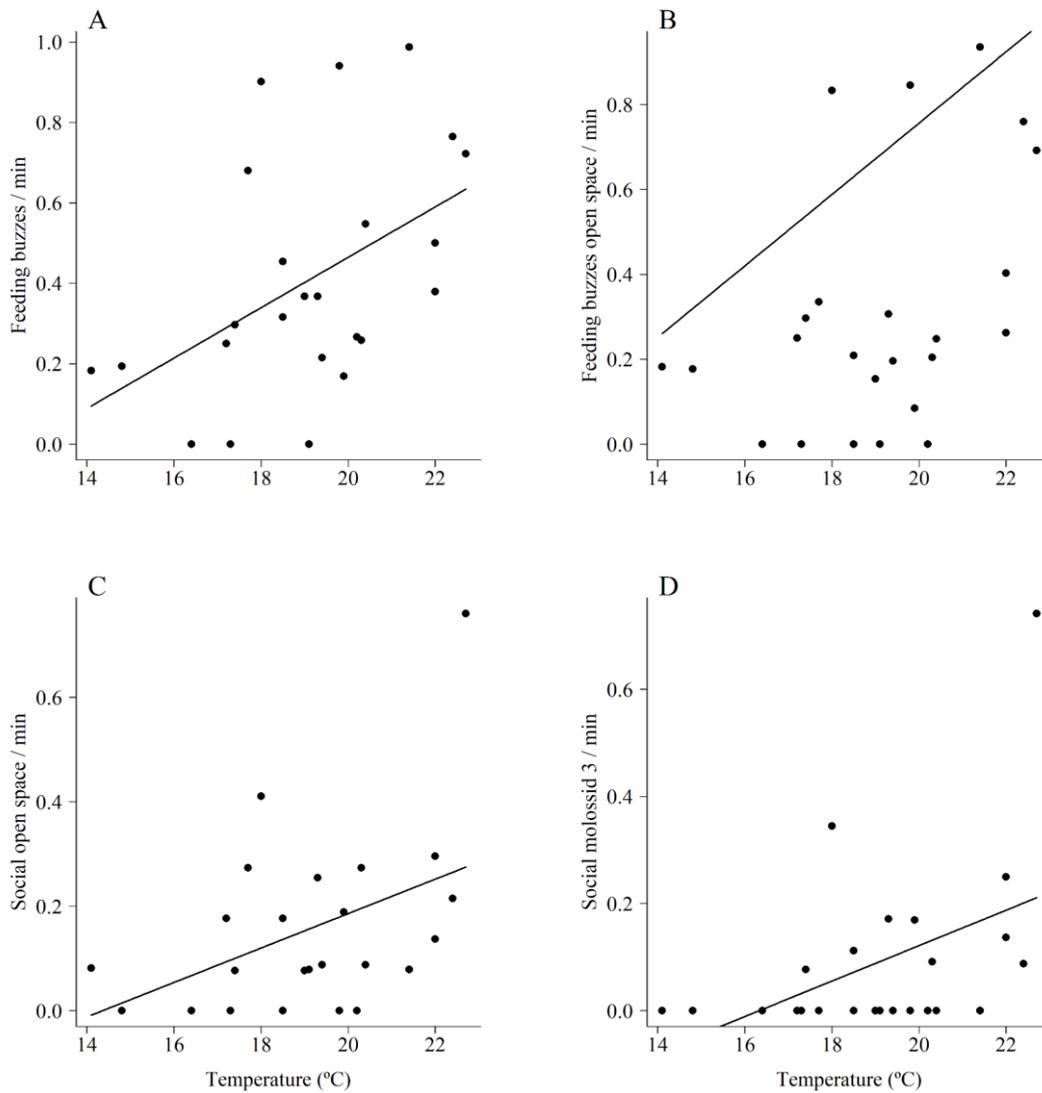
Social activity was higher in karst ( $R^2 = 0.45$ ,  $p = 0.0007$ ;  $F = 7.7479$ , Fig. 4A) with no differences among the other habitat types (Table A.3). This pattern was the same for open-space foragers ( $R^2 = 0.46$ ,  $p = 0.0005$ ,  $F = 8.0195$ , Fig. 4b), but there were no significant differences in social activity among habitats for edge-space foragers (Table A.3). Molossid group 3 also exhibited higher social

activity in karst areas ( $R^2= 0.46, p=0.0004, F= 8.1253$ , Fig. 4c). The number of species emitting social calls was also higher in karst areas ( $R^2= 0.20, p= 0.0173, F=3.3878$ ; Fig 3B).



**Fig 4: Social activity (social calls/min) in insectivorous bats.** Social calls per minute for all bats (A), open space foragers (B), and Molossid group 3 (C) per habitat type (campos rupestres, cerrado, karst, and gallery forest). The boxes represent quartiles, the lines represent the median, and the whiskers indicate the maximum and minimum. Black dots represent the sample sites. Points outside of the whiskers are considered outliers. Dark boxes represent significant differences from the contrast analyses.

Foraging activity was positively related to temperature both for bats as a whole ( $R^2= 0.23$ ,  $p = 0.0087$ ;  $F=4.7137$ , Fig 5A) and for open-space foragers ( $R^2= 0.18$ ,  $p = 0.0361$ ,  $F= 4.9449$ , Fig. 5B). Social activity was positively related to temperature for open-space foragers ( $R^2= 0.19$ ,  $p = 0.0354$ ,  $F= 5.024$ , Fig 5 C) and the Molossid group 3 ( $R^2= 0.19$ ,  $p = 0.0297$ ,  $F= 5.4053$ , Fig 5 D).



**Fig 5: Linear regression of feeding and social activities as a function of temperature. Feeding activity is compared between A) all bats; and B) open space foragers. Social activity is compared between: C) open space foragers; and D) Molossid group 3. All responses were temperature-dependent.**

## Discussion

Our results indicate that aerial insectivorous bats, especially open-space foragers, exhibit higher levels of foraging activity in gallery forests, while the level of social activity is higher in karst environments. Previous studies have also highlighted the importance of proximity to waterbodies for bat foraging (Hintze *et al.*, 2016) and complex habitats containing underground roost for finding shelter (Medellin *et al.*, 2017). However, to our knowledge, this is the first attempt to assess how social activity in karst areas is related to habitat and climate. Our results demonstrate the importance of preserving different types of natural environments within the same landscape for the conservation of bat species and the ecological functions they perform.

Gallery forests appear to be an important environment for bats, both in terms of number of species and activity. Higher feeding activity near waterbodies is a pattern that has been demonstrated in both temperate (Heim *et al.*, 2015; Hintze *et al.*, 2016) and tropical (Barros *et al.*, 2014; Marques *et al.*, 2016) regions, and is attributed to the greater availability of food resources in these areas (de Oliveira *et al.*, 2015). Bats invest more time and energy foraging near water due to the greater probability of predation success, thus maximizing the benefits derived from the energy expended (MacArthur and Pianka, 1966). Additionally, the trees of gallery forests provide shaded environments that prolong the foraging activity of bats (Downs and Racey, 2006).

In our work, we observed a positive relationship between insect abundance and feeding activity for Molossid group 2 and all species together. Therefore, contrary to our expectations, there were no significant relationships between insect abundance and feeding activity for most of the levels investigated (all species, species/groups and guilds), as was also previously observed by Jung and Kalko (2011) in tropical forests.

One possible reason for this finding is that insectivorous bats have distinct food preferences for certain insect species or subgroups (Bernard, 2002). A more refined taxonomic analysis of insects

would likely lead to a better understanding of this relationship between bat activity and the availability of certain prey.

The rate of feeding buzzes did not differ among karst, cerrado and campos rupestres for the all species of bats considered together, nor for open-space and edge-space foraging species considered separately. However, *Myotis nigricans* did not fit this pattern because it exhibited greater feeding activity in karst. *Myotis nigricans* has been reported to roost in human structures (Esbérard *et al.*, 2014) as well as caves in natural environments (Wilson, 2010). Our results indicate that *M. nigricans* is strongly associated with karst areas in the study region, which is supported by other studies that have reported this species in cave environments (Arita, 1996; Brunet and Medellín, 2001a; Talamoni *et al.*, 2013; Torquetti *et al.*, 2017).

We found higher levels of social activity by a greater number of species in karst areas. Social calls are used for individual identification and territorial defense in daytime shelters, such as caves and hollows (Schöner *et al.*, 2010), and are also linked to the time of emergence from roosts and swarming, when they are most frequently used for purposes of directional and joint flight (Chaverri *et al.*, 2010; Glover and Altringham, 2008). In both cases, our sampling time period (twilight and the first three hours thereafter) favored the recording of these types of activities (Jones and Siemers, 2011). The greater number of species emitting social calls in karst areas was expected, as this habitat provides several roost for many bat species in the Neotropical region (Arita, 1996; Medellín *et al.*, 2017; Trajano, 1984), though gallery forests are certainly known to provide foraging and roosting sites as well (Barros *et al.*, 2014; Willis and Brigham, 2004). Although not all bats roost in underground caves (Kunz, 1982), these environments are potentially more important for the social activities of a greater number of species than are gallery forests, campos rupestres, and cerrado. We highlight that Molossid group 3 accounted for almost 53% of all social calls, which suggests that these animals are strongly associated with karst areas. This finding was not a surprise since all of the species that comprise Molossid group 3 (*Cynomops planirostris*, *Eumops glaucinus*, *Nyctinomops laticaudatus*, and *Tadarida brasiliensis*) have

previously been documented in caves or cracks in rocks in karst areas (Arita, 1996; Brunet and Medellín, 2001b; Talamoni *et al.*, 2013; Trajano, 1984).

Temperature is an important factor in the selection of roosting sites (Rodríguez-Duran, 2003) and foraging habitats by bats (McCain, 2006). Indeed, temperature is one of the most important factors for explaining insectivorous bat activity (Barros *et al.*, 2014; Wolbert *et al.*, 2014). As expected, temperature was found positively related to feeding and social activity. Thus, the relationship between feeding activity and the number of species foraging can be explained by higher temperatures, which potentially favor insect abundance and activity and, consequently, an increase in foraging bats (Meyer *et al.*, 2004; Savopoulou-Soultani *et al.*, 2012). Regarding social activity, the present study is the first, to our knowledge, to demonstrate a positive effect of temperature on social behavior of insectivorous bats, although there are other studies that have evaluated both parameters (e.g. Downs and Racey, 2007). We argue that higher temperatures favor the emergence of bats from their roosts, as reported in the temperate region where temperature is the factor responsible for the timing of bat emergence from roosts after winter (Meyer *et al.*, 2016). Consequently, temperature also influences the social interactions involved in colony aggregation and territorial defense.

There was a certain degree of imprecision in identifying some echolocation calls to the species level since libraries for the distinction of species of some taxonomic groups are still lacking. Therefore, the estimation of the number of species foraging and socializing may have been underestimated; in fact, species with similar calls were grouped, particularly in the Molossid group 2, which was the most represented group among social calls. Therefore, the creation and continued updating of public bat call libraries, such as Appel *et al.* (2016) and Zamora-Gutierrez *et al.* (2016), is of extreme importance. With improved acoustic identification, our understanding of the patterns of habitat use by aerial insectivores will grow, especially in the Neotropics where this kind of work is still scarce.

Our results suggest that the conservation of insectivorous bats in southeastern Brazil will depend on the maintenance of karst areas, and that the recent changes in federal environmental laws that reduced the range of legal protection of caves and karst areas could threaten the conservation of these bat species and the benefits they provide to humans (Brasil, 2009; Kunz *et al.*, 2011). These areas are critical for various stages of the life cycle of these animals and probably function not only in provisioning roosts sites (Torquetti *et al.*, 2017), but also sites for swarming for reproduction, and so they need to be strictly protected (Medellin *et al.*, 2017). In addition, because waterbodies and gallery forests are important foraging sites for bats, the minimum area of protection along waterbodies needs to be reinstated to that defined prior to the new Forest Code of 2012, which relaxed regulations that aimed to preserve natural areas in rural properties (Soares-Filho *et al.*, 2014).

## **Acknowledgements**

We are grateful to CAPES and CNPq for doctoral scholarships given to L. Dias-Silva and G. Duarte. We thank Marco A. R. Mello, Kirsten Jung for help with the original study design, data evaluation and acoustic identification of sound recordings. We are also grateful to Kirsten Jung, Marco Tschapka and Institute of Evolutionary Ecology and Conservation Genomics (Ulm University) for providing the Peterson D1000x and the Avisoft dongle necessary to conduct this study. We thank Luiz Falcão, Fábio Falcão and Frederico Hintze for revising previous versions of the manuscript. For graphics and map design, we are grateful to Luiz Macedo-Reis and Paloma Marques. We are grateful to Tatiane Rodrigues, Rafael Almeida, Marina Iza, Ludmila Hufnagel, Patrick Oliveira, Pedro Rezende and the entire team of the Serra do Cipó National Park and the Morro da Pedreira Environmental Protection Area for help during fieldwork.

