



ARTHUR SETSUO TAHARA

**MORCEGOS CAVERNÍCOLAS NO CARSTE BAMBUÍ,
REGIÃO DE ARCOS-PAINS, MG: USO DA PAISAGEM E ÁREA
DE VIDA**

**LAVRAS – MG
2023**

ARTHUR SETSUO TAHARA

**MORCEGOS CAVERNÍCOLAS NO CARSTE BAMBUÍ, REGIÃO DE ARCOS-
PAINS, MG: USO DA PAISAGEM E ÁREA DE VIDA.**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Paisagens Fragmentadas e Agroecossistemas, para a obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. Renato Gregorin
Orientador
Prof. Dr. Enrico Bernard
Coorientador

**LAVRAS – MG
2023**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Tahara, Arthur Setsuo.

Morcegos cavernícolas no carste Bambuí, região de Arcos-
Pains, MG : Uso da paisagem e área de vida / Arthur Setsuo Tahara.
- 2023.

92 p. : il.

Orientador(a): Renato Gregorin.

Coorientador(a): Enrico Bernard.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2023.

Bibliografia.

1. Ecologia de Paisagem. 2. Home-range. 3. Chiroptera. I.
Gregorin, Renato. II. Bernard, Enrico. III. Título.

ARTHUR SETSUO TAHARA

**MORCEGOS CAVERNÍCOLAS NO CARSTE BAMBUÍ, REGIÃO DE ARCOS-
PAINS, MG: USO DA PAISAGEM E ÁREA DE VIDA.**

**CAVE-DWELLING BATS IN BAMBUÍ KARST, ARCOS-PAINS REGION, MG:
LANDSCAPE USE AND HOME RANGE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Paisagens Fragmentadas e Agroecossistemas, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 30 de Junho de 2023.

Dr. Marcelo Passamani, UFLA

Dr. Luiz Fernando Magnago, UFSB

Dr. Luiz Alberto Dolabela Falcão, UEMC

Dr. Nelson Henrique de Almeida Curi, UNILAVRAS



Prof. Dr. (a) Renato Gregorin
Orientador(a)



Prof. Dr. Enrico Bernard
Coorientador

**LAVRAS-MG
2023**

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, pela oportunidade de realização do doutorado.

Ao Professor Renato Gregorin, pela oportunidade de participar deste projeto, pela orientação e por tantos ensinamentos compartilhados. E ainda, por ter me auxiliado em questões que iam além de sua responsabilidade profissional, me ajudando e aconselhando em meus momentos de dificuldades psicológicas nessa complicada fase. Meus mais sinceros e profundos agradecimentos por tudo, obrigado.

Ao Professor Enrico Bernard que me coorientou, ensinou a complexa metodologia de rádio telemetria, que teve a dedicação e paciência em me ajudar com esta tese. Mesmo eu sendo um coorientado tão disperso e ausente. Muito obrigado.

Aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, por seus ensinamentos que muito contribuíram minha formação.

Aos professores Julia Oshida, Lucas del Bianco, Marcelo Passamani, Patrícia Kerches-Rogeri por terem contribuído com esse trabalho, me ajudando com as análises, me ensinando os métodos aqui usados.

Ao Sebastião Maximiano Genelhú que tive o prazer de trabalhar junto neste projeto, muito obrigado por dividir esta realização, sua ajuda foi essencial para que eu conseguisse dar continuidade a este trabalho. À Letícia Langsdorff Oliveira e Naiara Carvalho Lima que também trabalharam, e muito nas campanhas, passamos por muitas coisas em campo, e todo o esforço e alegria de vocês foram muito importantes para que eu pudesse superar tantas adversidades. A vocês, MUITÍSSIMO Obrigado!

À todas as pessoas do LADISMA, ao Paulo e Mama do CEBS. Agradeço a vocês pela amizade, por toda troca de conhecimento, e apoio.

Aos proprietários das áreas onde trabalhamos.

À minha família, por terem acreditado em mim e me apoiado. Esta conquista é tanto minha quanto de vocês.

À Amanda, minha companheira, meu amor, por ter me acompanhado por toda esta fase, não foi nada fácil, mas graças a seu apoio, sua paciência e incentivo eu pude concluir mais esta fase. Te amo, sempre.

À FAPEMIG, pelo financiamento do projeto e bolsa de estudos (FAPEMIG CRA RDP-00079-18) e a CAPES pela bolsa de estudos.

RESUMO

A perda e fragmentação de hábitat têm consequências negativas para a biodiversidade, afetando diversas espécies em termos de redução do número de espécies, alteração de abundâncias, sucesso reprodutivo e padrões de movimentação. A expansão agropecuária, urbana e a mineração são algumas das principais causas desses processos de perda e fragmentação. Neste estudo, investiguei os efeitos da alteração da cobertura do uso do solo sobre a diversidade taxonômica e filogenética de morcegos, bem como estimamos a área de vida de nove espécies em uma região de carste de calcário localizada no Sul de Minas Gerais, Brasil. O aumento da área de mineração afeta negativamente a riqueza, e a diversidade filogenética, enquanto a área urbana afeta negativamente índices de Shannon e Pielou e PSE. A maior cobertura de vegetação sobre o carste afeta positivamente Shannon, Pielou e PSE. Para a análise de área de vida, os valores estimados variaram entre 103 e 4550 ha, sendo *Glossophaga soricina* e *Artibeus planirostris* as espécies com maiores áreas estimadas. Este é o primeiro trabalho que estima a área de vida das espécies *Platyrrhinus lineatus* e *Tonatia bidens*, com 113 e 255 ha, respectivamente. Os resultados fornecem evidências dos impactos negativos da mineração e da urbanização, destacando a importância da preservação da área de carste para promover efeitos positivos sobre as diversidades taxonômica e filogenética de morcegos. Além disso, constatamos que as áreas de vida de nove espécies são maiores do que a zona de proteção de cavernas, revelando que a comunidade de morcegos cavernícolas não está contemplada pela legislação atual de proteção de cavernas, incluindo também a fauna troglobia.

Palavras-chave: Chiroptera. Caverna. Radiotelemetria. Home-range. Minas Gerais.

ABSTRACT

The loss and fragmentation of habitats have negative consequences for biodiversity, affecting various species in terms of reduced species numbers, changes in abundances, reproductive success, and movement patterns. Agricultural and livestock expansion, urbanization, and mining are some of the main causes of these processes of loss and fragmentation. In this study, we investigated the effects of land use change on taxonomic and phylogenetic diversity of bats, as well as estimated the home range of nine species in a limestone karst region located in the Southern Minas Gerais, Brazil. The increase in mining area negatively affects richness and phylogenetic diversity, while urban areas negatively affect Shannon and Pielou indices and evenness. Higher vegetation coverage over the karst positively affects Shannon, Pielou, and evenness. For the home range analysis, the estimated values ranged from 103 to 4550 hectares, with *Glossophaga soricina* and *Artibeus planirostris* being the species with the largest estimated ranges. This is the first work to estimate the home range of the species *Platyrrhinus lineatus* and *Tonatia bidens*, at 113 and 255 hectares, respectively. The results provide evidence of the negative impacts of mining and urbanization, highlighting the importance of preserving the karst area to promote positive effects on the taxonomic and phylogenetic diversities of bats. Furthermore, we found that the home ranges of the nine species are larger than the cave protection zone, revealing that the cave-dwelling bat community is not covered by current cave protection legislation, including the troglitic fauna.

Keywords: Chiroptera. Cave. Radiotelemetry. Home range. Minas Gerais.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO GERAL.....	9
2.	OBJETIVO GERAL	11
	REFERÊNCIAS	12
	CAPÍTULO 1.....	14
1.	INTRODUÇÃO	14
2.	METODOLOGIA.....	16
2.1.	Área Amostral:.....	16
2.2.	Captura e Marcação:	17
2.3.	Ecologia de Paisagem:	18
2.3.1.	Métricas de paisagem.	18
2.3.2.	Variáveis Respostas (Diversidade Taxonômica e Filogenética).	19
2.3.3.	Seleção de Variáveis Explicativas.	21
2.3.4.	Análise de efeitos da paisagem sobre DT e DF.	21
3.	RESULTADOS	23
4.	DISCUSSÃO	31
5.	CONCLUSÃO	35
	REFERÊNCIAS	36
	MATERIAL SUPLEMENTAR.....	41
	CAPÍTULO 2.....	48
1.	INTRODUÇÃO	48
2.	REFERENCIAL TEÓRICO	50
3.	METODOLOGIA.....	51
3.1.	Área Amostral:.....	51
3.2.	Captura:.....	52
3.3.	Radio telemetria:.....	52
3.4.	Home range (HR):	54
4.	RESULTADOS	56
5.	DISCUSSÃO	62
6.	CONCLUSÃO	66
	REFERÊNCIAS	67
	MATERIAL SUPLEMENTAR.....	71

1. INTRODUÇÃO GERAL

O processo de perda de hábitat causa efeitos negativos sobre a biodiversidade (FAHRIG, 2003; FLETCHER *et al.*, 2018) como a perda do número de espécies, alteração nas abundâncias, no sucesso reprodutivo, na taxa de dispersão (FAHRIG, 2003). Os morcegos são um grupo interessante para estudar esses efeitos, pois são altamente diversos e abundantes nas regiões tropicais (VOSS; EMMONS 1996, SIMMONS; VOSS, 1998) possuem uma diversa variedade de guildas alimentares (KALKO; HANDLEY JR; HANDLEY, 1996), utilizam vários tipos de abrigos, tais como tendas, ocos de árvores, cavernas e construções, e ainda participam de importantes processos ecológicos como: polinização, dispersão de frutos, controle biológico (KUNZ; FENTON, 2005). Por estas características e por terem taxonomia relativamente estável, por serem de relativamente fácil identificação em campo e pelas populações responderem de forma gradativa a impactos ambientais os morcegos também são considerados bons objetos para estudos ambientais e como bio-indicadores (JONES *et al.*, 2009).

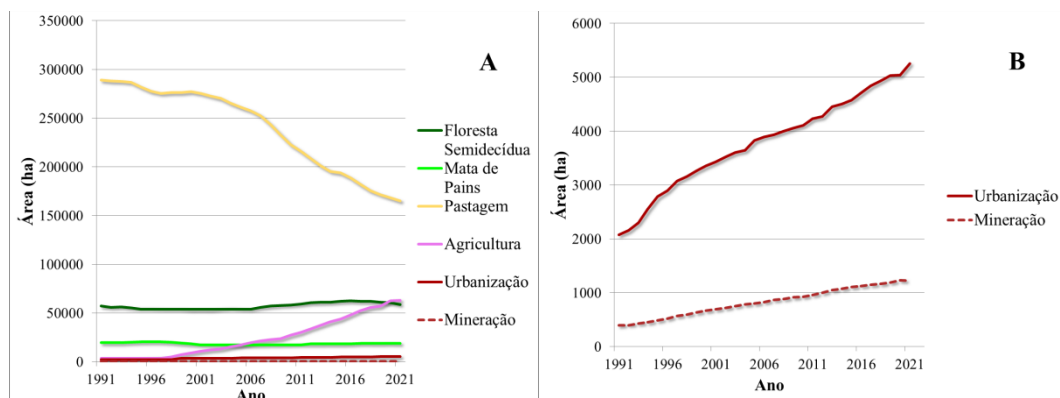
A relação morcego-caverna-carste é complexa, pois se sabe que características da caverna como, comprimento total, estabilidade ambiental, número de aberturas, variedade estruturas de teto e perturbação antrópica, são fatores de influência na diversidade de morcegos (PHELPS *et al.*, 2016; VARGAS-MENA, *et al.*, 2020; BARROS; BERNARD; FERREIRA, 2020), assim como o grau de isolamento da caverna em relação às áreas antrópicas (TRAJANO, 1985) e a composição da paisagem circundante (PHELPS *et al.* 2016; THALKEN; LACKI; YANG, 2018; CAJAIBA *et al.*, 2021; SILVA-SOUZA; DIAS-SILVA; TALAMONI, 2022). Ademais, a paisagem tem mecanismo espécie-específico de grande variedade de respostas sobre diferentes métricas e escalas de paisagem (GORRESEN; WILLIG, 2004; GORRESEN; WILLIG; STRAUSS, 2005). Algumas métricas foram desenvolvidas, mas pouco aplicadas ainda para a compreensão desta complexa relação entre morcegos e cavernas, como é o caso do recente *Bat Cave Vulnerability Index* (BCVI) proposto por Tanalgo, Tabora e Hughes (2018) que considera diversos aspectos da biologia dos morcegos (Potencial biótico – BP) e das cavidades e entorno (Vulnerabilidade biótica – BV).

Por definição, um sistema cárstico é um sistema aberto integrado por processos hidrogeológicos e geoquímicos que agem em rochas solúveis (FORD; WILLIAMS, 2007). A primeira classificação do carste brasileiro foi proposta em 1979 por Karmann e Sánchez, reconhecendo os carste de cinco províncias carbonáticas entre elas o complexo Bambuí. Os

capítulos deste estudo foram desenvolvidos na região cárstica deste complexo, nos municípios de Arcos, Pains, Doloresópolis, Pimenta, Piumhi, Formiga e Iguatama, estado de Minas Gerais.

No passado, esta região possuía como maior alteração da paisagem a agropecuária, porção da economia vigente à época, principalmente a criação extensiva de gado, que tem diminuído. Por outro lado, a agricultura e mais recentemente a expansão urbana e de áreas de mineração e suas dependências têm aumentado (Figura 1 – A e B). Nos últimos 30 anos a expansão da atividade de exploração de calcário foi de 210% e a urbanização foi de 153% (Figura 1 – B) (MAPBIOMAS, 2021).

Figura 1 – Alterações temporais no uso de solo para os municípios Arcos, Pains, Doloresópolis, Córrego Fundo, Formiga, Iguatama, Piumhi, Pimenta, todos em Minas Gerais, para o intervalo de 1991 a 2021. Os diferentes tipos de uso foram categorizados em Floresta semidecídua, Mata de Pains, Pastagem, Agricultura, Urbanização, Mineração (A), com detalhe para Urbanização e Mineração (B).



Fonte: MAPBIOMAS 2022.

No caso particular de MG, uma grande lacuna se refere à fauna de morcegos cavernícola da região cárstica de Arcos/Pains/Doloresópolis (ZAMPAULO, 2010), cuja diversidade é pouco conhecida, bastante impactada por atividade de mineração de calcário e pela agropecuária, e não há conhecimento sobre padrões de movimentação dos morcegos na paisagem. Um dos hiatos é conhecer o quanto as espécies de morcegos cavernícolas, que são consideradas raras e algumas com atenção especial ao seu status de conservação, se deslocam durante suas atividades de forrageio e seu potencial de pequenas migrações ou mesmo mudança de área caso seus abrigos sejam destruídos para a extração do minério.

Esta tese é composta de dois capítulos: o primeiro é uma análise de ecologia de paisagem, levando em consideração a extensão da área de diferentes usos de solo como variáveis preditoras, enquanto para as variáveis respostas utilizei parâmetros de diversidade taxonômica e filogenética. Era esperado que o aumento da área de usos de solo mineração, urbanização, pastagem e agricultura tivessem efeito negativo sobre as variáveis respostas, por causarem perda de área de forrageamento, abrigo e afetar o deslocamento dos morcegos.

O segundo capítulo aborda justamente o deslocamento dos morcegos. Para isso, foi utilizado o método de radiotelemetria para estimar a área de vida de nove espécies de morcegos encontrados nesse ambiente de paisagem heterogênea. O esperado era encontrar uma área de vida maior em locais com maior área de vegetação nativa, principalmente a “mata de pains”, vegetação sobre o carste, e ainda, menor atividade próximo a áreas de mineração, ou até mesmo ausência de presença da fauna nessas áreas.

2. OBJETIVO GERAL

O objetivo central é entender como as estruturas da paisagem circundante a cavernas afetam a diversidade taxonômica e filogenética da taxocenose de morcegos cavernícolas, incluindo análises de paisagem e como estas paisagens influenciam no deslocamento dos morcegos da região de Pains, em Minas Gerais.

2.2. Objetivos específicos

- 1 - Entender como as estruturas da paisagem circundante a cavernas cárstica afetam a diversidade taxonômica e filogenética da taxocenose de morcegos cavernícolas/carste.
- 2 - Estimar a área de uso dos morcegos cavernícolas na região cárstica do Bambuí, região sul de Minas Gerais-BR.

REFERÊNCIAS

- BARROS, J. DE S., BERNARD, E., & FERREIRA, R. L. Ecological preferences of neotropical cave bats in roost site selection and their implications for conservation. **Basic and Applied Ecology**, v. 45, p. 31–41. 2020.
- CAJAIBA, R. L., PÉRICO, E., DA SILVA, W. B., VIEIRA, T. B., DOS SANTOS, F. M. B., & SANTOS, M. Are neotropical cave-bats good landscape integrity indicators? Some clues when exploring the cross-scale interactions between underground and above-ground ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 122, 107258. 2021.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515. 2003.
- FLETCHER, R.J., DIDHAM, R.K., BANKS-LEITE, C., BARLOW, J., EWERS, R.M., ROSINDELL, J., HOLT, R.D., GONZALEZ, A., PARDINI, R., DAMSCHEN, E.I., MELO, F.P.L., RIES, L., PREVEDELLO, J.A., TSCHARNTKE, T., LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T., HADDAD, N.M., Is habitat fragmentation good for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 226, p. 9-15. 2018.
- FORD, D. C.; WILLIAMS, P. **Karst Geomorphology and Hydrology**. Unwin Hyman, Winchester, Massachusetts, 320 p. 1989.
- GORRESEN, P. M.; WILLIG, M. R. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. **Journal of Mammalogy**, v. 85, p. 688–697. 2004.
- GORRESEN, P. M.; WILLIG, M. R.; STRAUSS, R.E. Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. **Ecological Applications**, v. 15,
- JONES, G.; JACOBS, D. S.; KUNZ, T. H.; WILLIG, M. R.; RACEY, P. A. Carpe noctem: The importance of bats as bioindicators. **Endangered Species Research**, v. 8, p. 93–115. 2009.
- KALKO, E. K. V.; HANDLEY, C. O., JR. & HANDLEY, D. 1996. Organization, diversity, and long-term dynamics of a neo tropical bat community. In: CODY, M. L. & SMALLWOOD, J.A. **Long-term studies of vertebrate communities**. San Diego, Academic. p. 503-553.
- KARMANN, I.; SÁNCHEZ, L. E.. Distribuição das rochas carbonáticas e províncias espeleológicas do Brasil. **Revista Espeleotema**, Monte Sião, v. 13, p. 105-167. 1979.
- KUNZ, Thomas H.; FENTON, M. Brock (Ed.). **Bat ecology**. University of Chicago Press, 2005.
- PHELPS, K., JOSE, R., LABONITE, M.; KINGSTON, T. Correlates of cave-roosting bat diversity as an effective tool to identify priority caves. **Biological Conservation**, v. 201, p. 201–209. 2016.

MAPBIOMAS - Projeto MapBiomass. **Coleção 6.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**, Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org>. Acessado em 31/08/2021.

SILVA-SOUZA, M.; DIAS-SILVA, L.; TALAMONI, S. A. How different farming practices influence the activity of insectivorous Neotropical bats, **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.20 (4), p. 394-400. 2022.

SIMONS, N.B. & R.S. VOSS. 1998. **The mammals of Paracou, French Guiana: A neotropical lowland rainforest fauna**. Part 1: bats. *Bulletin American Museum Natural History* 237: 1-219.

TANALGO, K.C.; TABORA, J.A.G.; HUGHES, A.C. Bat Cave Vulnerability Index (BCVI): A holistic rapid assessment tool to identify priorities for effective cave conservation in the tropics. **Ecological Indicators**, v. 89, p. 852-860. 2018.

THALKEN, M.M., LACKI, M.J.; YANG, J. Landscape-scale distribution of tree roosts of the northern long-eared bat in Mammoth Cave National Park, USA. **Landscape Ecology**, v. 33, p. 1103–1115 (2018).

TRAJANO, E. Ecologia de populações de morcegos cavernícolas em uma região cárstica do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 2, p.255–320. 1985.

VARGAS-MENA, J. C., CORDERO-SCHMIDT, E., RODRIGUEZ-HERRERA, B., MEDELLÍN, R. A., BENTO, D. DE M.; VENTICINQUE, E. M. Inside or out? Cave size and landscape effects on cave-roosting bat assemblages in Brazilian Caatinga caves. **Journal of Mammalogy**, v. 101, n. 2, p. 464–475. 2020.

VOSS, R.S.; EMMONS, L. H. 1996. **Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment**. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230: 1-115.

ZAMPAULO, R. de A. **Diversidade de invertebrados cavernícolas na Província Espeleológica de Arcos, Pains e Doresópolis (MG): subsídios para a determinação de áreas prioritárias para conservação**. 2010. 190 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2010.

CAPÍTULO 1

Estrutura da paisagem e seus efeitos sobre a diversidade de morcegos em paisagens cársticas no sul de Minas Gerais-Brasil

1. INTRODUÇÃO

Alterações antrópicas tem sido um dos principais agentes modeladores da paisagem (CISNEROS; FAGAN; WILLIG, 2015; BONFIM; DODONOV; CAZETTA, 2021), e essas mudanças se dão tanto na composição quanto na configuração da paisagem (BONFIM; DODONOV; CAZETTA, 2021). A configuração e a composição da paisagem, incluindo o tamanho e forma das manchas, a conectividade entre elas e a presença de corredores ecológicos, têm um impacto significativo na distribuição, abundância e interações entre as espécies (CASEMIRO, 2009; FORERO-MEDINA; VIEIRA, 2007). Sendo uma das principais consequências da modificação da paisagem é que, além do declínio na área de habitat, grandes blocos de habitats naturais foram fragmentados em manchas menores (HADDAD *et al.*, 2015; CHETCUTI; KUNIN; BULLOCK, 2020).