## References

- Aguiar, L.M.S., Antonini, Y., 2008. Diet of two sympatric insectivores bats (Chiroptera: Vespertilionidae) in the Cerrado of Central Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 25, 28–31. doi:10.1590/S0101-81752008000100005
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., De Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. doi:10.1127/0941-2948/2013/0507
- Appel, G., López-baucells, A., Ernest, W., Estefano, P., Bobrowiec, D., 2017. Aerial insectivorous bat activity in relation to moonlight intensity. *Mamm. Biol.* 85, 37–46. doi:10.1016/j.mambio.2016.11.005
- Appel, G., Pathek, D.B., Di Ponzio, R., Colombo, G.T., López-Baucells, A. Bobrowiec, P., 2016. MORCEGOTECA: biblioteca virtual de ultrassons de morcegos. [WWW Document]. CENBAM, PDBFF. URL <https://ppbio.inpa.gov.br/Morcegoteca> (accessed 4.12.17).
- Arita, H.T., 1996. The conservation of cave-roosting bats in Yucatan, Mexico. *Biol. Conserv.* 76, 177–185. doi:10.1016/0006-3207(95)00105-0
- Auler, A.S., 2002. Karst Areas in Brazil and the Potential for Major Caves - an Overview. *Boletín la Soc. Venez. Espeleol.* 29–35.
- Avila-Flores, R., Medellín, R.A., 2004. ECOLOGICAL, TAXONOMIC, AND PHYSIOLOGICAL CORRELATES OF CAVE USE BY MEXICAN BATS. *J. Mammal.* 85, 675–687. doi:10.1644/BOS-127
- Barataud, M., Giosa, S., 2013. Identification et écologie acoustique des chiroptères de La Réunion. *Le Rhinolophe* 19, 147–175.
- Barros, M.A.S., Pessoa, D.M.A., Rui, A.M., 2014. Habitat use and seasonal activity of insectivorous bats (Mammalia: Chiroptera) in the grasslands of southern Brazil. *Zoologia* 31, 153–161. doi:10.1590/S1984-46702014000200006
- Bazzaz, F.A., 1975. Plant Species Diversity in Old-Field Successional Ecosystems in Southern Illinois. *Ecology* 56, 485–488. doi:10.2307/1934981
- Benites, V.M., Schaefer, C.E.G.R., Simas, F.N.B., Santos, H.G., 2007. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. *Rev. Bras. Botânica* 30, 569–577. doi:10.1590/S0100-84042007000400003
- Bernard, E., 2002. Diet, activity and reproduction of bat species (Mammalia, Chiroptera) in Central Amazonia, Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 19, 173–188. doi:10.1590/S0101-81752002000100016
- Bernard, E., Aguiar, L.M.S., Machado, R.B., 2011. Discovering the Brazilian bat fauna: a task for two centuries? *Mamm. Rev.* 41, 23–39. doi:10.1111/j.1365-2907.2010.00164.x
- Brasil, 2009. Instrução Normativa MMA nº 002, de 20 de agosto de 2009. Brasil.
- Brunet, A.K., Medellín, R.A., 2001a. THE SPECIES–AREA RELATIONSHIP IN BAT

- ASSEMBLAGES OF TROPICAL CAVES. *J. Mammal.* 82, 1114–1122.  
doi:10.1644/1545-1542(2001)082<1114:TSARIB>2.0.CO;2
- Brunet, A.K., Medellín, R.A., 2001b. the Species–Area Relationship in Bat Assemblages of Tropical Caves. *J. Mammal.* 82, 1114–1122. doi:10.1644/1545-1542(2001)082<1114:TSARIB>2.0.CO;2
- Budenz, T., Heib, S., Kusch, J., 2009. Functions of Bat Social Calls: The Influence of Local Abundance, Interspecific Interactions and Season on the Production of Pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*) Type D Social Calls. *Acta Chiropterologica* 11, 173–182. doi:10.3161/150811009X465794
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M., 2015. Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci. Adv.* 1.
- Chaverri, G., Gillam, E.H., Vonhof, M.J., 2010. Social calls used by a leaf-roosting bat to signal location. *Biol. Lett.* 6, 441–444. doi:10.1098/rsbl.2009.0964
- Coelho, C.A.S., Cardoso, D.H.F., Firpo, M.A.F., 2016. Precipitation diagnostics of an exceptionally dry event in São Paulo, Brazil. *Theor. Appl. Climatol.* 125, 769–784. doi:10.1007/s00704-015-1540-9
- Coleman, J.L., Barclay, R.M.R., 2013. Prey availability and foraging activity of grassland bats in relation to urbanization. *J. Mammal.* 94, 1111–1122. doi:10.1644/12-MAMM-A-217.1
- Crawley, M.J., 2012. Analysis of Variance, in: *The R Book*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK, pp. 498–536. doi:10.1002/9781118448908.ch11
- de Oliveira, L.Q., Marciente, R., Magnusson, W.E., Bobrowiec, P.E.D., 2015. Activity of the insectivorous bat *Pteronotus parnellii* relative to insect resources and vegetation structure. *J. Mammal.* 96, 1036–1044. doi:10.1093/jmammal/gyv108
- Denzinger, A., Schnitzler, H.-U., 2013. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. *Front. Physiol.* 4, 164. doi:10.3389/fphys.2013.00164
- Dorresteijn, I., Schultner, J., Nimmo, D.G., Fischer, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Kehoe, L., Ritchie, E.G., 2015. Incorporating anthropogenic effects into trophic ecology: predator–prey interactions in a human-dominated landscape. *Proc. R. Soc. London B Biol. Sci.* 282.
- Downs, N.C., Racey, P.A., 2007. Temporal and spatial differences in the emission of calls by pipistrelle bats *Pipistrellus pipistrellus* and *P. pygmaeus*. *Acta Theriol. (Warsz.)* 52, 55–64. doi:10.1007/BF03194199
- Downs, N.C., Racey, P. a., 2006. The use by bats of habitat features in mixed farmland in Scotland. *Acta Chiropterologica* 8, 169–185. doi:10.3161/1733-5329(2006)8[169:TUBBOH]2.0.CO;2
- Duarte, M.H.L., Sousa-Lima, R.S., Young, R.J., Farina, A., Vasconcelos, M., Rodrigues, M., Pieretti, N., 2015. The impact of noise from open-cast mining on Atlantic forest biophony. *Biol. Conserv.* 191, 623–631.

doi:10.1016/j.biocon.2015.08.006

- Eiten, G., 1982. Brazilian "Savannas." Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 25–47.  
doi:10.1007/978-3-642-68786-0\_3
- Esbérard, C.E.L., Luz, J.L., Costa, L.M., Bergallo, H.G., 2014. Bats (Mammalia, Chiroptera) of an urban park in the metropolitan area of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. *Iheringia. Série Zool.* 104, 59–69. doi:10.1590/1678-4766201410415969
- Estrada-Villegas, S., Meyer, C.F.J., Kalko, E.K. V, 2010. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biol. Conserv.* 143, 597–608. doi:10.1016/j.biocon.2009.11.009
- Fenton, M.B., 2004. Reporting: Essential Information and Analysis, in: Brigham, R.M., Kalko, E.K. V, Jones, G., Parsons, S., Limpens, H.J.G.A. (Eds.), *Bat Echolocation Research Tools, Techniques and Analysis.* pp. 1–174.
- Fenton, M.B., 2003. Eavesdropping on the echolocation and social calls of bats. *Mamm. Rev.* 33, 193–204. doi:10.1046/j.1365-2907.2003.00019.x
- Fenton, M.B., Bell, G.P., 1981. Recognition of Species of Insectivorous Bats by Their Echolocation Calls. *J. Mammal.* 62, 233–243. doi:10.2307/1380701
- Ferreira, J., Aragao, L.E.O.C., Barlow, J., Barreto, P., Berenguer, E., Bustamante, M., Gardner, T.A., Lees, A.C., Lima, A., Louzada, J., Pardini, R., Parry, L., Peres, C.A., Pompeu, P.S., Tabarelli, M., Zuanon, J., 2014. Brazil's environmental leadership at risk. *Science (80- )*. 346, 706–707. doi:10.1126/science.1260194
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science (80- )*. 309.
- Ford, W.M., Menzel, J.M., Menzel, M.A., Eswards, J.W., Kilgo, J.C., 2006. Presence and Absence of Bats Across Habitat Scales in the Upper Coastal Plain of South Carolina. *J. Wildl. Manage.* 70, 1200–1209. doi:10.2193/0022-541X(2006)70[1200:PAAOBA]2.0.CO;2
- Furey, N.M., Racey, P.A., 2016. Conservation Ecology of Cave Bats, in: *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World.* Springer International Publishing, Cham, pp. 463–500. doi:10.1007/978-3-319-25220-9\_15
- Gillam, E., Fenton, M.B., 2016. Roles of Acoustic Social Communication in the Lives of Bats. pp. 117–139. doi:10.1007/978-1-4939-3527-7\_5
- Glover, A.M., Altringham, J.D., 2008. Cave selection and use by swarming bat species. *Biol. Conserv.* 141, 1493–1504. doi:10.1016/j.biocon.2008.03.012
- GRIFFIN, D.R., 1944. ECHOLOCATION BY BLIND MEN, BATS AND RADAR. *Science (80- )*. 100, 589–590. doi:10.1126/science.100.2609.589
- Hammer, O.; D.H.; P.R., 2017. Paleontological statistics software package for education and data analysis.

- Heer, K., Helbig-Bonitz, M., Fernandes, R.G., Mello, M.A.R., Kalko, E.K. V, 2015. Effects of land use on bat diversity in a complex plantation-forest landscape in Northeastern Brazil. *J. Mammal.* 96, 720–731. doi:10.1093/jmammal/gyv068
- Heim, O., Treitler, J.T., Tschapka, M., Knörnschild, M., Jung, K., 2015. The importance of Landscape elements for bat activity and species richness in agricultural areas. *PLoS One* 10, 1–13. doi:10.1371/journal.pone.0134443
- Hintze, F., Duro, V., Carvalho, J.C., Eira, C., Rodrigues, P.C., Vingada, J., 2016. Influence of Reservoirs Created by Small Dams on the Activity of Bats. *Acta Chiropterologica* 18, 395–408. doi:10.3161/15081109ACC2016.18.2.007
- Jones, G., Siemers, B.M., 2011. The communicative potential of bat echolocation pulses. *J. Comp. Physiol. A Neuroethol. Sensory, Neural, Behav. Physiol.* 197, 447–457. doi:10.1007/s00359-010-0565-x
- Jung, K., Kalko, E.K. V, 2011. Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. *Divers. Distrib.* 17, 262–274. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00738.x
- Jung, K., Kalko, E.K. V, Von Helvesen, O., 2007. Echolocation calls in Central American emballonurid bats: Signal design and call frequency alternation. *J. Zool.* 272, 125–137. doi:10.1111/j.1469-7998.2006.00250.x
- Jung, K., Molinari, J., Kalko, E.K. V, 2014. Driving factors for the evolution of species-specific echolocation call design in new world free-tailed bats (Molossidae). *PLoS One* 9. doi:10.1371/journal.pone.0085279
- Kalko, E.K. V., Handley, C.O., Handley, D., 1996. Organization, diversity and long-term dynamics of a neotropical bat community, in: CODY, M.L., SMALLWOOD, J.A. (Eds.), *Long-Term Studies of Vertebrate Communities*. Academic, San Diego, pp. 503–553.
- Knörnschild, M., Jung, K., Nagy, M., Metz, M., Kalko, E., 2012. Bat echolocation calls facilitate social communication. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 279, 4827–35. doi:10.1098/rspb.2012.1995
- Kunz, T.H., 1982. Roosting Ecology of Bats, in: *Ecology of Bats*. Springer US, Boston, MA, pp. 1–55. doi:10.1007/978-1-4613-3421-7\_1
- Kunz, T.H., de Torrez, E.B., Bauer, D., Lobo, T., Fleming, T.H., 2011. Ecosystem services provided by bats. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* doi:10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x
- López-Baucells, A., Rocha, R., Bobrowiec, P., Bernard, E., Palmeirim, J., Meyer, C., 2016. Field guide to Amazon Bats, *Field guide to Amazon Bats*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Av. André Araújo, 2936 - Petrópolis, Manaus - AM, 69067-375, Brazil. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- MacArthur, R.H., Pianka, E.R., 1966. On Optimal Use of a Patchy Environment. *Am. Nat.* 100, 603–609. doi:10.2307/2458820
- Marques, J.T., Ramos Pereira, M.J., Palmeirim, J.M., 2016. Patterns in the use of rainforest vertical space by Neotropical aerial insectivorous bats: all the action is