O entendimento desses aspectos é fundamental para a conservação da biodiversidade e para o planejamento de paisagens sustentáveis. Uma forma de estudar esses aspectos é através da Ecologia da paisagem, uma abordagem multidisciplinar que se concentra em como a estrutura e a composição da paisagem afetam a distribuição, abundância e interações entre as espécies (METZGER, 2001). Nesse sentido, a paisagem é composta por uma série de elementos, incluindo habitats, corredores e manchas, que variam em sua complexidade e heterogeneidade (FAHRIG, 2003).

O tamanho e a forma das manchas são importantes, porque eles afetam a área de habitat disponível e a qualidade do habitat. As manchas pequenas tendem a ter maiores taxas de extinção local e menor diversidade de espécies do que as manchas maiores (MACARTHUR; WILSON, 1967). Segundo Andren (1994), as manchas com formas irregulares e fragmentadas tendem a ter mais borda do que as manchas regulares, e isso pode aumentar a predação e a interação entre as espécies.

Existem atualmente vários estudos apontando como esses elementos da paisagem afetam as espécies (FAHRIG, 2017; FLETCHER *et al.*, 2018; FAHRIG *et al.*, 2019). Um grupo bastante sensível a essas alterações são os morcegos. A fragmentação e a perda de habitat são particularmente preocupantes para muitas espécies de morcegos, que dependem de

áreas grandes e contínuas de floresta para sobreviver (MENDES; ARAUJO, 2020). A degradação do habitat pode levar à redução da disponibilidade de alimento e abrigo, bem como a uma maior exposição a predadores e a perturbações humanas, como o tráfego de veículos e o desenvolvimento urbano (HUTSON; MICKLEBURGH; RACEY, 2001). Além disso, a alteração da paisagem pode afetar a conectividade entre as áreas de habitat, dificultando a dispersão, forrageamento e a migração de morcegos entre as manchas de habitat (HENRY, M.; PONS, J.-M.; COSSON, 2007; FREY-EHRENBOLD *et al*, 2013).

Assim, o objetivo deste estudo foi analisar como o efeito da mudança da paisagem por fatores antrópicos, que ocorrem ao redor das cavernas cársticas, afetam a diversidade taxonômica e filogenética da taxocenose de morcegos. Sendo que, o esperado é que alterações como pastagens, urbanização e mineração tenham efeito negativo sobre a diversidade taxonômica e filogenética.

2. METODOLOGIA

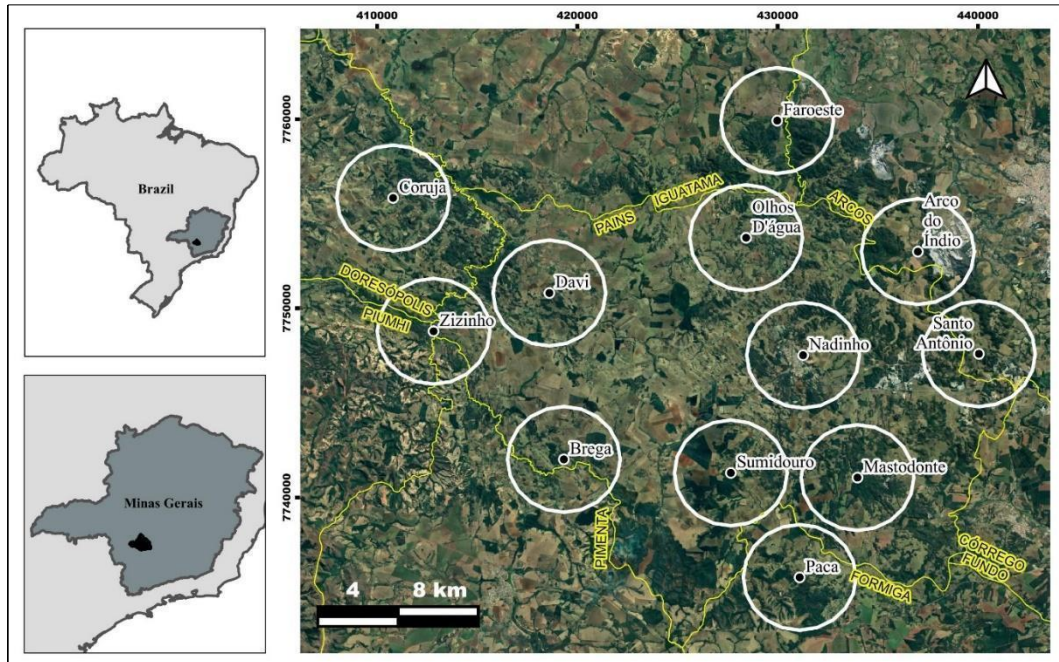
2.1. Área Amostral:

Este estudo foi desenvolvido na região cárstica do grupo Bambuí, nos municípios de Arcos, Pains, Doloresópolis, Pimenta, Piumhi, Formiga e Iguatama, estado de Minas Gerais. Este abrange os estados da Bahia, Goiás e Minas Gerais, e a região do estudo tem a presença aproximada de 2500 cavidades identificadas pelo CECAV (CECAV, 2021). A região do carste Bambuí porção sul encontra-se no bioma cerrado, e possui uma paisagem bastante fragmentada por diferentes efeitos antrópicos, destacando a agropecuária, o cultivo de soja, café e milho, a mineração e a presença de áreas urbanas (Zampaulo, 2010).

A região do estudo (aqui designada região de Arcos-Pains) possui importância biológica de fauna na categoria “muito alta” (MMA, 2018). Para mamíferos, em especial, esta é uma região classificada como de “potencial” para conservação, e de extrema importância, considerando a fauna e flora em geral (BIODIVERSITAS, 2005). Há na região do estudo cinco unidades de conservação, totalizando 3043 ha de áreas de preservação. Entretanto, a área protegida representa apenas cerca de 0,0003% da região cárstica (BRASIL, 2018).

Para a obtenção de dados primários, foram amostradas 12 áreas (Figura 1), cada uma com ao menos uma caverna maior que 100m de extensão, e com conhecimento prévio de presença de colônias de morcegos (Tabela 3 – Tabela Suplementar). Estas cavernas foram tratadas como a caverna principal de cada área amostrada, e considerada o ponto central de um buffer amostral de 3km de raio. Embora estudos demonstrem que algumas espécies de morcegos sejam dependentes de escala (GORRESEN et al. 2005; CHAMBERS et al. 2016) outras não respondem (MENDES, 2017), além disso o interesse deste estudo é o entorno de cavernas com algum grau de relevância de conservação. Assim, foi decidido que os buffers teriam 3 km de raio pois este cobre a maioria da área de vida das espécies que já se tinha conhecimento para região, enquanto valores de 1km são muito pequenos para quase todas as espécies, e que buffer de 5 ou 6 km de raio causariam significativa sobreposição dos buffers. Para análise de paisagem, foram efetuadas seis campanhas, portanto cada buffer foi amostrado seis vezes, entre os meses de fevereiro de 2020 e setembro de 2021.

Figura 1 – Localização das 12 áreas amostrais selecionadas na região cárstica de Pains, em Minas Gerais. Cada circunferência possui três km de raio, e no centro está a caverna principal amostrada. Imagem Satélite do Google Earth no QGIS.



Fonte: Do autor (2023).

2.2. Captura e Marcação:

Redes de neblina de dimensões 12 x 2,5 m (redes Ecotone©) foram armadas em dois locais distintos: uma rede na entrada principal da caverna e cinco redes armadas na região do entorno da caverna a fim de amostrar a fauna do carste. As redes ficaram armadas por cinco horas a partir do entardecer, sendo um esforço amostral de 1.080 m²h por noite e 19.960 m²h por campanha. Também foram realizadas buscas ativas no interior das cavidades. Os indivíduos capturados foram identificados com base no trabalho de Díaz et al (2016), e marcados com anilhas metálicas numeradas para antebraço, com tamanhos que variaram de 2,0 mm a 5,0 mm.

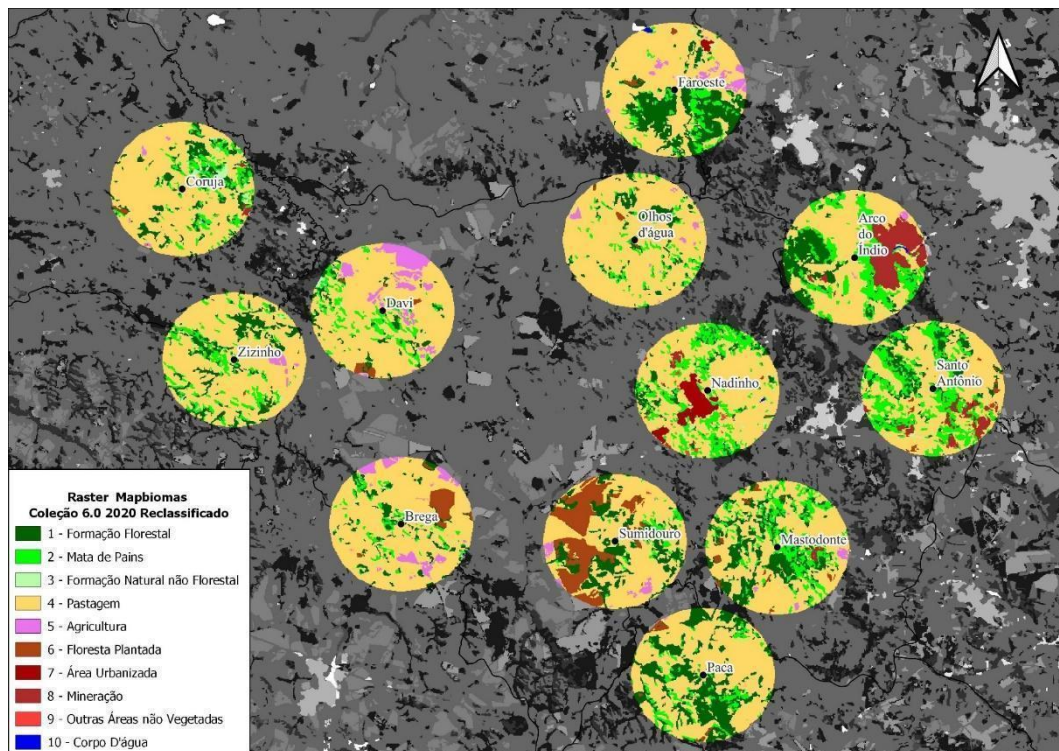
Todos os procedimentos de captura e manuseio dos morcegos seguiram recomendações de Sikes et al. (2016). O estudo foi autorizado pelo ICMBio (processo SISBIO 74010-1) e pelo Conselho de Bioética Animal da UFLA (processo 02/2020).