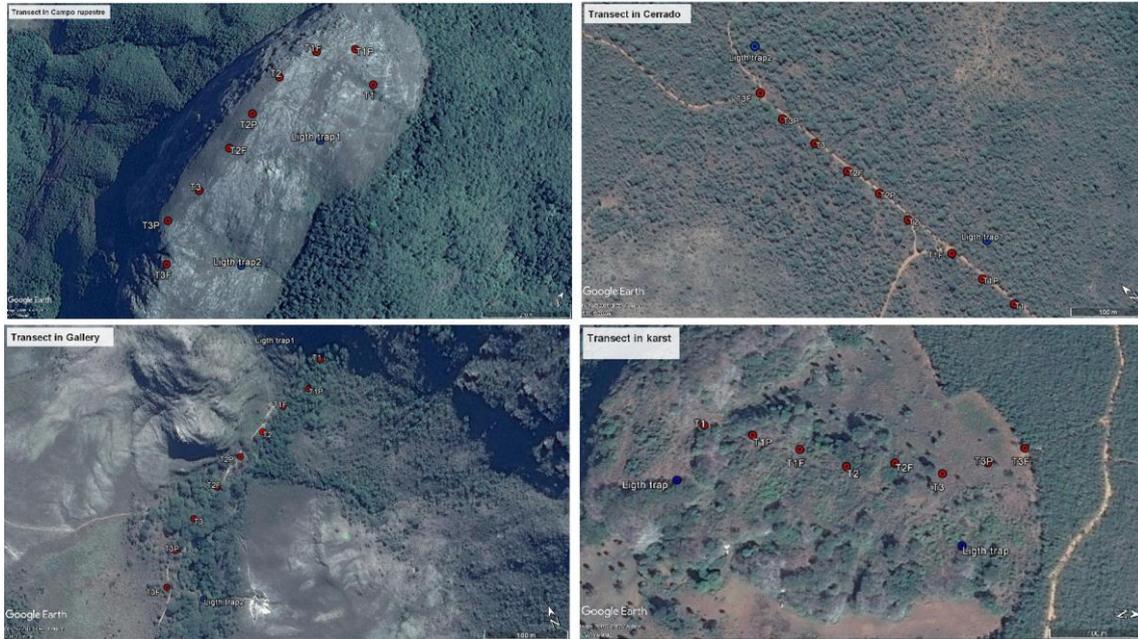
- up in the canopy. *Ecography (Cop.)*. 39, 476–486. doi:10.1111/ecog.01453
- McCain, C.M., 2006. Could temperature and water availability drive elevational species richness patterns? A global case study for bats. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 0, 061120101210015–???. doi:10.1111/j.1466-822X.2006.00263.x
- Medellin, R.A., Wiederholt, R., Lopez-Hoffman, L., 2017. Conservation relevance of bat caves for biodiversity and ecosystem services. *Biol. Conserv.* 211, 45–50. doi:10.1016/j.biocon.2017.01.012
- Mendes, E.S., Fonseca, C., Marques, S.F., Maia, D., Ramos Pereira, M.J., 2017. Bat richness and activity in heterogeneous landscapes: guild-specific and scale-dependent? *Landsc. Ecol.* 32, 295–311. doi:10.1007/s10980-016-0444-0
- Meyer, C.F.J., Schwarz, C.J., Fahr, J., 2004. Activity patterns and habitat preferences of insectivorous bats in a West African forest-savanna mosaic. *J. Trop. Ecol.* 20, 397–407. doi:10.1017/S0266467404001373
- Meyer, G.A., Senulis, J.A., Reinartz, J.A., 2016. Effects of temperature and availability of insect prey on bat emergence from hibernation in spring. *J. Mammal.* gyw126. doi:10.1093/jmammal/gyw126
- Muylaert, R.L., Stevens, R.D., Ribeiro, M.C., 2016. Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado- - forest landscapes. *Ecol. Appl.* 26, 1854–1867. doi:10.1890/15-1757.1
- Nobre, C.A., Marengo, J.A., Seluchi, M.E., Cuartas, A., Alves, L.M., 2016. Some Characteristics and Impacts of the Drought and Water Crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015 Some Characteristics and Impacts of the Drought and Water Crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *J. of Water Resour. Prot.* 8, 252–262. doi:10.4236/jwarp.2016.82022
- O'Donnell, C., 2000. Influence of season, habitat, temperature, and invertebrate availability on nocturnal activity of the New Zealand long-tailed bat (*Chalinolobus tuberculatus*). *New Zeal. J. Zool.* 27, 207–221. doi:10.1080/03014223.2000.9518228
- O'Farrell, M., Miller, B., 1999. Use of Vocal Signatures for the Inventory of Free-Flying Neotropical Bats†. *Biotropica* 31, 507–516. doi:10.1111/j.1744-7429.1999.tb00394.x
- Oksanen, F., Blanchet, G., Wagner, K.R., Legendre, P., Minchin, P., O'hara, R., Simpson, G., Solymos, M., Stevens, H., 2017. *vegan: Community Ecology Package*.
- Pugedo, H., Barata, R.A., França-Silva, J.C., Silva, J.C., Dias, E.S., 2005. HP: um modelo aprimorado de armadilha luminosa de sucção para a captura de pequenos insetos. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.* 38, 70–72. doi:10.1590/S0037-86822005000100017
- R Core Team, 2017. *A language and environment for statistical computing*.
- Rainho, A., Augusto, A.M., Palmeirim, J.M., 2010. Influence of vegetation clutter on the capacity of ground foraging bats to capture prey. *J. Appl. Ecol.* 47, 850–858.

doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01820.x

- Rainho, A., Palmeirim, J.M., 2011. The Importance of Distance to Resources in the Spatial Modelling of Bat Foraging Habitat. *PLoS One* 6, e19227. doi:10.1371/journal.pone.0019227
- Ramos-Pereira, M.J., Marques, J.T., Palmeirim, J.M., 2010. Vertical stratification of bat assemblages in flooded and unflooded Amazonian forests. *Curr. Zool.* 56, 469–478.
- Reis, R.J., Lima, M., Borges, G.R.A., 2013. RT4Bio: R Tools for Biologists.
- Rocha, N.M.W.B., Carstensen, D.W., Fernandes, G.W., Le Stradic, S., Buisson, E., Morellato, L.P.C., 2016. Phenology Patterns Across a Rupestrian Grassland Altitudinal Gradient, in: *Ecology and Conservation of Mountaintop Grasslands in Brazil*. Springer International Publishing, Cham, pp. 275–289. doi:10.1007/978-3-319-29808-5\_12
- Rodriguez-Duran, A., 2003. Temperature selection by tropical bats roosting in caves. *J. Therm. Biol.* 28, 465–468. doi:10.1016/S0306-4565(03)00046-9
- Savopoulou-Soultani, M., Papadopoulou, N.T., Milonas, P., Moyal, P., 2012. Abiotic factors and insect abundance. *Psyche (New York)* 2012, 2012–2014. doi:10.1155/2012/167420
- Schnitzler, H.-U., Kalko, E.K. V., 2001. Echolocation by Insect-Eating Bats. *Bioscience* 51, 557. doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0557:EBIEB]2.0.CO;2
- Schöner, C.R., Schöner, M.G., Kerth, G., 2010. Similar is not the same: Social calls of conspecifics are more effective in attracting wild bats to day roosts than those of other bat species. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 64, 2053–2063. doi:10.1007/s00265-010-1019-8
- Silveira, F.A.O., Negreiros, D., Barbosa, N.P.U., Buisson, E., Carmo, F.F., Carstensen, D.W., Conceição, A.A., Cornelissen, T.G., Echternacht, L., Fernandes, G.W., Garcia, Q.S., Guerra, T.J., Jacobi, C.M., Lemos-Filho, J.P., Le Stradic, S., Morellato, L.P.C., Neves, F.S., Oliveira, R.S., Schaefer, C.E., Viana, P.L., Lambers, H., 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant Soil* 403, 129–152. doi:10.1007/s11104-015-2637-8
- Soares-Filho, B., Rajao, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., Alencar, A., 2014. Cracking Brazil's Forest Code. *Science (80-. )*. 344, 363–364. doi:10.1126/science.1246663
- Sparovek, G., Berndes, G., Barretto, A.G. de O.P., Klug, I.L.F., 2012. The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? *Environ. Sci. Policy* 16, 65–72. doi:10.1016/j.envsci.2011.10.008
- Talamoni, S., Coelho, D., Dias-Silva, L., Amaral, A., Talamoni, S., Coelho, D., Dias-Silva, L., Amaral, A., 2013. Bat assemblages in conservation areas of a metropolitan region in Southeastern Brazil, including an important karst habitat. *Brazilian J. Biol.* 73, 309–319. doi:10.1590/S1519-69842013000200011

- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M., Jeltsch, F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *J. Biogeogr.* 31, 79–92. doi:10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x
- Torquetti, C.G., Silva, M.X., Talamoni, S.A., 2017. Differences between caves with and without bats in a Brazilian karst habitat. *Zoologia* 34, 1–7. doi:10.3897/zoologia.34.e13732
- Trajano, E., 1984. Ecologia de populações de morcegos cavernícolas em uma região cárstica do sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Zool.* 2, 255–320. doi:10.1590/S0101-81751984000100001
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G., Vaughan JENNINGS, N., 2004. Abundance and Species Richness of Nocturnal Insects on Organic and Conventional Farms: Effects of Agricultural Intensification on Bat Foraging. *Conserv. Biol.* 18, 1283–1292. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00152.x
- Willis, C.K.R., Brigham, R.M., 2004. Roost switching, roost sharing and social cohesion: Forest-dwelling big brown bats, *Eptesicus fuscus*, conform to the fission-fusion model. *Anim. Behav.* 68, 495–505. doi:10.1016/j.anbehav.2003.08.028
- Wilson, D.E., 2010. Ecology of *Myotis nigricans* (Mammalia: Chiroptera) on Barro Colorado Island, Panama Canal Zone. *J. Zool.* 163, 1–13. doi:10.1111/j.1469-7998.1971.tb04521.x
- Wolbert, S.J., Zellner, A.S., Whidden, H.P., Wolbert, S.J., Zellner, A.S., Whidden, H.P., 2014. Bat Activity, Insect Biomass, and Temperature Along an Elevational Gradient 21, 72–85. doi:10.1656/045.021.0106
- Zamora-Gutierrez, V., Lopez-Gonzalez, C., MacSwiney Gonzalez, M.C., Fenton, B., Jones, G., Kalko, E.K. V., Puechmaille, S.J., Stathopoulos, V., Jones, K.E., 2016. Acoustic identification of Mexican bats based on taxonomic and ecological constraints on call design. *Methods Ecol. Evol.* 7, 1082–1091. doi:10.1111/2041-210X.12556

# Appendices



**Fig A.1: Example of transects sampled in each habitat type. Numbers indicate transect ID. T = beginning of transect; TP = pause in transect; and TF = end of transect.**

## **Capítulo III**

# **Influência do habitat e altitude na estrutura e composição da comunidade de morcegos insetívoros em uma paisagem heterogênea**

Leonardo Dias-Silva<sup>1\*</sup> & Adriano Pereira Paglia <sup>1</sup>

1- Laboratório de Ecologia & Conservação, Departamento de Biologia Geral, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Avenida Antônio Carlos 6.627, 31270-901, Belo Horizonte, MG, Brasil

\* Autor correspondente: leohenriqueds@gmail.com

## Resumo

A distribuição espacial por animais é um assunto que tem atraído atenção de cientistas por todo o mundo. A importância do conhecimento dos fatores que moldam os padrões de uso espacial por espécies que desempenham primordiais serviços ecossistêmicos, como os morcegos, se mostra essencial. A distribuição espacial de morcegos pode ser influenciada por diversos fatores como tipo e estrutura do habitat e altitude. Neste estudo estamos interessados em investigar como a altitude e diferentes tipos de habitat com estrutura vegetais distintas afetam a estrutura e composição da comunidade de morcegos insetívoros em uma paisagem heterogênea. Para tal, usamos o monitoramento acústico de morcegos e investigamos como a estrutura e composição da comunidade de morcegos responde a quatro distintos tipos de habitat (campo rupestre, carste, cerrado e floresta de galeria) em diferentes altitudes. Foi possível observar que a altitude, tipo e estrutura do habitat influenciou de diversas maneiras a composição e estrutura das comunidades de morcegos insetívoros. Percebemos que a concentração da atividade e ocorrência de algumas espécies como *Promops centralis*, *Eumops* sp. e *Myotis nigricans* em determinado habitat contribuiu de forma preponderante para a dissimilaridade das estruturas e composição das comunidades em questão. Acreditamos que com nossos resultados contribuimos para o melhor entendimento da distribuição espacial de espécies em regiões neotropicais, oferecendo informações cruciais para a manutenção de morcegos insetívoros e seus serviços ecossistêmicos.

**Palavras chave:** distribuição espacial, bioacústica, área cárstica, floresta de galeria, campo rupestre

## Introdução

Os efeitos das variações de condições ambientais como altitude, temperatura e estrutura do habitat, na composição e estrutura de comunidades têm sido estudados em todo o globo, nos mais diversos biomas (Ulrich, Ollik e Ugland, 2010). Esses estudos geram informações primordiais para traçar medidas de conservação de espécies e grupos ameaçados ou que ofertem importantes serviços ecossistêmicos (Baral *et al.*, 2014), como os morcegos (Kunz *et al.*, 2011). Como exemplo destes serviços, foi publicado um estudo sobre morcegos insetívoros em paisagens alteradas por monoculturas, no qual se percebeu efeito da disponibilidade de insetos na atividade destes morcegos, culminando em um importante serviço de remoção e controle de pragas (Boyles *et al.*, 2011).

Animais voadores respondem de forma diferente a heterogeneidade da paisagem do que animais não voadores, principalmente pela melhor condição de se dispersar podendo utilizar vários tipos de habitat em um curto espaço de tempo (Harrison, Ross e Lawton, 1992). Assim, dentre os mamíferos, os morcegos são os animais que têm uma maior permeabilidade na paisagem (Bernard e Fenton, 2003), respondendo de forma singular a complexidade da paisagem, sejam estas antrópicas (Araújo e Bernard, 2016) ou naturais (Marques, Ramos Pereira e Palmeirim, 2016). O fato das espécies de morcegos não se distribuírem de forma homogênea na paisagem pode culminar em diferenças na estrutura e/ou composição de uma comunidade de morcegos (Mendes *et al.*, 2014).

O tipo de habitat bem como a estrutura da vegetação são fatores determinantes para a estrutura e composição da comunidade de morcegos insetívoros (Ober e Hayes, 2008). Determinadas espécies de morcegos, conhecidos como forrageadores de espaço aberto, possuem o chamado com curta variação de frequências, o que torna este pulso mais horizontal favorecendo assim a sua propagação em espaços abertos, geralmente com o estrato arbóreo baixo (Schnitzler e Kalko, 2001). O outro grupo de morcegos, os forrageadores de borda ou floresta, possuem um pulso acústico com grande variação de frequências, fazendo com que o chamado tenha um formato vertical, desta forma viajando menos no espaço por conta do atrito (Denzinger e Schnitzler, 2013). Apesar da menor dispersão, a qualidade da informação que esse pulso retorna para o morcego é maior (Schnitzler e Kalko, 2001), desta forma, esses animais conseguem detectar obstáculos de forma mais eficiente, se esquivando com maior facilidade de obstáculos (Denzinger and

Schnitzler 2013). Este é um exemplo de como características das espécies ou guildas podem influenciar na sua distribuição em ambientes estruturalmente distintos.

Outro fator que afeta a distribuição espacial de espécies de morcegos é a altitude (Erickson e Adams, 2003). Na maioria dos casos, a altitude atua como um filtro para diversas espécies de morcegos, fazendo com que a atividade e ocorrência de espécies caia a medida que se aumenta a altitude (Presley and Willig 2010). Devido aos diferentes requerimentos por condições de cada espécie é possível que mudanças tanto no tipo ou estrutura do habitat, quanto na altitude possam influenciar a composição e estrutura da comunidade destes morcegos em diferentes paisagens (Linden *et al.*, 2014; Weier *et al.*, 2017). Entender como as condições ambientais influenciam a estrutura e composição da comunidade de morcegos insetívoros é um ponto crucial para que seja possível compreender melhor os padrões de seleção de habitat do grupo (Larsen *et al.*, 2013) e assim traçar métodos eficazes para a manutenção da diversidade e serviços prestados pelos morcegos insetívoros (Jose, 2009; Kunz *et al.*, 2011).

Conduzimos este estudo em uma paisagem complexa inserida em ecótono entre os Biomas Mata Atlântica e Cerrado com altitudes variando entre 600 e 1300 metros. Nesta paisagem é possível identificar habitats florestais (área cárstica e floresta e galeria) e ambientes savânicos (cerrado e campo rupestre). Testaremos a hipótese de que a estrutura e composição da comunidade de morcegos insetívoros são afetadas pela altitude, tipo e estrutura de habitat; e que as guildas eco-morfológicas respondem de forma distintas as condições ambientais testadas. Especificamente, esperamos que: i) A estrutura e composição da comunidade de forrageadores de espaço aberto não será afetada pelo tipo de habitat, porém será afetada pela altitude, uma vez que voam acima do dossel das árvores, sendo menos dependentes do tipo de habitat mas estando expostos aos efeitos da altitude (Jung e Kalko, 2011). ii) A estrutura e composição da comunidade de forrageadores de borda serão afetados pelo tipo de habitat e não serão afetados pela altitude, por conta da maior dependência destes animais ao tipo de habitat e maior proteção dos efeitos do aumento da altitude (Heer *et al.*, 2015). Adicionalmente iremos checar quais espécies mais contribuem para a dissimilaridade e se estas espécies concentram sua atividade e ocorrência em determinada altitude, tipo ou estrutura de habitat.

## Métodos

### Área de estudo

O presente estudo foi realizado no Parque Nacional Serra do Cipó e Área de Proteção Ambiental Morro da Pedreira (Fig 1). Localizado em ecótone dos biomas Mata Atlântica e Cerrado, com variação altitudinal entre 600 e 1300 metros em relação ao nível do mar. A área é composta por um rico mosaico com diferentes tipos de habitat, no qual é possível encontrar áreas de afloramento cárstico, florestas de galeria, campo rupestre e cerrado *strictu sensu*. Os afloramentos cársticos são encontrados na porção oeste da área de estudo, este possui estrato vegetal com subosque denso, sendo comum encontrar árvores com altura entre 5 e 10 metros (Gonzaga *et al.*, 2017; Travassos e Kohler, 2009). As florestas de galeria são encontradas em vales encaixados, estas possuem árvores maiores, entre 5 e 20 metros, com formação de dossel fechado (Felfili, 1995). As áreas de cerrado *strictu sensu* são caracterizadas por arbustos e árvores tortuosas que raramente ultrapassam 5 metros de altura (Ratter 1997; Batalha et al. 2001). Já os campos rupestres são reconhecidos por apresentarem afloramentos de rochas quartzíticas e não possuem dossel, com predominância de pequenos arbustos e grama, apresentando um estrato vegetal variando entre 1 e 2 metros de altura (Alves e Kolbek, 1994; Silveira *et al.*, 2016). Considerando o trabalho de Schnitzler & Kalko 2001, para a estrutura do habitat, consideramos duas categorias: i) habitats savânicos (campo rupestre e cerrado) e habitats florestais (floresta de galeria e áreas cársticas).

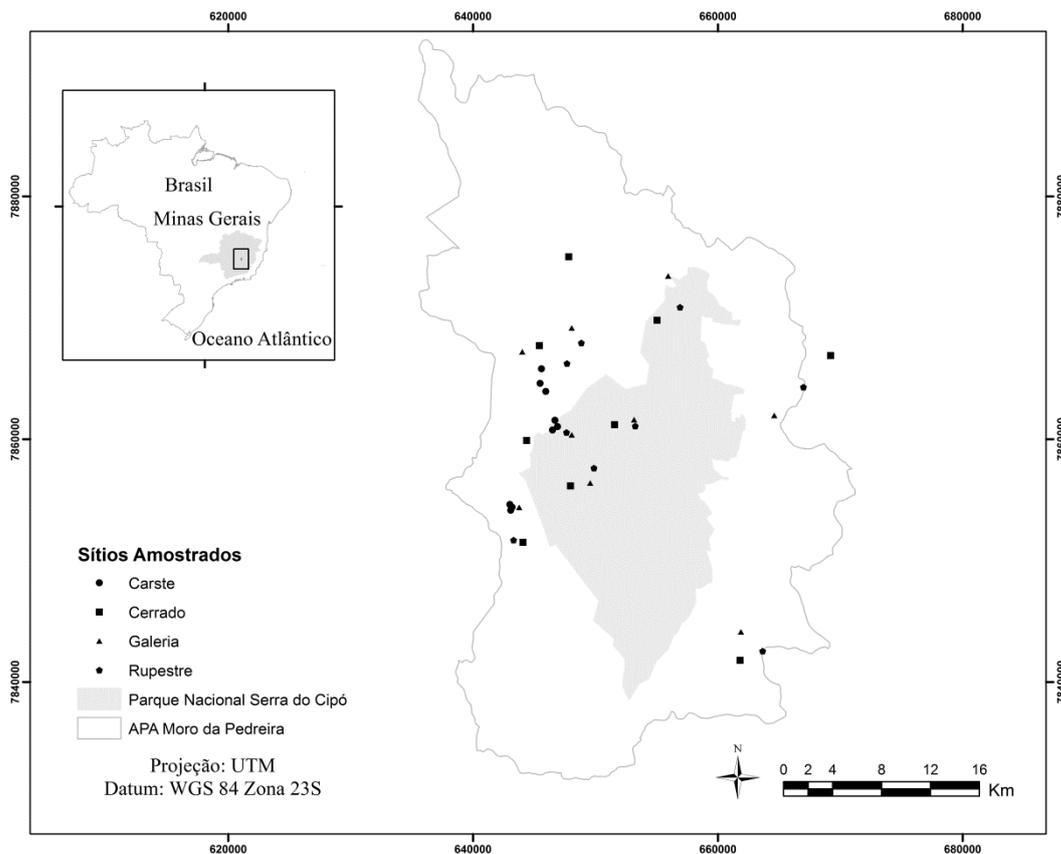


Figura 1: Mapa da área de estudo indicando os sítios amostrados. Círculo = áreas cársticas, quadrados = cerrados, triângulos = floresta de galeria e pentágono = campo rupestre.

## Coleta de dados acústicos

Os dados foram coletados entre janeiro a maio de 2015, correspondente ao período chuvoso. Em cada um dos quatro tipos de habitat (áreas cársticas, mata de galeria, cerrado *sensu strictu* e campo rupestre) definimos sete pontos de amostragem, com distância mínima de 1km entre eles. Cada ponto de coleta foi amostrado em uma noite distinta, no qual foram percorridos 3 transectos lineares de 100m e distante 50m entre eles. Cada transecto foi composto por três estações de gravação (instaladas no início, meio e fim do transecto), distante 50m entre elas. A amostragem acústica foi realizada de forma contínua entre as estações a uma velocidade de 0.5m/s e por três minutos em cada estação (Jung e Kalko, 2011). As gravações se iniciaram no crepúsculo, sendo continuadas por 160 minutos após o início. As noites com chuvas intensas, ou com fortes ventos, assim com aquelas com a lua na fase clara não foram amostradas.

Usamos o detector de morcegos Pettersson D1000x para gravar as passagens de morcegos. As gravações foram feitas em tempo real, ativada com o sistema de gatinho manual usando a seguinte configuração: 400 kHz sampling rate, pré-gatilho de 3s e 20 s pós-gatilho.

## **Altitude**

A altitude foi aferida com a utilização de um GPSMap 62sc - Garmin, em cada estação de gravação. Após isto foi calculada a média da altitude de cada ponto amostral. Para uma maior precisão da aferição da altitude, esta foi aferida quando a precisão do GPS acusava cinco metros ou inferior.

## **Análise e identificação acústica**

As gravações foram analisadas manualmente no software Avisoft - SASlab para o 5.1, utilizando um espectrograma com 540 *Fast fourier transformation* em um frame de 100% de tamanho e um *overlap* de 93,75%. Para a identificação, as chamadas com melhor qualidade tiveram os seguintes parâmetros medidos: Frequência máxima, mínima e de maior energia, duração da chamada, intervalo entre pulsos e harmônica com maior energia, de acordo com o protocolo de (Jung, Molinari e Kalko, 2014). Estes dados foram comparados com artigos publicados e dados de acesso publico (Appel *et al.*, 2016; Barataud e Giosa, 2013; Hintze, Barbier e Bernard, 2016; Jung, Kalko e Helversen, Von, 2007; Jung, Molinari e Kalko, 2014; López-Baucells *et al.*, 2016; Rydell *et al.*, 2002; Zamora-Gutierrez *et al.*, 2016) . Para validar as espécies os parâmetros medidos compuseram como variáveis explicativas da análise discriminante realizada no software PAST (Hammer, 2017). A guildas eco-morfológicas, forrageadores de espaço aberto e forrageadores de borda foram determinadas de acordo com Schnitzler and Kalko (2001).