2.3. Ecologia de Paisagem:

2.3.1. Métricas de paisagem.

As coordenadas das cavernas selecionadas foram plotadas em um programa de análise de dados georreferenciados (QGIS 3.22.3), junto com a base de dados de uso de solo do MAPBIOMAS, Coleção 6 2020, (MAPBIOMAS, 2021). Esta base de dados cobre o período de (Janeiro/2020) até (Dezembro/2020), usa um pixel de 30 x 30 metros, e está dividida em 34 categorias de uso de solo (incluindo as subcategorias). Assim, foi realizada uma reclassificação do uso de solo para reduzir a quantidade de categorias: por exemplo, o uso de solo 3.2. Agricultura é dividida em Lavoura temporária e perene, e cada uma tem diferentes tipos de cultivo que não são interessantes ser abordados individualmente neste estudo. Assim, as categorias aqui adotadas foram: 1) Formação Florestal; 2) Formação Savânica (aqui alterada para a denominação de Mata de Pains); 3) Formação Natural não Florestal; 4) Pastagem; 5) Agricultura; 6) Floresta Plantada; 7) Área Urbana; 8) Mineração; 9) Outras áreas não vegetadas; 10) Água (Figura 2).

Figura 2 – As 12 áreas amostradas na região cárstica de Pains, em Minas Gerais (os círculos representam buffers com 3km de raio) com os usos de solo reclassificados em 10 categorias, com base no uso de solo Mapbiomas Coleção 6.0.



Fonte: Do autor (2023).

Em seguida, para obter as métricas de paisagem, com base nas classes, usando a regra de oito vizinhos por célula, utilizamos o pacote LecoS 3.0 (JUNG, 2019) para o QGIS. Este pacote realiza os mesmos cálculos utilizados pelo programa FRAGSTATS (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

Os usos de solo, das categorias Formação Natural não Florestal, Outras áreas não vegetadas, e Corpos d'água, foram categorias com pouca área de cobertura nas regiões amostradas, em parte por causa do tamanho da resolução de 30x30m do MAPBIOMAS. Por isso, várias métricas de paisagem dessas categorias apresentaram valores iguais a zero, não fazendo então sentido usá-las como variáveis explicativas.

2.3.2. Variáveis Respostas (Diversidade Taxonômica e Filogenética).

A fim de verificar os efeitos da paisagem sobre diferentes dimensões de diversidade, foram usadas seis variáveis respostas para este estudo, sendo quatro de diversidade taxonômica (DT) e dois índices de diversidade filogenética (DF). Para a DT foram usadas Riqueza (número total de espécies encontradas), Abundância (número total de indivíduos capturados), Shannon (ver abaixo) e Pielou (ver abaixo), esses dois últimos calculados utilizando a função “diversity” do pacote “vegan” (OKSANEN *et al.*, 2022).

O índice de Shannon (H') leva em consideração as espécies e as abundâncias de um determinado local (MAGURRAN, 1988), sendo assim uma métrica prática para comparação de composição de fauna entre localidades, e é bastante utilizado em trabalhos de levantamento e monitoramento faunístico.

$$H' = - \sum_i p_i \log_b p_i$$

Onde H' é o índice de Shannon, p_i é a abundância proporcional das espécies i e b é a base do logaritmo.

O índice de Pielou (J') trabalha com a abundância e a uniformidade da distribuição sem dar peso às espécies encontradas (PIELOU, 1966). Dessa forma pode-se analisar a uniformidade da comunidade e verificar se há dominância de uma ou mais espécies (ZARR, 2009)

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$$

Onde, J' é o índice de Pielou, H' é o valor do índice de Shannon, \ln é o logaritmo natural, e S = número de espécies amostradas.

Para DF, foram escolhidos os índices de PSV (Phylogenetic Species Variability) e PSE (Phylogenetic Species Evenness) calculados usando o pacote “picante” (KEMBEL *et al.*, 2010).

O PSV é um índice independente estatisticamente do valor de riqueza que quantifica o grau de como as espécies de uma determinada comunidade são relacionadas no parentesco filogenético. O PSV pode variar de 0 (zero), quando as espécies estão mais relacionadas, e 1 quando não há nenhuma relação, ou seja, seria o máximo de variabilidade.

$$PSV = \frac{n \text{tr}C - \sum C}{n(n-1)} = 1 - \bar{C}$$

em

Onde, n = número de espécies e C é uma matriz de covariância que resume a estrutura de correlação da filogenia da comunidade, $\text{tr}C$ é o traço (soma dos elementos diagonais) de C , e $\sum C$ denota a soma de todos os elementos de C .

O PSE é derivado do PSV, mas incorpora as abundâncias relativas das espécies; ele é uma medida da uniformidade das abundâncias de espécies, varia de 0 a 1, onde 1 é quando todas as espécies possuem a mesma densidade (HELMUS *et al.*, 2007).

$$PSE = \frac{m \text{diag}(C)'M - M'CM}{m^2 - \bar{m}im}$$

Onde, M é um vetor coluna $n \times 1$ contendo valores de m_i , e diag fornece um vetor coluna $n \times 1$ da diagonal principal de C .

A possibilidade de dependência espacial das áreas amostradas foi verificada usando a função “correlog” de dois pacotes, o “ncf” (BJORNSTAD; CAI, 2022) utilizando o coeficiente de Moran I, e o “pgirmess” (GIRAUDOUX, 2022) com o coeficiente de Geary. Não foram encontradas correlações entre as áreas amostradas para nenhuma das variáveis resposta (Material suplementar).

2.3.3. Seleção de Variáveis Explicativas.

A fim de verificar o efeito da alteração da paisagem com ênfase na perda de hábitat escolhi como as métricas de paisagem a cobertura florestal das paisagens de uso de solo de Floresta Semidecídua (FS); Mata de Pains (MP); Pastagem (PA); Agricultura (AG); Floresta Plantada (FP); Área Urbana (URB); e Mineração (MIN). As áreas foram convertidas de m² para km². Essa foi a forma escolhida para poder comparar o efeito do uso de solo de cada categoria sobre diferentes variáveis respostas, sem incorrer a uso de variáveis correlacionadas, ou não utilizar alguma variável de um tipo de uso de solo como URB ou MIN, que são o foco deste estudo.

Em seguida, a gravidade da multicolinearidade foi quantificada com o uso da função “vif”, e calculado o fator de inflação de variância (VIF do inglês Variance Inflation Factor) pelo pacote “car” (FOX; WEISBERG, 2019). Como resultado, as variáveis PA, AG, FP estavam inflando os modelos, assim foi necessário excluir estes usos de solo das análises. Todas as demais variáveis obtiveram valores menores de cinco demonstrando assim baixa correlação (JAMES *et al.*, 2013)

2.3.4. Análise de efeitos da paisagem sobre DT e DF.

Para analisar os efeitos das variáveis predictoras sobre as variáveis respostas escolhi utilizar o Modelo Linear Generalizado (GLM do inglês General Linear Model) uma vez que dados biológicos tendem a não possuírem uma distribuição do erro que seja gaussiana, pois dessa forma é possível escolher a distribuição de frequência mais adequada para modelagem da variável resposta (DA SILVA *et al.*, 2022). Então o GLM foi executado usando o pacote “stats” (R CORE TEAM, 2012), utilizando as famílias exponenciais de distribuição: e Binomial Negativa para Abundância (N), quasipoisson para Riqueza (S), Shannon (H’) e Beta para Pielou (J’), PSV e PSE.

Foram realizadas diagnoses de atendimento de pressupostos, como: 1- Homogeneidade da variância e normalidade dos resíduos; 2 – Sobredispersão; 3 - Inflação de zeros. A fim de verificar a confiabilidade dos modelos realizamos a diagnose dos resíduos utilizando os pacotes “DHARMa” (HARTIG, 2022) e “RT4Bio” (REIS JUNIOR *et al.*, 2015). A normalidade dos resíduos foi testada pelo pacote “stats” (R CORE TEAM, 2012), enquanto a Homocedasticidade dos resíduos foi feita pela função “bptest” do pacote “lmtest” (ZEILEIS; HOTHORN, 2002). Para a Sobredispersão foram usados dois pacotes, o “DHARMa” (HARTIG, 2022) para distribuições normais e “performance” (LÜDECKE *et al.*, 2021) para distribuições não-normais. Para verificar a inflação de zeros foram usados os

mesmos pacotes que para sobreposição. Ainda foram realizadas as verificações de autocorrelação temporal utilizando o Teste de Durbin-Watson usando o pacote “car” (FOX; WEISBERG, 2019), e teste de colinearidade usando o pacote “mctest” (IMDADULLAH; ASLAM; ALTAF, 2016).

3. RESULTADOS

Ao todo foram registradas 30 espécies de morcegos resultantes de 1444 capturas (Tabela 1; e Tabela 5 – Material suplementar). A riqueza variou de 10 (Gruta do Arco do Índio - AI) a 18 espécies (Gruta do Zizinho -GZ). A maior taxa de captura ocorreu na Loca do Sumidouro (LS) com 269 capturas, o maior valor de Shannon foi na Gruta do Mastodonte (GM) $H' = 2,28$, e o maior índice de Pielou foi no Vale Santo Antônio com $J' = 0,85$. O PSV variou de 0,48 a 0,68, enquanto o PSE de 0,25 a 0,52 (Tabela 2).

Tabela 1 – Diversidade Taxonômica, Diversidade Filogenética, e valores das áreas de cobertura das paisagens usadas na análise para cada região amostrada. S = Número de Espécies (Riqueza); N = Abundância (sem recapturas); H' = Índice de Shannon; J' = Índice de Pielou; PSV; PSE; FS = área de cobertura de Floresta Semidecídua; MP = área de cobertura de Mata de Pains; URB = área de cobertura de Urbanização; MIN = área de cobertura de Mineração. Os valores de uso de solo estão em km².

Localidade	Sigla	S	N	H'	J'	PSV	PSE	FS	MP	URB	MIN
Fazenda Faroeste	(FF)	12	55	1,84	0,74	0,52	0,47	6,75	1,83	0,17	0
Gruta Arco do índio	(AI)	10	38	1,63	0,7	0,48	0,36	3,74	5,20	0	3,96
Gruta da Coruja	(GC)	15	138	1,73	0,63	0,68	0,48	3,11	2,61	0	0,19
Gruta da Paca	(GP)	14	75	2,2	0,83	0,51	0,25	7,30	1,97	0	0
Gruta do Brega	(GB)	11	155	1,11	0,46	0,67	0,31	2,00	1,23	0	0
Gruta do Davi	(GD)	16	156	1,83	0,66	0,56	0,45	1,44	2,25	0	0
Gruta do Mastodonte	(GM)	15	88	2,28	0,84	0,61	0,52	5,63	4,35	0	0,17
Gruta do Nadinho	(GN)	13	137	1,3	0,51	0,65	0,38	1,69	5,41	1,93	0,23
Gruta do Zizinho	(GZ)	18	82	2,18	0,75	0,59	0,49	3,64	2,81	0	0
Gruta Olhos d'água	(OA)	14	75	2,2	0,83	0,63	0,48	1,95	1,77	0	0
Loca do Sumidouro	(LS)	16	269	1,84	0,66	0,65	0,48	4,79	0,86	0	0
Vale Santo Antônio	(SA)	15	57	2,31	0,85	0,58	0,50	3,05	6,77	0,01	1,44

Fonte: Do autor (2023).