## Análise dos dados

Como pressuposto das nossas análises verificamos se os pontos amostrais podem ser tratados como réplicas verdadeiras testamos se a distância entre eles interfere na ocorrência e na atividade de espécies através do teste de Mantel, a matriz de dissimilaridade foi calculada com o índice de *Bray-curtis* e 9.999 aleatorizações no software PAST.

Consideramos como uma passagem de morcego (*bat passes*) a sequência de duas ou mais chamadas de ecolocalização limitadas pelo tempo de pós gatilho ou por um uma frase terminal (Estrada-Villegas, Meyer, Christoph F J e Kalko, 2010; Fenton, 2004). Consideramos a atividade de morcegos a proporção entre número de passagens de morcegos (*bat passes*) pelos minutos amostrados, sendo então a atividade de morcegos igual a *bat passes*/min (Jung e Kalko, 2011).

Para visualizar e testar as diferenças na estrutura e composição das comunidades de morcegos insetívoros utilizamos respectivamente a análise de ordenação multidimensional não métrica (NMDS) e a análise multivariada de variância permutacional (PERMANOVA). Para checar a contribuição de cada espécie ou grupo para a dissimilaridade da composição da comunidade usamos o teste SIMPER. As três análises multivariadas foram executadas de forma semelhante, para testar a composição da comunidade utilizamos uma matriz de presença e ausência das espécies de morcegos. Já para analisar diferenças na estrutura da comunidade utilizamos a atividade (*bat passes*/min) de morcegos insetívoros. As dissimilaridades das análises foram calculadas através do índice de *Jaccard* para composição e *Bray-curtis* para estrutura da comunidade, em todas as situações aleatorizadas 9.999 vezes. Tanto para o NMDS quanto para a PERMANOVA as análises foram feitas utilizando como variável resposta: i) forrageadores de espaço aberto e ii) forrageadores de borda. Para todos os modelos as variáveis explicativas foram adotadas as seguintes categorias: i) Tipo de habitat (área cársticas, mata de galeria, cerrado e campo rupestre); ii) estrutura do habitat (Savânico e Florestal) e iii) altitude (600m a 799m; 800m a 1000m; e acima de 1100m). Como o NMDS e a PERMANOVA são muito sensíveis a espécies raras e ausência de dados, espécies com menos de 30 passagens não foram contabilizadas (Jung e Kalko, 2011). Para todas as análises utilizamos o software PAST versão 3.17 (Hammer, 2017).

Para testar se a altitude, tipo e estrutura do habitat afetam a atividade e ocorrência das espécies e grupos identificados usamos respectivamente modelos lineares (LM) e modelos lineares generalizados (GLM) com distribuição binomial. Para os LMs utilizamos como variável resposta a atividade (*bat passes/min*) e para os GLMs utilizamos a presença/ausência das espécies em cada evento de amostra. Para ambas situações utilizamos como variáveis preditoras categóricas o tipo e estrutura do habitat. E como variável contínua a altitude média em cada site amostrado.

Foi testada a correlação entre as variáveis altitude, tipo e estrutura de habitat, através de uma ANOVA, com variável resposta altitude e variável explicativa tipo de habitat e estrutura de habitat. Todos os modelos foram feitos utilizando o software R (R Core Team, 2017), para observar a distribuição dos resíduos de cada modelo usamos o pacote RT4bio (Reis, Lima e Borges, 2013) com a função "*rldiagnostic*". O mesmo pacote foi utilizado para a análise de contraste entre os níveis do variável *tipo de habitat* através da função "*coms*".

## Resultados

A distância entre os pontos amostrais não interferiu na ocorrência de espécies (Mantel test  $R = 0.02851$ ;  $p = 0.2528$ ) nem na atividade de morcegos insetívoros (Mantel test  $R = 0.0798$ ;  $p = 0.0643$ ). Logo, tratamos os 28 pontos amostrais como amostras independentes. Ao todo gravamos 4465 passagens de morcegos insetívoros e identificamos 12 espécies. As demais espécies foram agrupadas em 7 grupos, devido a sobreposição dos parâmetros acústicos: Vespertilionideo 1 (formado pelas espécies *Eptesicus furinalis* e *Lasiurus blossevilli*); Vespertilionideo 2 (*Eptesicus chiriquinus* e *Eptesicus brasiliensis*); Vespertilionideo 3 (*Rhogeessa* sp. e *Myotis levis*); Vespertilionideo 4 (*Myotis ruber* e *Myotis riparius*); Molossideo 1 (*Molossus rufus* e *Molossus currentium*); Molossideo 2 (*Cynomops greenhalli*; *Eumops auripendulus*; *Nyctinomops macrotis*); Molossideo 3 (*Cynomops planirostris*, *Nyctinomops laticaudatus*, *Tadarida brasiliensis*, *Eumops glaucinus*).

A estrutura da comunidade dos forrageadores de espaço aberto, não foi afetada pelo tipo de habitat (PERMANOVA;  $F= 1,487$ ;  $p= 0,0761$ , Tabela 1), porém foi observada relação com a estrutura do habitat (PERMANOVA;  $F= 3.3$ ;  $p= 0.0026$ , Fig 2 A) e altitude (PERMANOVA;  $F= 1.998$ ;  $p= 0,0171$ , Fig 3A). Já a estrutura da comunidade dos forrageadores de borda foi influenciada pelo tipo (PERMANOVA;  $F= 1.643$ ;  $p= 0.039$ ) e estrutura do habitat (PERMANOVA;  $F= 3.219$ ;  $p= 0.0025$ , Fig 2B), porém a altitude não foi importante (PERMANOVA;  $F= 1.432$ ;  $p= 0.1295$ ). As espécies da comunidade de morcegos que mais contribuíram para a dissimilaridade da estrutura da comunidade em relação a estrutura do habitat e altitude foram *Molossideo 3*, *Vespertilionideo 1* e *Myotis nigricans* (SIMPER, Tabela 2).

A composição da comunidade dos morcegos forrageadores de espaço aberto foi influenciada pelos tipos (PERMANOVA;  $F= 1,912$ ;  $p= 0,0154$ , Tabela 1, Fig 2 C) e estrutura do habitat (PERMANOVA;  $F= 4.731$ ;  $p=0.0006$ ) e pela altitude (PERMANOVA;  $F = 1.974$ ;  $p=0.0261$ , Fig 3B). Já a comunidade de forrageadores de borda não responderam ao tipo de habitat (PERMANOVA,  $F= 1.065$ ;  $p=0.4018$ ), estrutura do habitat (PERMANOVA;  $F= 1.84$ ;  $p=0.1152$ ) e nem a altitude (PERMANOVA;  $F = 1.556$ ;  $p=0.13$ ). As espécies/grupos que mais contribuíram para a dissimilaridade na composição da comunidade em relação a altitude, tipo de estrutura do habitat foram *Eumops* sp., *Promops centralis*, *Vespertilionideo 4* e *Peropteryx* sp. (SIMPER, Tabela 2).

**Tabela 1: e composição da comunidade dos morcegos insetívoros em relação ao tipo de habitat, estrutura de habitat e altitude.**

Interação	Tipo de habitat		Estrutura de habitat		Altitude	
	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>
<b><i>Estrutura da comunidade</i></b>						
Forrageadores de espaço aberto	1.487	0.0761	<b>3.3</b>	<b>0.0026</b>	<b>1.998</b>	<b>0.0171</b>
Forrageadores de borda	<b>1.643</b>	<b>0.039</b>	<b>3.219</b>	<b>0.002</b>	1.432	0.1295
<b><i>Composição da comunidade</i></b>						
Forrageadores de espaço aberto	<b>1.912</b>	<b>0.0154</b>	<b>4.731</b>	<b>0.0006</b>	<b>1.974</b>	<b>0.0261</b>
Forrageadores de borda	1.065	0.4018	1.84	0.1152	1.556	0.13

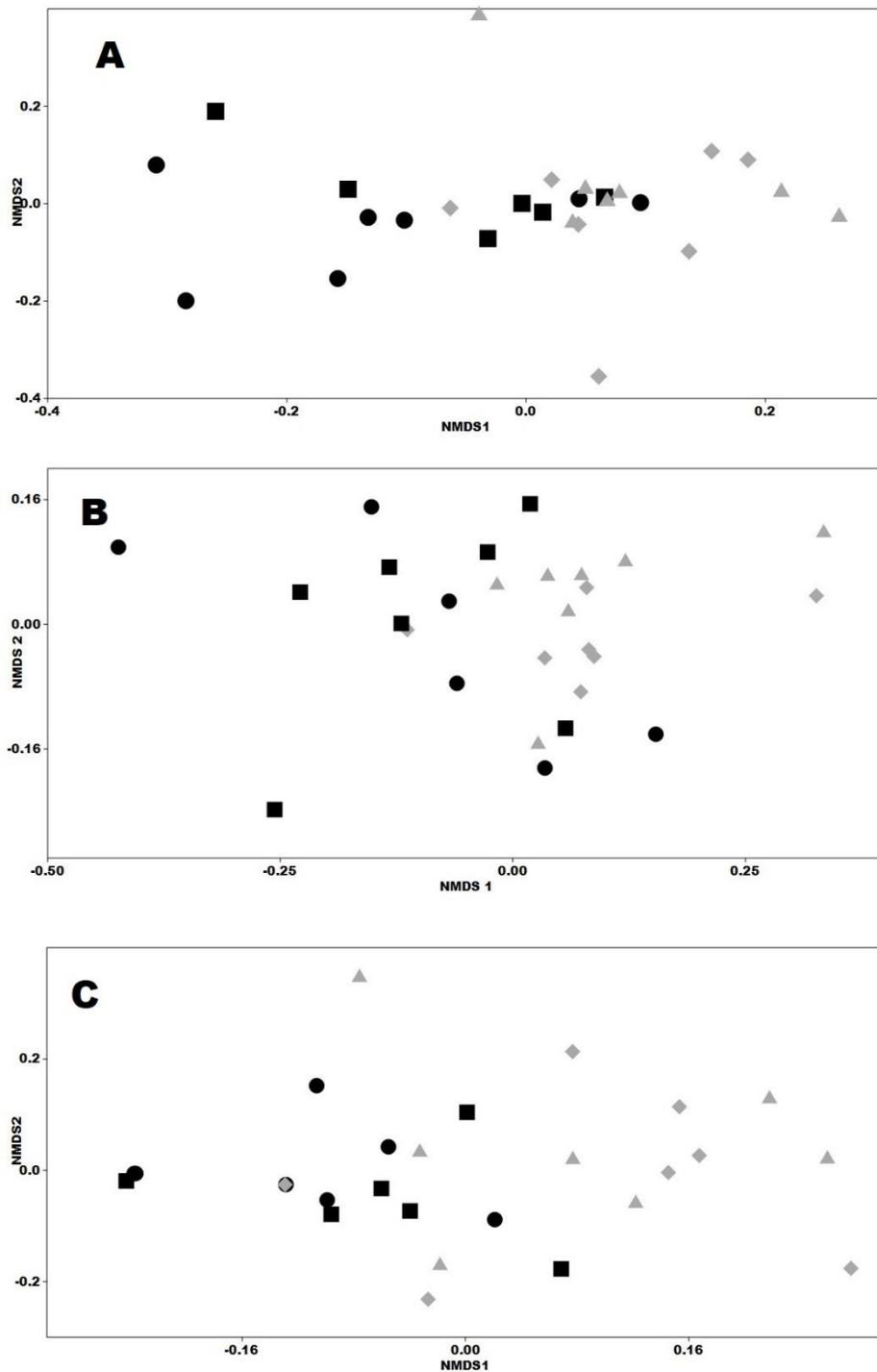


Figura 2: Ordenação multidimensional não métrica (NMDS) da comunidade de morcegos insetívoros em relação ao tipo e estrutura do habitat, sendo: A) Estrutura da comunidade de forrageadores de espaço aberto, ( $R = 0,3552$ ; stress = 0,1407); B) Estrutura da comunidade forrageadores de borda ( $R = 0,3547$ ; stress = 0,1407); C) Composição da comunidade de forrageadores de espaço aberto ( $R = 0,3603$ ; stress = 0,2496). Onde Círculo = Campo rupestre; Quadrado = Cerrado; Diamante = Floresta de Galeria; Triângulo = Carste. A cor dos símbolos indica a estrutura do habitat, em preto estão os habitats savânicos e em cinza os habitats florestais.