A variável resposta “Riqueza” apresentou resultado significativo apenas para a paisagem de Mineração (MIN) ($t = -2,48$; $p = 0,04$; Tabela 2) com efeito negativo da área de mineração sobre o número de espécies (Figura 3). Não houve resultados significativos para abundância, embora a paisagem da “Mata de Pains” tenha apresentado valor de quase

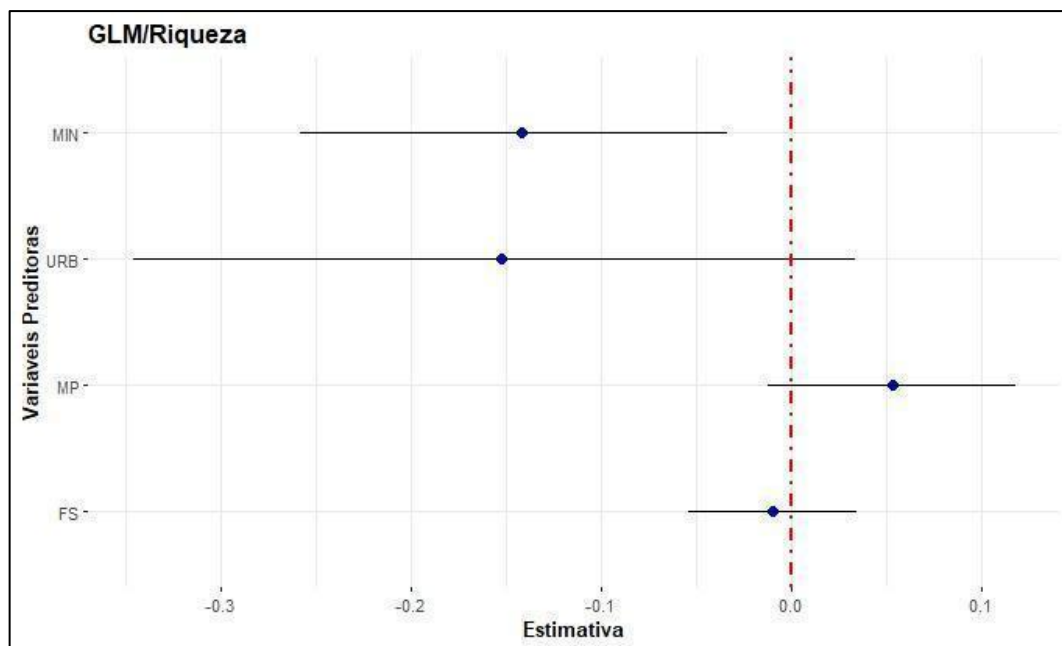
significância ($z = -1.84$; $p = 0.07$) e tenha efeito de diminuir a abundância de indivíduos com o aumento da área da Mata de Pains (Tabela 1). Os valores do índice de Shannon foram próximos ao nível de significância em relação à paisagem de urbanização (URB) ($t = -2.14$; $p = 0.07$) (Figura 5), sendo o efeito desta interação negativo, e para MP a resposta ($t = 1.90$; $p = 0.08$) apresentando efeito positivo. As paisagens que apresentaram resposta significativa para o índice de Pielou foram MP ($z = 2,16$; $p = \mathbf{0,03}$) e URB ($z = -2,44$; $p = \mathbf{0,01}$). Houve respostas significativas na relação entre PSV e FS ($z = -2.52$; $p = 0.01$) e MIN ($z = -2.12$; $p = 0.03$), ambos com efeito negativo sobre o índice (Figura 7). Para PSE não foram encontrados valores significativos, no entanto, MP, URB e MIN apresentaram valores próximos da significância (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores de t ou z-scores seguido de seus respectivos valores de p para as análises de GLM, ou GLMM, de acordo com a variável preditora para cada variável resposta. FS – Floresta Semidecídua, MP – Mata de Pains, URB – Urbanização, MIN – Mineração; PSV, PSE. Significados dos códigos: 0.001 ‘***’; 0.01 ‘*’; 0.05 ‘.’; 0.1 ‘.’; 1.

Diversidade Taxonômica (DT)									
	Estimad o	Erro Padrão	Valor z	Pr(> z)		Estimad o	Erro Padrão	Valor z	Pr(> z)
ABUNDÂNCIA (binomial negativa)					PIELOU (beta)				
FS	0,01	0,06	0,13	0,89	FS	-0,03	0,08	-0,43	0,67
MP	-0,16	0,09	-1,84	0,07.	MP	0,27	0,13	2,16	0,03*
UR B	0,29	0,25	1,16	0,25	UR B	-0,79	0,32	-2,44	0,01*
MI N	-0,17	0,14	-1,26	0,21	MI N	-0,19	0,17	-1,12	0,26
	Estimad o	Erro Padrão	Valor t	Pr(> t)		Estimad o	Erro Padrão	Valor t	Pr(> t)
RIQUEZA (quasipoisson)					SHANNON (quasipoisson)				
FS	-0,01	0,02	-0,43	0,68	FS	-0,03	0,06	-0,44	0,66
MP	0,05	0,03	1,61	0,15	MP	0,18	0,09	1,90	0,08.
UR B	-0,15	0,10	-1,58	0,16	UR B	-0,55	0,26	-2,14	0,07.
MI N	-0,14	0,06	-2,48	0,04*	MI N	-0,15	0,15	-1,01	0,21
Diversidade Filogenética (DF)									
	Estimad o	Erro Padrão	Valor z	Pr(> z)		Estimad o	Erro Padrão	Valor z	Pr(> z)
PSV (beta)					PSE (beta)				
FS	-0,07	0,03	-2,52	0,01*	FS	-0,04	0,05	-0,80	0,43
MP	0,00	0,04	0,07	0,95	MP	0,12	0,07	1,83	0,07.
UR B	0,01	0,12	0,12	0,90	UR B	-0,33	0,19	-1,71	0,09.
MI N	-0,13	0,06	-2,12	0,03*	MI N	-0,18	0,10	-1,72	0,09.

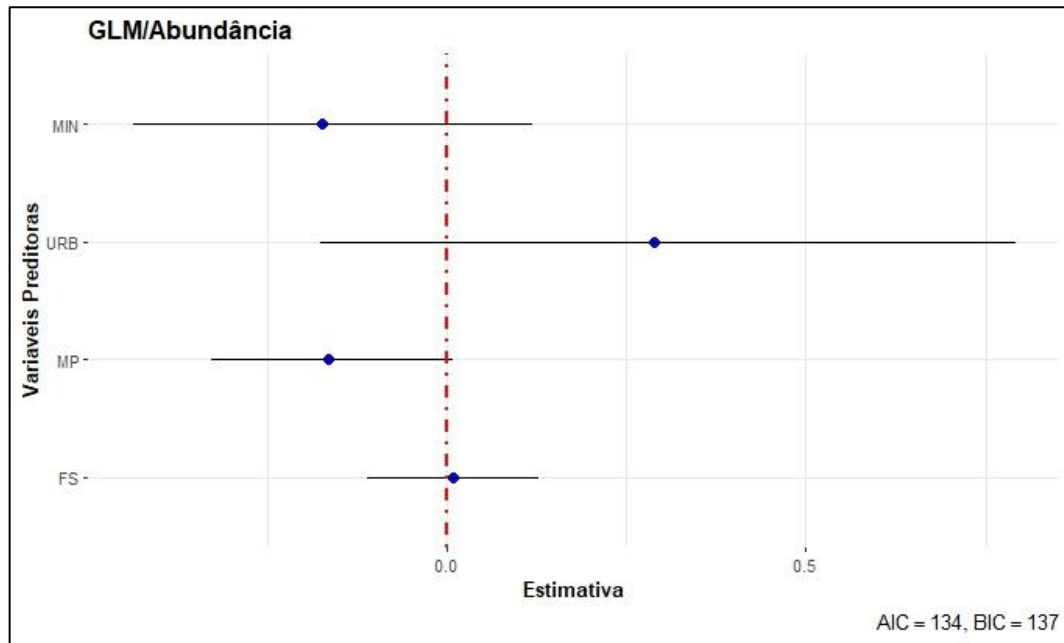
Fonte: Do autor (2023).

Figura 3 – Efeitos das variáveis preditoras e sua interação com a riqueza, avaliados usando modelos lineares generalizados. As estimativas de efeito são baseadas na distribuição de efeito fixo posterior, caracterizada pela média (ponto em azul) e intervalos confiáveis (IC 95%, linhas). FS - Cobertura de floresta semidecídua; MP - Cobertura de Mata de Pains; URB - Cobertura de área urbana; MIN - Cobertura de mineração.



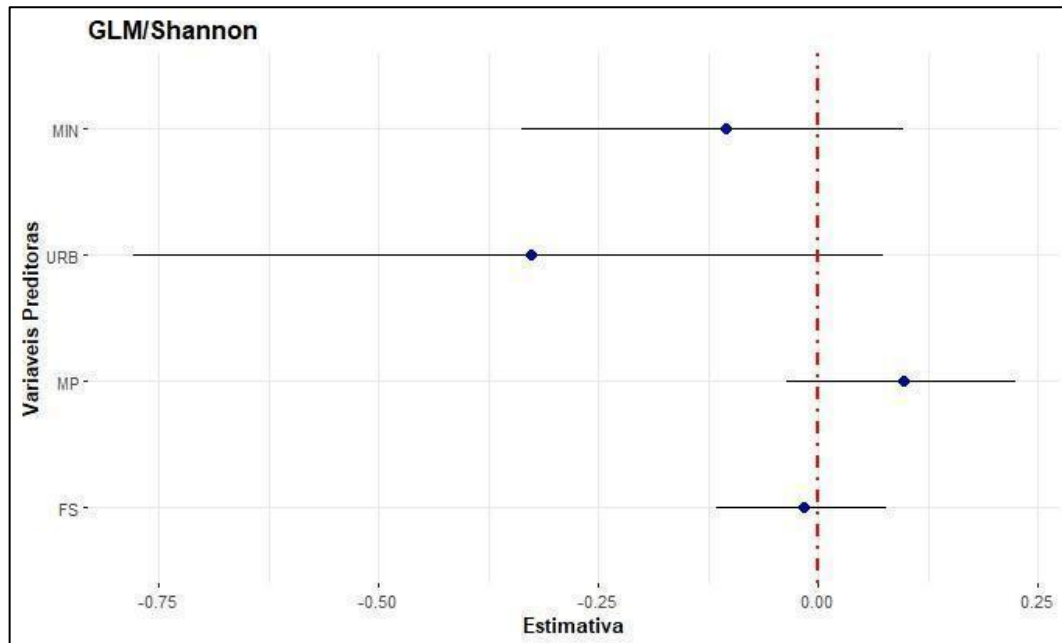
Fonte: Do autor (2023).

Figura 4 – Efeitos das variáveis preditoras e sua interação com a abundância, avaliados usando modelos lineares generalizados. As estimativas de efeito são baseadas na distribuição de efeito fixo posterior, caracterizada pela média (ponto em azul) e intervalos confiáveis (IC 95%, linhas). FS - Cobertura de floresta semidecídua; MP - Cobertura de Mata de Pains; URB - Cobertura de área urbana; MIN - Cobertura de mineração.