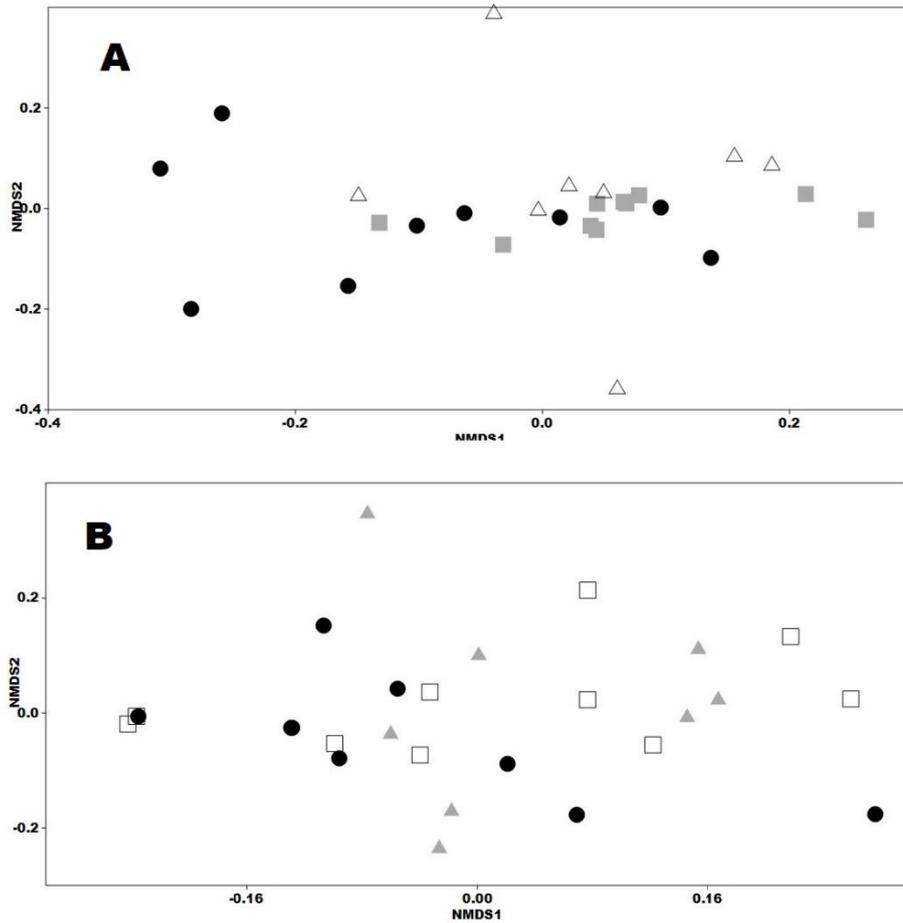


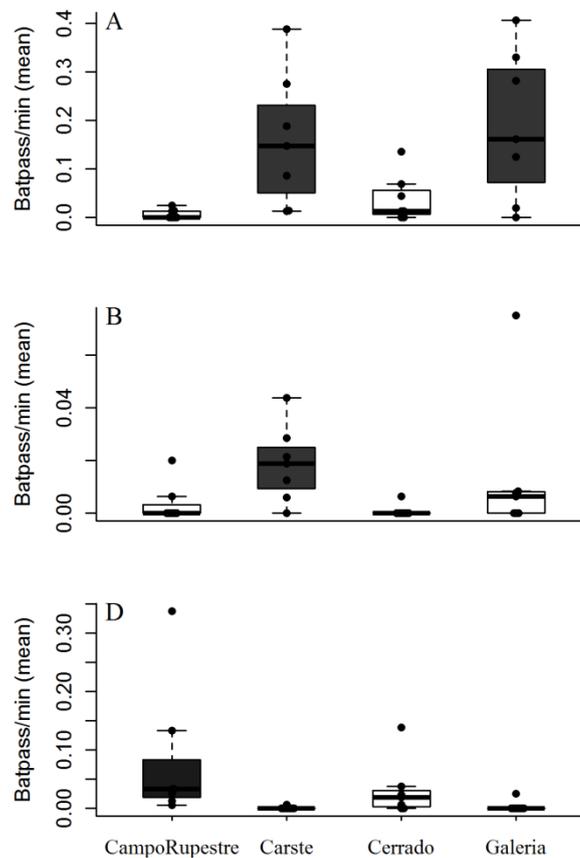
Figura 3: Ordenação multidimensional não métrica (NMDS) da comunidade de morcegos forrageadores de ambiente aberto em relação a altitude, sendo A) Estrutura da comunidade; B) Composição da comunidade. Círculo negro = Altitudes acima de 1100 metros; Quadrado = Altitudes entre 800 e 1000 metros; Triângulos = Altitudes entre 600 e 799 metros. As cores cinza e preta indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre as categorias de altitude. Os símbolos sem preenchimento indicam que não há diferença significativa ( $p > 0,005$ ) entre a categoria em questão e as demais.

Tabela 2: Teste SIMPER, estão representados os táxons em relação aos níveis testados. A contribuição percentual para cada espécie em cada comparação, a dissimilaridade geral calculada pelo método *Bray-curtis*. A contribuição percentual (Contribuição %) para cada espécie e a dissimilaridade acumulada (Cumulativo%).

<b>Espécie/Grupo</b>	<b>Dissimilaridade</b>	<b>Contribuição %</b>	<b>Cumulativo %</b>
<b><i>Estrutura da comunidade ~ estrutura do habitat</i></b>			
Molossideo 3	19,46	25,46	25,46
Vespertilionideo 1	10,95	14,32	39,78
<i>Myotis nigricans</i>	9,862	12,9	52,68
Vespertilionideo 3	5,752	7,523	60,2
<b><i>Estrutura da comunidade ~ Altitude</i></b>			
Molossideo 3	20,12	26,85	26,85
Vespertilionideo 1	11,53	15,39	42,24
<i>Myotis nigricans</i>	8,112	10,83	53,07
Molossideo 2	5,118	6,83	59,9
<b><i>Composição da comunidade ~ Tipo de habitat</i></b>			
<i>Eumops</i> sp.	4,595	8,792	8,792
<i>Promops centralis</i>	3,931	7,522	16,31
Vespertilionideo 2	3,806	7,283	23,6
<b><i>Composição da comunidade ~ estrutura do habitat</i></b>			
<i>Eumops</i> sp.	5,65	10,33	10,33
<i>Promops centralis</i>	4,304	7,866	18,19
Vespertilionideo 4	4	7,31	25,5
<b><i>Composição da comunidade ~ altitude</i></b>			
<i>Eumops</i> sp.	7,93	15,19	15,19
<i>Peropteryx</i> sp.	6,897	13,21	28,41
<i>Promops centralis</i>	5,293	10,14	38,55

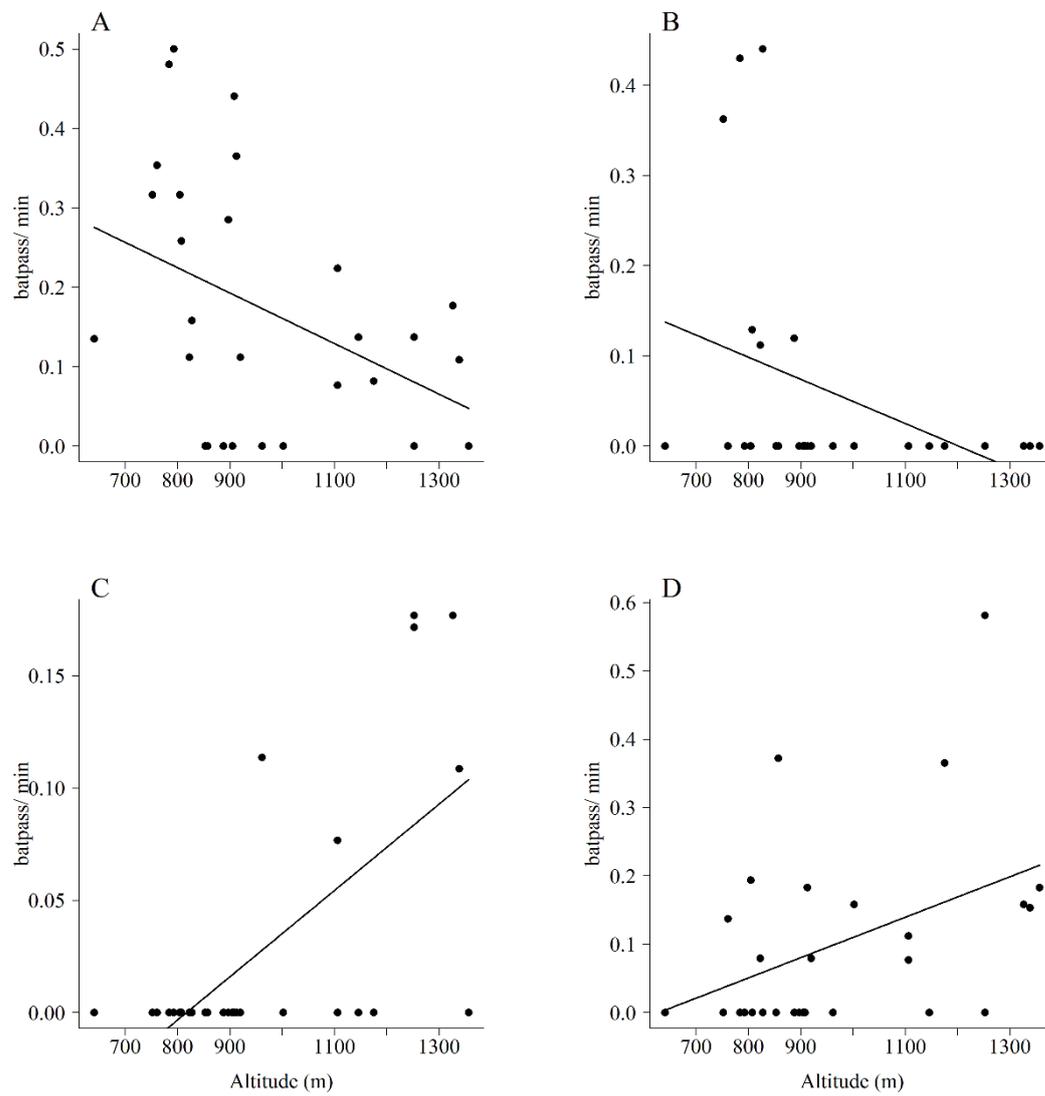
Em relação a atividade e ocorrência das espécies e grupos, *Myotis nigricans* apresentou maior atividade (LM;  $F = 17.112$ ,  $p = 0.0003$ ) e ocorrência (GLM,  $F = 5.16$ ,  $p = 0.023$ ) em habitats florestais com atividade similar entre floresta de galeria e áreas cársticas ( $p = 0.003$ ,  $F = 5.9179$ ; Fig 4A). *Promops centralis* apresentou maior atividade (LM,  $F = 9.2317$ ,  $p = 0.005361$ ) e ocorrência (GLM,  $F = 7.373$ ,  $p = 0.006$ ) em habitat florestais, porém com a atividade (LM,  $F = 3.7$ ,  $p = 0.02551$ ; Fig 4B) e ocorrência (GLM,  $F = 3.084$ ,  $p = 0.026$ ) concentradas em áreas cársticas. Em relação a *Eumops* sp. foi registrada uma maior atividade (LM,  $F = 14.626$ ,  $p = 0.0007378$ ) e ocorrência (GLM,  $F = 15.85$ ,

$p=0.00006$ ) em ambientes savânicos com maior atividade ( $p=0.003353$ ,  $F=6.0006$ ; Fig 4C) e ocorrência (GLM,  $F=6.319$ ,  $p=0.000279$ ) em campos rupestres.