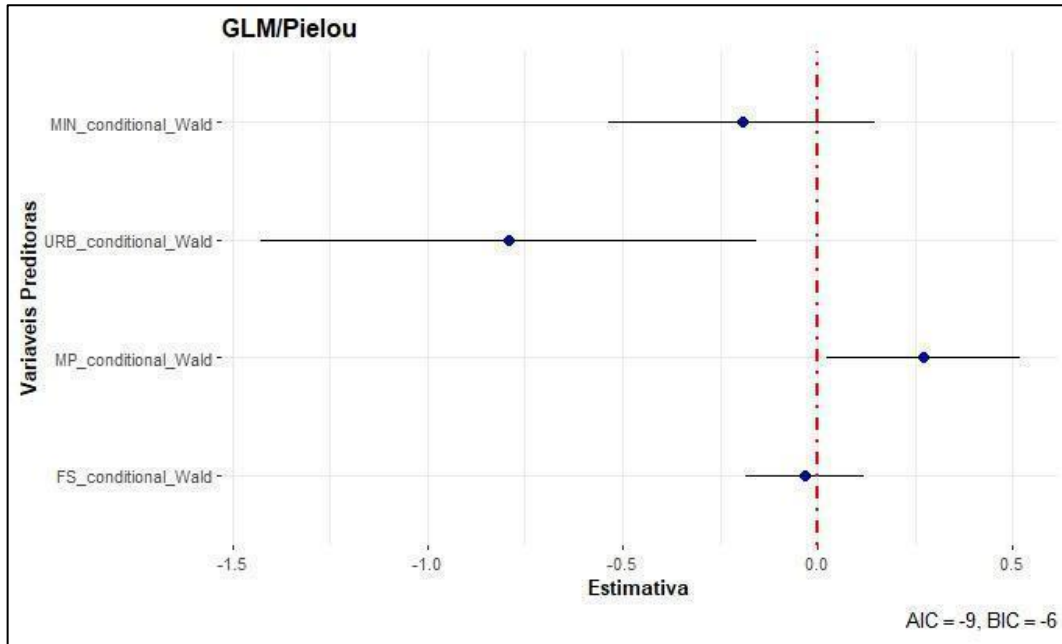
Fonte: Do autor (2023).

Figura 5 – Efeitos das variáveis preditoras e sua interação com o Shannon, avaliados usando modelos lineares generalizados. As estimativas de efeito são baseadas na distribuição de efeito fixo posterior, caracterizada pela média (ponto em azul) e intervalos confiáveis (IC 95%, linhas). FS – Cobertura de floresta semidecídua; MP – Cobertura de Mata de Pains; URB – Cobertura de área urbana; MIN – Cobertura de mineração.



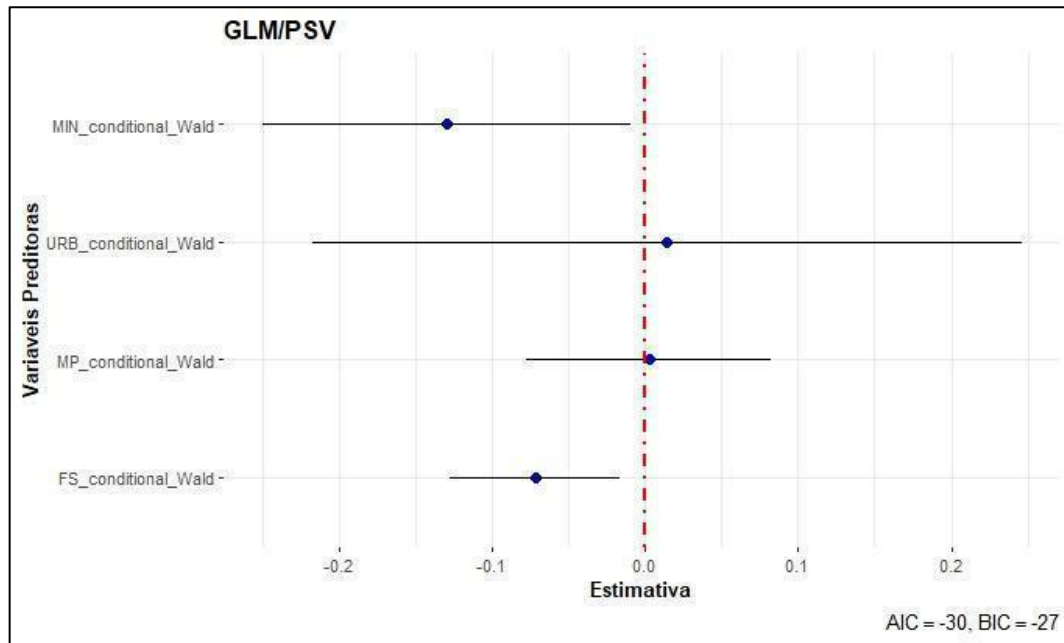
Fonte: Do autor (2023).

Figura 6 – Efeitos das variáveis preditoras e sua interação com o Pielou, avaliados usando modelos lineares generalizados. As estimativas de efeito são baseadas na distribuição de efeito fixo posterior, caracterizada pela média (ponto em azul) e intervalos confiáveis (IC 95%, linhas). FS – Cobertura de floresta semidecídua; MP – Cobertura de Mata de Pains; URB – Cobertura de área urbana; MIN – Cobertura de mineração.



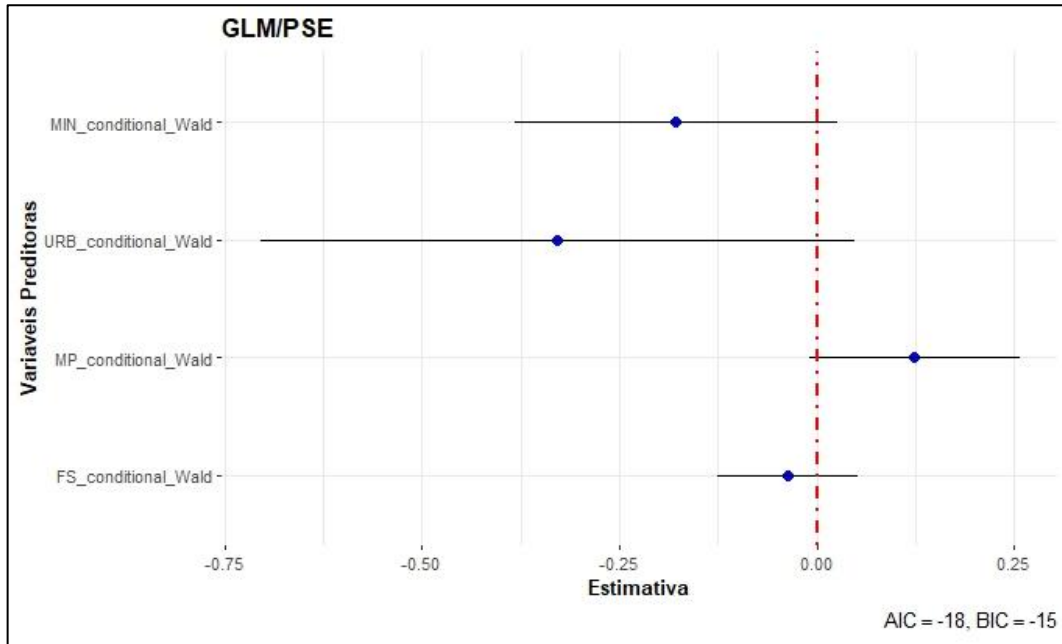
Fonte: Do autor (2023).

Figura 7 – Efeitos das variáveis preditoras e sua interação com o PSV, avaliados usando modelos lineares generalizados. As estimativas de efeito são baseadas na distribuição de efeito fixo posterior, caracterizada pela média (ponto em azul) e intervalos confiáveis (IC 95%, linhas). FS – Cobertura de floresta semidecídua; MP – Cobertura de Mata de Pains; URB – Cobertura de área urbana; MIN – Cobertura de mineração.



Fonte: Do autor (2023).

Figura 8 – Efeitos das variáveis preditoras e sua interação com o PSE, avaliados usando modelos lineares generalizados. As estimativas de efeito são baseadas na distribuição de efeito fixo posterior, caracterizada pela média (ponto em azul) e intervalos confiáveis (IC 95%, linhas). FS - Cobertura de floresta semidecídua; MP -- Cobertura de Mata de Pains; URB -- Cobertura de área urbana; MIN -- Cobertura de mineração.



Fonte: Do autor (2023).

4. DISCUSSÃO

Neste estudo avaliamos como os diferentes tipos de uso do solo, e em especial a conversão de áreas naturais para a mineração, afeta negativamente a taxocenose de morcegos de uma área cárstica na região de Pains, em Minas Gerais. Este efeito negativo pode ter causas diretas e indiretas, que precisam ser consideradas não apenas isoladamente, mas em sinergia. Entre as causas diretas estão a redução da disponibilidade das cavernas para abrigo e sítios de forrageio das espécies. Já as causas indiretas podem incluir o uso de explosivos, poluição do ar, poluição sonora e iluminação artificial que permanece acesa durante a noite (THEOBALD *et al.*, 2020). Embora a iluminação artificial possa atrair algumas espécies de morcegos insetívoros aéreos, ela também pode afastar outras espécies devido ao aumento do risco de predação (THEOBALD *et al.*, 2020).

A proximidade de minas a cavernas também pode desempenhar um papel na determinação das respostas da comunidade de morcegos. Por exemplo, a região amostrada mais próxima à mina da Companhia Siderúrgica Nacional (CSN) apresentou a menor riqueza de espécies, com poucas espécies e em pequeno número. Em concordância, Cajaiba *et al.* (2021) encontraram na Amazônia, que em áreas onde as cavernas estavam localizadas próximas a perturbação ambiental, a riqueza de morcegos foi menor. Respostas semelhantes foram encontradas em outras áreas cársticas, como nas Filipinas, onde a diversidade de morcegos foi afetada negativamente por níveis crescentes de urbanização e perturbação antropogênica (PHELPS *et al.*, 2016). Um dos efeitos frequentes da urbanização e de outras perturbações antropogênicas é a perda e fragmentação de habitats (TURCIOS-CASCO *et al.*, 2021.). De fato, em um estudo em uma área de florestas fragmentadas na região amazônica não foram observados efeitos de paisagem sobre a diversidade taxonômica dos morcegos, mas foram encontrados efeitos significativos sobre a diversidade funcional para o tamanho de mancha de habitat e para os efeitos de borda ao longo das áreas antropizadas (LÓPEZ-BAUCELLS *et al.*, 2022). A resposta dos morcegos à fragmentação pode variar bastante (CUNTO; BERNARD, 2012) e pode estar associada a não apenas um, mas uma combinação de fatores. A fragmentação pode até mesmo ter um efeito positivo em algumas comunidades de morcegos insetívoros aéreos, independentemente da quantidade de cobertura florestal (ETHIER; FAHRIG, 2011). Em alguns casos, em áreas cársticas, sistemas agropastoris com manchas de floresta podem até mesmo afetar positivamente a riqueza e abundância de morcegos insetívoros aéreos (SILVA-SOUZA; DIAS-SILVA; TALAMONI, 2022). Entretanto, essa não foi a resposta observada aqui, apontando que a perda da vegetação sobre o carste em Pains, causada pela mineração e seus efeitos indiretos, parece ter sido

determinante para o decréscimo observado na riqueza de espécies de morcegos. Embora nosso resultado sugira uma resposta diferente de outros estudos que demonstram que em áreas florestadas a abundância é maior (GORRESEN; WILLIG; STRAUSS, 2005; MEYER; KALKO, 2008; TURCIOS-CASCO *et al.*, 2021), os dados aqui parecem corroborar o trabalho de Cajaiba *et al.* (2021), que encontraram menor abundância em áreas de cavernas com algum grau de perturbação presentes em paisagens modificadas, e também de Cisneros *et al.* (2015) que encontraram menor abundância em áreas com maior cobertura florestal na Costa Rica. Embora não tenhamos avaliado outros efeitos da fragmentação, como a perda de conectividade, a redução de riqueza e abundância observada em Pains pode ser reflexo da perda direta de habitat e de conectividade e sua relação principalmente com morcegos frugívoros, uma vez que esses podem ter a abundância correlacionada com a conectividade entre os fragmentos (HENRY, M.; PONS, J.-M.; COSSON, 2007).

Observamos também que aumento da área urbana resultou na redução da diversidade, expressa pelo índice de Shannon, enquanto o aumento da vegetação sobre o carste aumentou esta diversidade. O efeito negativo da urbanização é uma das maiores ameaça à biodiversidade, e para diversas espécies de morcegos não é diferente. Algumas espécies até são capazes de se adaptarem melhor em paisagens urbanizadas, especialmente devido às características comportamentais e/ou morfológicas (JUNG; THRELFALL, 2016). Entretanto, a urbanização pode desencadear efeitos negativos como a perda de hábitat, a quebra da conectividade, e aumento da poluição, sobretudo a poluição luminosa (HADDOCK *et al.*, 2019; STRAKA *et al.*, 2019). No Brasil, Nunes *et al.* (2017) listaram 84 espécies de morcegos em áreas urbanas, incluindo espécies adaptadas ao uso de construções como abrigo diurno e/ou alimentação de plantas comuns ao paisagismo urbano, ou pequenos fragmentos de vegetação.

Em Pains, observamos ainda que a diversidade de espécies de morcegos reagiu positivamente para a cobertura florestal, expressa pela área da categoria de vegetação Mata de Pains. Isso, muito provavelmente, se deve ao aumento do número de cavernas associado a este tipo de vegetação. A Mata de Pains é uma vegetação que cresce sobre o carste com cavernas, e é onde se concentra a maior presença de mineração. A Mata de Pains oferece abrigo diurno a diversas espécies, além de local de forrageio com melhor disponibilidade de recursos em relação à floresta semidecídua. De fato, todas as localidades amostradas de floresta decídua apresentavam estágios iniciais de sucessão e presença de gado no interior, entre outras pressões antrópicas, enquanto as áreas com Mata de Pains, devido ao difícil acesso de animais e maquinário, permaneceram mais bem conservadas.

Outro efeito observado em Pains foi que o aumento de área urbana diminui a equitabilidade, enquanto o aumento de vegetação sobre o carste aumentou a equitabilidade. Isso se deve a dominância de algumas espécies que são mais bem adaptadas a urbanização e possuem maior população. É possível que as áreas urbanas estejam agindo como uns filtros no qual espécies mais plásticas tornam-se mais abundantes, causando dominância sobre as demais assim reduzindo o valor do Índice de Pielou' para áreas de sua influência. Já áreas com mais Mata de Pains tendem a manter um equilíbrio na abundância das espécies devido a seu estado de conservação.

De maneira importante sob o ponto de vista conservacionista, observamos que o aumento da área de mineração diminui a variabilidade filogenética das espécies (PSV). Isso se deveu à baixa riqueza, à maior proximidade filogenética e à dominância de algumas espécies presentes nas áreas com atividade de mineração. Nestas áreas, foram registradas mais espécies de morcegos frugívoros - que foram comuns em quase todas as regiões amostradas - e baixa ocorrência de espécies mais especialistas, além da maior ocorrência de morcegos insetívoros aéreos.

Já a constatação de que o PSV apresentou resposta negativa para o aumento da área de floresta semidecídua (FS) foi inesperada, contrariando nossa hipótese inicial. López-Baucells et al. (2022), investigando a resposta de morcegos em paisagens fragmentadas da floresta amazônica brasileira, não encontraram efeitos significativos da paisagem sobre a diversidade filogenética (DF), enquanto Cisneros et al. (2015), trabalhando com morcegos no Caribe e Costa Rica, registraram relação positiva da DF com aumento de pastagem, e o tamanho de fragmento, durante a estação seca, enquanto na estação chuvosa houve relação positiva entre DF com compactação do fragmento florestal e diminuição da proximidade dos fragmentos. Tais resultados demonstram que o efeito da sazonalidade e outras métricas de paisagem também devem ser levados em consideração.

Ainda nos aspectos filogenéticos, constatamos que aumento de área urbana e de mineração resultaram na diminuição da uniformidade filogenética das espécies (PSE), enquanto o aumento de vegetação sobre o carste aumentou o PSE. Como o valor de PSE deriva de PSV, mas independe das espécies, sendo a abundância a métrica utilizada, uma forma semelhante ao índice de Pielou (J') (HELMUS *et al.*, 2007), tais efeitos responderam da mesma forma semelhante aos resultados encontrados para a equitabilidade (expressa pelo índice de Pielou - J'). Assim, os efeitos da urbanização e mineração não afetam apenas a composição da diversidade taxonômica (DT), mas também a diversidade filogenética (DF). Estas constatações estão em conformidade com Jung & Threlfall (2016), que além dos efeitos

sobre DT e DF, também evidenciaram efeitos sobre da urbanização sobre a diversidade funcional. Em contrapartida, a conservação das porções de Mata de Pains pode auxiliar a manter a composição da comunidade sem o desequilíbrio causado por dominância de algumas espécies. Isso reforça a importância da conservação deste tipo de ambiente em uma escala local e regional.

A paisagem de Pains sofreu alterações substanciais ao longo do tempo, com a interação de diferentes tipos de uso do solo e de pressões sobre a fauna, flora e o ambiente físico da região. Sabe-se que há formas diferentes e complexas pelas quais os distúrbios antropogênicos podem afetar diferentes dimensões da biodiversidade (CISNEROS *et al.*, 2015). A relação da diversidade de morcegos com a condição da cobertura vegetal entre outras métricas de paisagem foram analisadas de diferentes aspectos por diversos trabalhos (GORRESEN; WILLIG, 2004; GORRESEN; WILLIG; STRAUSS, 2005; MEYER; KALKO, 2008; CISNEROS *et al.*, 2015; TURCIOS-CASCO *et al.* 2021; CAJAIBA *et al.*, 2021). De acordo com Fahrig (2003), muitos trabalhos que analisam os efeitos da alteração da paisagem sobre a biodiversidade acabam por encontrar resultados diversos devido a diferentes formas de avaliação, que podem ser de escala, método e até mesmo da definição de perda de habitat e fragmentação. Mais além, temos o viés amostral do método de rede de neblina aplicado, tendencioso para o registro da família Phyllostomidae (KUNZ; KURTA, 1988). De fato, filostomídeos responderam por aproximadamente 96% mediada frequência de captura. A menor frequência de registro dessa família foi de 92,73% na localidade SA. Esta característica de amostrar sempre mais filostomídeos do que espécies de outras famílias pelas redes de neblina já bastante conhecida, devido a três variáveis: os filostomídeos voam baixo (na altura das redes armadas ao nível do solo), eles apresentam um sistema de orientação bastante visual e com sistema de ecolocalização pouco acurado, e por ser a família mais diversificada (KUNZ; KURTA, 1988; VOSS; EMONS, 1996; SIMONS; VOSS 1998; CUNTO; BERNARD, 2012).

5. CONCLUSÃO

Em conclusão, este estudo fornece evidências dos impactos negativos da mineração e da urbanização nas comunidades de morcegos em paisagens cársticas. A diminuição da riqueza de morcegos, bem como a diminuição do PSV, está ligada ao aumento das atividades de mineração, enquanto a urbanização na região afeta a dominância das espécies. Além disso, o estudo descobriu que o aumento da vegetação sobre o carste pode ter um impacto positivo sobre a diversidade de morcegos. Esses resultados sugerem a necessidade de estratégias de conservação e manejo para proteger as paisagens cársticas das atividades de mineração e urbanização e promover a restauração da vegetação em áreas perturbadas. Tais medidas são essenciais para manter a integridade ecológica das paisagens cársticas e garantir a persistência das comunidades de morcegos na região.

REFERÊNCIAS

- ANDRÉN, H. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. **Oikos**, v. 71, n. 3, p. 355-366. 1994.
- BIODIVERSITAS. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação/B615** / Gláucia Moreira Drummond. et al. 2. ed- Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222 p.
- BJORNSTAD, O. N. & CAI, J. 2022. **ncf: Spatial Covariance Functions**. R package version 1.3-2. Acessado em: 11/02/2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=ncf>.
- BRASIL. Portaria nº 463 de 18 de dezembro de 2018, do Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira ou Áreas Prioritárias para a Biodiversidade**. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2018.
- CAJAIBA, R. L., PÉRICO, E., DA SILVA, W. B., VIEIRA, T. B., DOS SANTOS, F. M. B., & SANTOS, M. Are neotropical cave-bats good landscape integrity indicators? Some clues when exploring the cross-scale interactions between underground and above-ground ecosystems. **Ecological Indicators**, v. 122, 107258. 2021.
- CECAV - Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas. 2021. Acessado em 21/08/2021. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cecav/canie.html>.
- CHAMBERS, C.L.; CUSHMAN, S.A.; MEDINA-FITORIA, A.; MARTINEZ-FONSECA, J.; CHAVEZ-VELASQUEZ, M. Influences of scale on bat habitat relationships in a forested landscape in Nicaragua. **Landscape Ecology**, v. 31: 1299–1318. 2016.
- CISNEROS, L. M., FAGAN, M. E.; WILLIG, M. R. Effects of human-modified landscapes on taxonomic, functional and phylogenetic dimensions of bat biodiversity. **Diversity and Distributions.**, v. 21, p. 523-533. 2015.
- CUNTO, G. C.; BERNARD, E. Neotropical Bats as Indicators of Environmental Disturbance: What is the Emerging Message? **Acta Chiropterologica**, v. 14, n. 1, p. 143–151. 2012.
- DA SILVA, FR; GONÇALVES-SOUZA, T; PATERNO, GB; PROVETE, DB; VANCINE, MH. 2022. **Análises ecológicas no R**. Nupeea: Recife, PE, Canal 6: São Paulo. 640 p. ISBN 978-85-7917-564-0.
- DÍAZ, M. M.; SOLARI, S.; AGUIRRE, L. F.; AGUIAR, L. M. S.; BARQUEZ, R. M. 2016. **Clave de identificación de los murciélagos de Sudamérica**. Publicación Especial nº2, PCMA (Programa de Conservación de los Murciélagos de Argentina), 160 pp.
- ETHIER, K.; FAHRIG, L. Positive effects of forest fragmentation, independent of forest amount, on bat abundance in eastern Ontario, Canada. **Landscape Ecology**, v. 26, p. 865–876. 2011.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487–515. 2003.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. M. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Australis**, v. 11, p. 493–502. 2007.