**Figura 4: Atividade (batpass/min) de *Myotis nigricans* (A), *Promops centralis* (B) e *Eumops spp.* (C). Boxes em negrito indicam diferenças significativa entre os tipos de habitat (LM) e diferenças significativas pelo teste de contraste. As caixas representam quartis, as linhas representam a mediana, e os whiskers indicam o máximo e o mínimo. Os pontos pretos representam as unidades de amostra.**

A atividade de *Molossio 2* (LM,  $F=5.0945$ ,  $p=0.03263$ , Fig 5A) foi negativamente relacionada com a altitude. Já *Peropteryx sp1* teve a atividade (LM,  $F=4.321$ ,  $p=0.04765$ , Fig 5B) e ocorrência (GLM,  $F=6.53$ ,  $p=0.01$ , Tabela 3) negativamente relacionada com altitude. Contrariando este padrão, foram identificadas relações positivas da atividade de *Lasiurus ega* (LM,  $F=18.275$ ,  $p=0.00023$ , Fig 5C) e atividade (LM,  $F=5.5033$ ,  $p=0.02688$ ; Fig 5D) e ocorrência (GLM,  $F=5.309$ ,  $p=0.021$ , Tabela 3) de *Eumops sp.*



**Figura 5: Regressão linear da altitude e atividades de morcegos insetívoros (batpass/min), sendo: A) Grupo Molossidae 2; B) *Peropteryx sp1*; C) *Lasiurus ega* e D) *Eumops sp.***

**Tabela 3: Resultados (F-fisher e P-values) dos modelos lineares (ML) e regressões logísticas (RL) para as relações entre as variáveis resposta – atividade e a ocorrência das espécies e grupos dos morcegos insetívoros - e as variáveis preditoras - tipo e estrutura do habitat e altitude.**

Espécies/grupos	atividade ~ habitat (ML)		Atividade ~ estrutura do habitat (ML)		Atividade ~ altitude (ML)		Ocorrência ~ tipo de habitat (RL)		Ocorrência ~ estrutura do habitat (RL)		Ocorrência ~ Altitude (RL)	
	<i>P</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	<i>F</i>
<b><u>Forrageadores de borda</u></b>												
<i>Lasiurus ega</i>	0.4864	0.8379	0.6979	0.154	<b>0.00023</b>	<b>18.275</b>	0.188	1.596	0.2164	1.596	0.188	1.596
<i>Myotis nigricans</i>	<b>0.003588</b>	<b>59.179</b>	<b>0.0003271</b>	<b>17.112</b>	0.1437	22.734	0.05005	2.604	<b>0.02305</b>	<b>5.164</b>	0.1348	2.236
Vesperto sono1	0.7304	0.4343	0.7633	0.0926	0.6873	0.4146	0.694	0.4831	0.6553	0.4182	0.6398	0.219
Vesperto sono2	0.3235	12.215	0.2444	1.418	0.05832	39.223	0.1963	1.561	0.05863	3.5758	0.1095	2.560
Vesperto sono 3	0.4939	0.8233	0.1817	1.883	0.1388	23.317	0.05005	2.604				
Vesperto sono 4	0.8665	0.2415	0.9608	0.0025	0.7591	0.096	0.2326	1.427	0.06982	3.575	0.3417	0.904
<i>Saccopteryx bilineata</i>	0.4098	1	0.3265	1	0.7508	0.103	-	-	-	-	-	-
<b><u>Forrageadores de espaço aberto</u></b>												
<i>Molossus molossus</i>	17.963	0.1748	0.05756	39.481	0.1238	25.296	0.3533	1.086	0.1109	2.542	0.206	1.599
Molossideo 1	0.09032	24.258	0.1545	21.502	0.6037	0.2761	0.1508	1.768	0.4441	0.5855	0.4256	0.6347
<i>Molossops temminckii</i>	0.05395	25.483	0.062	38.036	0.09592	29.847	0.1317	2.064	<b>0.03671</b>	<b>4.363</b>	<b>0.03671</b>	<b>4.363</b>
<i>Peropteryx</i> sp1	0.2151	<b>16.017</b>	<b>0.04583</b>	<b>43.992</b>	<b>0.04765</b>	<b>4.321</b>	0.1436	1.806	0.05633	3.642	<b>0.0106</b>	<b>6.530</b>
<i>Peropteryx</i> sp2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Peropteryx macrotis</i>	0.2483	1.468	0.2095	16.559	0.553	0.3613	0.3753	10.358	0.2707	1.213	0.75	0.1015
<i>Peropteryx trinitatis</i>	0.2167	1.595	0.05712	3.963	0.6846	0.1688	0.5104	0.7703	0.8617	0.3533	0.3533	0.8617
<i>Promops centralis</i>	<b>0.02551</b>	<b>3.7</b>	<b>0.005361</b>	<b>92.317</b>	0.1626	20.654	<b>0.0261</b>	<b>3.084</b>	<b>0.006619</b>	<b>7.373</b>	0.1102	2.551
<i>Rhynchonycteri naso</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Molossideo 2	0.7304	0.4343	0.2648	1.299	<b>0.03263</b>	<b>50.945</b>	1	0	1	0	0.5066	0.441
Molossideo 3	0.09689	23.579	<b>0.02197</b>	<b>59.377</b>	0.1468	22.365	0.4031	0.9755	0.08713	2.926	0.4781	0.5033
<i>Eumops</i> spp.	<b>0.003353</b>	<b>60.006</b>	<b>0.0007378</b>	<b>14.626</b>	<b>0.02688</b>	<b>55.033</b>	<b>0.000279</b>	<b>6.319</b>	<b>0.00000065</b>	<b>15.85</b>	<b>0.02121</b>	<b>5.309</b>

## Discussão

Foi possível perceber que as guildas eco-morfológicas respondem de forma distintas as condições ambientais testadas e que algumas espécies são responsáveis por grande parte da dissimilaridade entre os tipos e estrutura do habitat. Alguns estudos já demonstraram que a comunidade de morcegos insetívoros é influenciada pelo tipo e estrutura do habitat em ambientes urbanos (Araújo e Bernard, 2016; Jung e Kalko, 2011) e áreas cultivadas na região neotropical (Heer *et al.*, 2015). Porém neste estudo trazemos novas informações sobre como a estrutura e composição da comunidade de morcegos insetívoros são influenciadas pela altitude, tipo e estrutura do habitat em uma paisagem heterogênea.

A estrutura da comunidade de morcegos insetívoros forrageadores de espaço aberto não teve influência do tipo de habitat. Isso é justificável pela maior independência dos animais desta guilda em relação ao tipo de habitat (Jung e Kalko, 2011), uma vez que forrageiam acima do dossel (Denzinger e Schnitzler, 2013). Além disso, várias espécies desta guilda, como *Eumops* sp., possuem características físicas como largura de asa e massa corporal que permitem longos voos (Jung e Kalko, 2011), permitindo assim maior permeabilidade na paisagem. Porém notamos que tanto a estrutura quanto a composição da comunidade dos forrageadores de espaço aberto foram afetados pela estrutura do habitat, e no caso da composição também pelo tipo de habitat, diferente de estudos anteriores (Estrada-Villegas, Meyer, Christoph F.J. e Kalko, 2010; Heer *et al.*, 2015; Williams-Guillén e Perfecto, 2011).

Argumentamos que os habitats florestais estudados são pontos de concentração de espécies e atividade dos morcegos insetívoros, uma vez que são sites importantes para alimentação (floresta de galeria) e socialização (áreas cársticas), possuindo maior atividade e número de espécies exibindo estes comportamentos (Dias-Silva *et al no prelo*). O fato das espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre estrutura e composição da comunidade de morcegos (*Molossidae* 3, *Eumops* sp. e *Promops centralis*) serem espécies que possuem suas atividades e/ou ocorrência relacionadas com algum tipo de habitat é um indicativo que atributos espécie-específicos influenciam de forma determinante a composição e estruturação da comunidade de forrageadores de espaço aberto neste estudo.

Como esperado, a estrutura da comunidade dos morcegos forrageadores de borda foi relacionada com o tipo e estrutura do habitat. É de conhecimento que os forrageadores de borda são mais dependentes da paisagem que os forrageadores de espaço aberto (Heer *et al.*, 2015). Esta situação é explicada por características morfológicas destes animais, como asas mais curtas para maior manobrabilidade, o que desfavorece voo longos (Marinaello e Bernard, 2014). Isso somado ao fato do chamado acústico emitido por animais desta guilda fornecerem maior detalhamento do ambiente em que estão, porém alcançando uma distância menor do que os forrageadores de espaço aberto (Schnitzler e Kalko, 2001). As espécies/grupos forrageadoras de borda que mais contribuem para a dissimilaridade entre a estrutura da comunidade em relação ao tipo e estrutura do habitat foram *Vespertilionidae* 1 (14%) e *Myotis nigricans* (12,9%), foi notado que a primeira possui sua atividade e ocorrência bem distribuída entre os habitats estudados, mas *Myotis nigricans* possui sua atividade e ocorrência relacionados aos habitats florestais estudados, este padrão não é uma surpresa uma vez que foi registrada predominância da atividade de alimentação da espécie em área cárstica (Dias-Silva et al *no prelo*).

No entanto ao contrário do esperado, foi identificado que a composição dos forrageadores de borda não foi relacionada com o tipo e nem com a estrutura dos habitats. Este fato torna-se mais evidente uma vez que nenhuma espécie desta guilda teve sua ocorrência relacionada ao tipo de habitat, sendo que apenas *M. nigricans* teve sua ocorrência relacionada à habitats florestais. Os estudos que demonstram que a composição de forrageadores de borda apresentam maior dependência em relação ao tipo e estrutura do habitat em regiões neotropicais foram executados em áreas urbanas (Jung e Kalko, 2011) e agroflorestais (Heer *et al.*, 2015). Neste estudo trabalhamos com ambientes naturais, evidenciando então, que apesar da atividade de forrageadores de borda estar relacionado com os tipos de habitat a ocorrência destas espécies não está limitada a nenhum tipo de habitat, possuindo assim uma distribuição homogênea entre os habitats naturais estudados.

A forma com que a altitude influenciou as diferentes espécies e guildas reforça a ideia de que a singularidade nos requerimentos de cada espécie em relação a sua ocorrência e atividade pode culminar para mudanças significativas na estrutura e composição da comunidade de morcegos forrageadores de espaço aberto. No qual foi possível perceber

que tanto a estrutura quanto ocorrência morcegos forrageadores de espaço aberto foram influenciados pela altitude. O aumento da altitude pode ser um fator limitante para diversas espécies de morcegos, sendo comum encontrar relações negativas entre a atividade ou captura de morcegos em função da altitude (Linden *et al.*, 2014; Weier *et al.*, 2017).

No presente estudo, observamos que para os forrageadores de espaço aberto e para as espécies *Peropteryx* sp1 e o grupo Molossideo 2, a altitude atua de forma negativa. Estas duas espécies estão entre as que mais contribuíram para a dissimilaridade da composição e estrutura da comunidade de morcegos estudada. Isto se deve principalmente a efeitos causados pelo aumento da altitude, afetando negativamente a disponibilidade de alimentos e a temperatura (Lomolino, 2001; Mcguire e Boyle, 2013). Dentre os forrageadores de espaço aberto, *Eumops* sp. foi a única espécie que teve a ocorrência e atividade favorecida pelo aumento da altitude, contribuindo com 15% da dissimilaridade na composição da comunidade de morcegos em relação a altitude. Acreditamos que *Eumops* sp. seja um animal com maior massa corporal que os outros forrageadores de espaço aberto. Um indicativo disso é que *Eumops* sp. emite chamadas acústicas em baixas frequências (7 e 12 khz) e é de conhecimento a relação inversamente proporcional entre a frequência emitida e a massa corporal (Jung e Kalko, 2011; Marques, Ramos Pereira e Palmeirim, 2016). O tamanho corporal aliado a morfologia das asas (Marinaello e Bernard, 2014) e da ecolocalização (Schnitzler e Kalko, 2001) podem favorecer este animal a voar em grandes altitudes.

A comunidade de forrageadores de borda não foi relacionada com a altitude. Acreditamos que o fato destes animais concentrarem a atividade em ambientes florestais é um fator preponderante tanto para a atividade quanto a ocorrência destes animais ocorram de forma independente da altitude. Segundo Downs & Racey (2006) ambientes florestais como florestas de galeria podem prolongar a atividade de morcegos por oferecerem melhores condições de temperatura, disponibilidade e um ambiente sombreado, sendo assim, menos exposto a condições de temperatura do que ambientes aberto. Concordamos com esta argumentação e acreditamos que pelo fato dos forrageadores de borda permanecerem no interior das florestas de galeria podem resistir de forma mais eficaz aos efeitos da

altitude. Acreditamos que esta possa ser a explicação da relação positiva entre o aumento da altitude e a atividade de para *Lasiurus ega*.

Demonstramos que altitude, tipo e estrutura de habitat influenciam a composição de morcegos insetívoros de formas diferentes em relação as guildas, espécies e grupos analisados. Evidenciamos que a contribuição de espécies que concentram sua atividade e ocorrência em determinados tipos de habitat como: *Eumosp* sp., *Myotis nigricans* e *Promops centralis* contribuem de forma primordial para a dissimilaridade entre as comunidades de morcegos insetívoros e adicionalmente pudemos acrescentar mais informações sobre a história natural destas três espécies. Nosso estudo também demonstra que medidas para conservação de morcegos insetívoros devem levar em conta a complexidade da paisagem devido a concentração de atividade e ocorrência de algumas espécies em determinados tipos de habitat. Por fim, esperamos que este estudo incentive novos trabalhos que explorem de forma mais profunda a seleção de habitat espécie-específica e o uso do espaço por morcegos insetívoros.

## **Agradecimento**

Agradecemos à CAPES e ao CNPq pela bolsa de doutorado recebida por L. Dias -Silva. Dias-Silva foi apoiado por financiamentos concedidos a Marco A. R. Mello pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq 472372 / 2013-0) e pela Fundação de Pesquisas de Minas Gerais (FAPEMIG APQ-01043-13). Agradecemos a Marco A. R. Mello, Kirsten Jung por ajuda com o desenho original do estudo, avaliação de dados e identificação acústica. Estamos também gratos a Kirsten Jung, Marco Tschapka e Instituto de Ecologia Evolutiva e Genômica da Conservação (Universidade de Ulm) por fornecer o Peterson D1000x e o Avisoft dongle necessário para realizar este estudo. Agradecemos a Tatiane Rodrigues, Rafael Almeida, Marina Iza, Ludmila Hufnagel, Pedro Rezende ea toda a equipe do Parque Nacional da Serra do Cipó e da Área de Proteção Ambiental do Morro da Pedreira por ajuda durante o trabalho de

campo. Por revisões neste manuscrito somos gratos ao Rodolfo Stump, Rodrigo Massara e Ana Paschoal.

## Referências bibliográficas

- ALVES, R. J. V.; KOLBEK, J. Plant-species endemisms in savanna vegetation on table mountains (Campos rupestres) in Brazil. **Vegetatio**, v. 113, n. 125, p. 125–139, 1994.
- APPEL, G. *et al.* **MORCEGOTECA: biblioteca virtual de ultrassons de morcegos**. Disponível em: <<https://ppbio.inpa.gov.br/Morcegoteca>>. Acesso em: 12 abr. 2017.
- ARAÚJO, M. L. V. S.; BERNARD, E. Green remnants are hotspots for bat activity in a large Brazilian urban area. **Urban Ecosystems**, v. 19, n. 1, p. 287–296, 4 mar. 2016.
- BARAL, H. *et al.* Spatial assessment and mapping of biodiversity and conservation priorities in a heavily modified and fragmented production landscape in north-central Victoria, Australia. **Ecological Indicators**, v. 36, p. 552–562, 1 jan. 2014.
- BARATAUD, M.; GIOSSA, S. Identification et écologie acoustique des chiroptères de La Réunion. **Le Rhinolophe**, v. 19, p. 147–175, 2013.
- BATALHA, M. A.; MANTOVANI, W.; MESQUITA JÚNIOR, H. N. DE. Vegetation structure in cerrado physiognomies in south-eastern Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 61, n. 3, p. 475–483, 2001.
- BERNARD, E.; ALBERNAZ, A. L. K. M.; MAGNUSSON, W. E. Bat species composition in three localities in the Amazon basin. **Studies on Neotropical Fauna and the Environment**, v. 36, n. 3, p. 177–184, 2001.
- BERNARD, E.; FENTON, M. B. Bat mobility and roosts in a fragmented landscape in central Amazonia, Brazil. **Biotropica**, v. 35, n. 2, p. 262–277, 2003.
- BOYLES, J. G. *et al.* Economic Importance of Bats in Agriculture. **Science**, v. 332, n. 6025, p. 41–42, 1 abr. 2011.
- DENZINGER, A.; SCHNITZLER, H.-U. Bat guilds, a concept to classify the highly diverse foraging and echolocation behaviors of microchiropteran bats. **Frontiers in physiology**, v. 4, p. 164, 2013.
- DOWNS, N. C.; RACEY, P. A. The use by bats of habitat features in mixed farmland in Scotland. **Acta Chiropterologica**, v. 8, n. 1, p. 169–185, 2006.
- ERICKSON, J.; ADAMS, M. A comparison of bat activity at low and high elevations in the Black Hills of western Washington. **Northwest Science**, v. 77, n. 2, p. 126–130, 2003.
- ESTRADA-VILLEGAS, S.; MEYER, C. F. J.; KALKO, E. K. V. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. **Biological Conservation**, v. 143, n. 3, p. 597–608, 2010.
- ESTRADA-VILLEGAS, S.; MEYER, C. F. J.; KALKO, E. K. V. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. **Biological Conservation**, v. 143, n. 3, p. 597–608, 2010.
- FELFILI, J. M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, v. 117, n. 1, p. 1–15, mar. 1995.

FENTON, M. B. Reporting: Essential Information and Analysis. *In*: BRIGHAM, R. M. *et al.* (Eds.). . **Bat Echolocation Research tools, techniques and analysis**. [s.l: s.n.]. p. 1–174.

GONZAGA, A. P. D. *et al.* Brazilian Deciduous Tropical Forest enclaves: floristic, structural and environmental variations. **Brazilian Journal of Botany**, 2017.

HAMMER, O. ; D. H. ; P. R. **Paleontological statistics software package for education and data analysis** Palaeontologia Electronica, , 2017. Disponível em: <<https://folk.uio.no/ohammer/past/>>

HARRISON, S.; ROSS, S. J.; LAWTON, J. H. Beta Diversity on Geographic Gradients in Britain. **The Journal of Animal Ecology**, v. 61, n. 1, p. 151, fev. 1992.

HEER, K. *et al.* Effects of land use on bat diversity in a complex plantation-forest landscape in Northeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 96, n. 4, p. 720–731, 2015.

HINTZE, F.; BARBIER, E.; BERNARD, E. Emballonuridae Gervais, 1855 (Chiroptera) of reserva biológica de Salinho (Atlantic forest), in Brazil, revealed by echolocation. **Check List**, v. 12, n. 4, 2016.

JOSE, S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. **Agroforestry Systems**, v. 76, n. 1, p. 1–10, 7 maio 2009.

JUNG, K.; KALKO, E. K. V. Adaptability and vulnerability of high flying Neotropical aerial insectivorous bats to urbanization. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 2, p. 262–274, 2011.

JUNG, K.; KALKO, E. K. V; HELVERSEN, O. VON. Echolocation calls in Central American emballonurid bats: Signal design and call frequency alternation. **Journal of Zoology**, v. 272, n. 2, p. 125–137, 2007.

JUNG, K.; MOLINARI, J.; KALKO, E. K. V. Driving factors for the evolution of species-specific echolocation call design in new world free-tailed bats (Molossidae). **PLoS ONE**, v. 9, n. 1, 2014.

KUNZ, T. H. *et al.* **Ecosystem services provided by bats** *Annals of the New York Academy of Sciences* Blackwell Publishing Inc, , mar. 2011. Disponível em: <<http://doi.wiley.com/10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x>>. Acesso em: 7 abr. 2017

LARSEN, P. A. *et al.* **Bat Evolution, Ecology, and Conservation**. [s.l: s.n.].

LINDEN, V. M. G. *et al.* Changes of Bat Activity, Species Richness, Diversity and Community Composition Over an Altitudinal Gradient in the Soutpansberg Range, South Africa. **Acta Chiropterologica**, v. 16, n. 1, p. 27–40, 2014.

LOMOLINO, M. V. Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. **Global Ecology and Biogeography**, v. 10, n. 1, p. 3–13, 2001.

LÓPEZ-BAUCELLS, A. *et al.* **Field guide to Amazon Bats**. Av. André Araújo, 2936 - Petrópolis, Manaus - AM, 69067-375, Brazil: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), 2016. v. 1

- MARINAELLO, M. M.; BERNARD, E. Wing morphology of Neotropical bats: a quantitative and qualitative analysis with implications for habitat use. **Canadian Journal of Zoology**, v. 92, n. 2, p. 1–5, 2014.
- MARQUES, J. T.; RAMOS PEREIRA, M. J.; PALMEIRIM, J. M. Patterns in the use of rainforest vertical space by Neotropical aerial insectivorous bats: all the action is up in the canopy. **Ecography**, v. 39, n. 5, p. 476–486, maio 2016.
- MCGUIRE, L. P.; BOYLE, W. A. Altitudinal migration in bats: Evidence, patterns, and drivers. **Biological Reviews**, v. 88, n. 4, p. 767–786, 2013.
- MENDES, E. S. *et al.* A mosaic of opportunities? Spatio-temporal patterns of bat diversity and activity in a strongly humanized Mediterranean wetland. **European Journal of Wildlife Research**, v. 60, n. 4, p. 651–664, 2014.
- MOURA, M. R. *et al.* Disentangling the Role of Climate, Topography and Vegetation in Species Richness Gradients. **PLOS ONE**, v. 11, n. 3, p. e0152468, 25 mar. 2016.
- OBER, H. K.; HAYES, J. P. Influence of Vegetation on Bat Use of Riparian Areas at Multiple Spatial Scales. **Journal of Wildlife Management**, v. 72, n. 2, p. 396–404, fev. 2008.
- PRESLEY, S. J.; WILLIG, M. R. Bat metacommunity structure on Caribbean islands and the role of endemics. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 2, p. 185–199, 2010.
- R CORE TEAM. **A language and environment for statistical computing** Vienna, Austria R Foundation for Statistical Computing, , 2017. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>
- RATTER, J. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, n. 3, p. 223–230, 1997.
- REIS, R. J.; LIMA, M.; BORGES, G. R. A. **RT4Bio: R Tools for Biologists**, 2013. Disponível em: <<https://sourceforge.net/projects/rt4bio/>>
- RYDELL, J. *et al.* Acoustic identification of insectivorous bats (order Chiroptera) of Yucatan, Mexico. **Journal of Zoology**, v. 257, n. 1, p. 27–36, 2002.
- SCHNITZLER, H.-U.; KALKO, E. K. V. Echolocation by Insect-Eating Bats. **BioScience**, v. 51, n. 7, p. 557, 2001.
- SILVEIRA, F. A. O. *et al.* Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. **Plant and Soil**, v. 403, n. 1–2, p. 129–152, 2016.
- TRAVASSOS, L. E. P.; KOHLER, H. C. Historical and geomorphological characterization of a Brazilian karst region. **Acta Carsologica**, v. 38, n. 2–3, p. 277–291, 2009.
- ULRICH, W.; OLLIK, M.; UGLAND, K. I. A meta-analysis of species-abundance distributions. **Oikos**, v. 119, n. 7, p. 1149–1155, 16 fev. 2010.
- WEIER, S. M. *et al.* Changes of bat species composition over altitudinal gradients on

northern and southern aspects of the Soutpansberg mountain range, South Africa. **Mammalia**, v. 81, n. 1, p. 49–60, 2017.

WILLIAMS-GUILLÉN, K.; PERFECTO, I. Ensemble composition and activity levels of insectivorous bats in response to management intensification in coffee agroforestry systems. **PLoS ONE**, v. 6, n. 1, 2011.

ZAMORA-GUTIERREZ, V. *et al.* Acoustic identification of Mexican bats based on taxonomic and ecological constraints on call design. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 9, p. 1082–1091, 2016.

## Conclusão geral

Neste trabalho aplicamos a metodologia bioacústica e captura por de redes neblina para acessar a diversidade de espécies de morcegos de uma das mais importantes unidades de conservação do Estado de Minas Gerais, produzindo a primeira lista de espécies de morcegos para a região da Serra do Cipó e demonstramos a importância do uso de metodologias complementares para acessar a diversidade do grupo. Além, disso esta tese utilizou de importantes conceitos da ecologia de comunidades, para discutir relações de uso do habitat e distribuição espacial por morcegos insetívoros. Demonstramos que a atividades alimentar e social dos morcegos insetívoros são concentradas respectivamente, nas florestas de galeria e áreas cársticas. Ainda, comprovamos que a estrutura e composição da comunidade de morcegos insetívoros pode ser afetada pela altitude, tipo e estrutura do habitat em paisagens heterogêneas.

Assim, contribuímos com informações importantes sobre a distribuição espacial, atividade alimentar e social de algumas espécies de morcegos insetívoras pouco conhecidas em estudos na região neotropical. Alertamos sobre políticas públicas brasileiras que colocam em risco a heterogeneidade dos habitats naturais no país, principalmente as matas de galerias e áreas cársticas. E que, por consequência, ameaçam diversidade e serviços prestados pelos morcegos. Esperamos que com este trabalho possamos contribuir para tomada de decisões sobre o manejo e conservação de morcegos.

Logo, gostaríamos de incentivar o uso dos dados gerados em modelos macroecológicos que respondam perguntas importantes para a conservação do grupo em todo globo, como efeito do aquecimento global e perda de habitat essenciais. Em escala local e regional incentivamos estudos que busquem averiguar padrões de seleção e uso habitat espécie-específica e estudos que tornem mais acurada a identificação acústica de morcegos insetívoros.