FOX, J; WEISBERG, S. 2019. **An R Companion to Applied Regression**, Third edition. Sage, Thousand Oaks CA.

GARETH, J; WITTEN, D.; HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. 2017. **An Introduction to Statistical Learning** (8th ed.). Springer Science+Business Media New York. ISBN 978-1-4614-7138-7.

GIRAUDOUX, P. 2022. **_pgirmess: Spatial Analysis and Data Mining for Field Ecologists_**. R package version 2.0.0, Acessado em: 19/03/2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=pgirmess>.

GORRESEN, P. M.; WILLIG, M. R. Landscape responses of bats to habitat fragmentation in Atlantic forest of Paraguay. **Journal of Mammalogy**, v. 85, p. 688–697. 2004.

GORRESEN, P. M.; WILLIG, M. R.; STRAUSS, R. E. Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. **Ecological Applications**, v. 15, p. 2126-2136. 2005.

GRUEBER, C. E.; NAKAGAWA, S.; LAWS, R. J.; JAMIESON, I. G. Multimodel inference in ecology and evolution: challenges and solutions. **Journal of Evolutionary Biology**, v. 24, p. 699-711. 2011.

HADDAD, N. M., BRUDVIG, L. A., CLOBERT, J., DAVIES, K. F., GONZALEZ, A., HOLT, R. D., et al.. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth’s ecosystems. **Science Advances**. v. 1, p. 1–9. 2015.

HADDOCK, J. K., THRELFALL, C. G., LAW, B.; HOCHULI, D. F. (2019). Light pollution at the urban forest edge negatively impacts insectivorous bats. **Biological Conservation**, v. 236, p. 17–28.

HARTIG, F. 2022. **DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models_**. R package version 0.4.6, Acessado em: 09/01/2023. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>.

HELMUS, M. R.; BLAND, T. J.; WILLIAMS, C. K.; IVES, A. R. “Phylogenetic measures of biodiversity.” **The American Naturalist**, v. 169, n. 3, p. 68–83. 2007.

HENRY, M.; PONS, J.-M.; COSSON, J.-F. Foraging behaviour of a frugivorous bat helps bridge landscape connectivity and ecological processes in a fragmented rainforest. **Journal of Animal Ecology**, v. 76, p. 801-813. 2007.

IMDADULLAH, M.; ASLAM, M.; ALTAF, S. mctest: An R Package for Detection of Collinearity among Regressors. **The R Journal**, v. 8, n. 2, p. 499 - 509. 2016.

JAMES, G.; WITTEN, D.; HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. (eds.). 2013. **An introduction to statistical learning: with applications in R**. New York: Springer.

JONES, G.; JACOBS, D. S.; KUNZ, T. H.; WILLIG, M. R.; RACEY, P. A. Carpe noctem: The importance of bats as bioindicators. **Endangered Species Research** v. 8, p. 93–115. 2009.

JUNG, K., THRELFALL, C. G. 2016. Urbanization and Its Effects on Bats—A Global Meta-Analysis. *In*: Voigt, C., Kingston, T. (eds) **Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World**. Springer, Cham.

JUNG, M. LecoS — A python plugin for automated landscape ecology analysis. **Ecological Informatics**, v. 31, p. 18-21, 2016. ISSN 1574-9541,

KEMBEL, S.W.; COWAN, P.D.; HELMUS, M. R.; CORNWELL, W. K.; MORLON, H.; ACKERLY, D. D.; BLOMBERG, S.P.; WEBB, C.O. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. **Bioinformatics**, v.26, p. 1463-1464. 2010.

KUNZ T. H.; KURTA, A. 1988. Capture methods and holding devices. *In*: **Ecological and Behavioral methods for studies of bats**. (ed. Kunz T.H), pp.1-29. Smithsonian Institute Press, Washington.

LE, S.; JOSSE, J.; HUSSON, F. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. **Journal of Statistical Software**, v.25, n.1, p. 1-18. 2008.

LIAW, A.; WIENER, M. Classification and Regression by randomForest. **R News**, v. 2, n. 3, p. 18--22. 2002.

LÓPEZ-BAUCELLS, A., ROWLEY, S., ROCHA, R. *et al.* Interplay between local and landscape-scale effects on the taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of aerial insectivorous neotropical bats. **Landscape Ecology**, v. 37, p. 2861–2875. 2022.

LÜDECKE D, BEN-SHACHAR M, PATIL I, WAGGONER P, MAKOWSKI D “Performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models.” **Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 60, p. 3139. 2021. doi:10.21105/joss.03139.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. 1967. **The Theory of Island Biogeography**. Princeton University Press.

MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and its measurement**. Princeton University Press, New Jersey, USA, 1988.

MAPBIOMAS - Projeto MapBiomass. **Coleção 6.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**, acessado em 31/08/2021 através do link: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org>.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. 1995. **FRAGSTATS**: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Report PNW-351, Corvallis.

MENDES, P.; WITH, K.A.; SIGNORELLI, L.; DE MARCO Jr, P. The relative importance of local versus landscape variables on site occupancy in bats of the Brazilian Cerrado. *Landscape Ecology*, v. 32: 745–762. 2017.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, v. 1, n. 1–2, p. 1–9. 2001.

MEYER, C. F. J.; KALKO, E. K. V. Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. *Journal of Biogeography*, v. 35, p. 1711-1726. 2008.

MOORE, H. A.; MICHAEL, D. R.; DUNLOP, J. A.; VALENTINE, L. E.; COWAN, M. A.; NIMMO, D. G. Habitat amount is less important than habitat configuration for a threatened marsupial predator in naturally fragmented landscapes. *Landscape Ecology*, v. 37, p. 4, p. 935–949. 2022.

NUNES, H.; ROCHA, F.L.; CORDEIRO-ESTRELA, P. Bats in urban areas of Brazil: roosts, food resources and parasites in disturbed environments. *Urban Ecosystems*, v. 20, p. 953–969. 2017.

OKSANEN, J.; SIMPSON, G.; BLANCHET, F.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.; O'HARA, R.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.; SZOECs, E.; WAGNER, H.; BARBOUR, M.; BEDWARD, M.; BOLKER, B.; BORCARD, D.; CARVALHO, G.; CHIRICO, M.; DE CACERES, M.; DURAND, S.; EVANGELISTA, H.; FITZJOHN, R.; FRIENDLY, M.; FURNEAUX, B.; HANNIGAN, G.; HILL, M.; LAHTI, L.; MCGLINN, D.; OUELLETTE, M.; RIBEIRO CUNHA, E.; SMITH, T.; STIER, A.; TER BRAAK, C.; WEEDON, J. 2022. **Vegan: Community Ecology Package**. R package version 2.6-4, Acessado em: 21/12/2022. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

PHELPS, K., JOSE, R., LABONITE, M., & KINGSTON, T. Correlates of cave-roosting bat diversity as an effective tool to identify priority caves. *Biological Conservation*, v. 201, p. 201–209. 2016.

PIELOU, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, v. 13, p. 131-144. 1966.

QGIS Development Team, 2021. QGIS 3.22.3. **Geographic Information System Installation Guide**. Open Source Geospatial Foundation Project. Electronic document: Acessado em: 08/03/2023. Disponível em: http://www.qgis.org/wiki/Installation_Guide.

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL Acessado em: 11/02/2023. Disponível em: <https://www.R-project.org/>.

REIS JUNIOR, R.; DE OLIVEIRA, M. L.; RAMON, G. 2015. **RT4Bio** - R Tools for Biologists.

SIKES, R.S. Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists. 2016 Guidelines of the American Society of Mammalogists for the use of wild mammals in research and education. *Journal of Mammalogy*. v. 97, n. 3, p. 663-688. 2016. doi:

10.1093/jmammal/gyw078. Epub 2016 May 28. Erratum in: *J Mammal.* 2016 Jun 9;97(3):1013. PMID: 29692469; PMCID: PMC5909806.

SILVA-SOUZA, M.; DIAS-SILVA, L.; TALAMONI, S. A. How different farming practices influence the activity of insectivorous Neotropical bats. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 20, n. 4, Pages 394-400. 2022.

SIMONS, N. B.; VOSS, R. S. The mammals of Paracou, French Guiana: A neotropical lowland rainforest fauna. Part 1: bats. **Bulletin American Museum Natural History**, v. 237, p. 1-219. 1998.

STRAKA, T. M.; WOLF, M.; GRAS, P.; BUCHHOLZ, S.; VOIGT, C. C. Tree Cover Mediates the Effect of Artificial Light on Urban Bats. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7. 2019.

TANALGO, K.C.; TABORA, J.A.G.; HUGHES, A.C. Bat Cave Vulnerability Index (BCVI): A holistic rapid assessment tool to identify priorities for effective cave conservation in the tropics. **Ecological Indicators**, v. 89, p. 852-860. 2018.

THEOBALD, E.; HOSKEN, D. J.; FOSTER, P.; MOYES, K. Mines and Bats: the Impact of Open-Pit Mining on Bat Activity. **Acta Chiropterologica**, v. 22, n. 1, p. 157–166. 2020.

TURCIOS-CASCO, M. A.; LAVAL, R. K.; MARTÍNEZ, M.; ÁVILA-PALMA, H. D. "More Urbanization, Fewer Bats: The Importance of Forest Conservation in Honduras", *In **Natural History and Ecology of Mexico and Central America***. London, United Kingdom: IntechOpen, 2021. Available: <https://www.intechopen.com/chapters/75598> doi: 10.5772/intechopen.96493.

VOSS, R.S.; EMMONS, L.H. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 230, p.1-115. 1996.

ZAR, J. H. 2009. **Biostatistical Analysis**. New Jersey, Prentice-Hall, 960p.

ZEILEIS, A.; HOTHORN, T. Diagnostic Checking in Regression Relationships. **R News** v. 2, n. 3, p. 7-10. 2002.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 3 – Tabela de informações prévias das cavernas usadas no estudo. Com o município que a caverna se encontra, o desenvolvimento linear em metros, se há presença de morcegos no interior da caverna, e o grau de relevância.

Nº	Nome	Sigla	Município	Desenvolvimento linear (metros)	Presença de morcegos	Relevância
1	Fazenda Faroeste	(FF)	Iguatama	-	sim	baixa
2	Gruta Arco Índio	(AI)	Arcos	-	sim	
3	Gruta da Coruja	(GC)	Doresópolis	150	sim	alta
4	Gruta da Paca	(GP)	Formiga	400	sim	
5	Gruta do Brega	(GB)	Pains	500	sim	máxima
6	Gruta do Davi	(GD)	Pains	180	sim	máxima
7	Gruta do Mastodonte	(GM)	Pains	100	sim	média
8	Gruta do Nadinho	(GN)	Pains	200	sim	alta
9	Gruta do Zizinho	(GZ)	Pains	260	sim	máxima
10	Gruta Olhos d'Água	(OA)	Pains	150	sim	
11	Loca do Sumidouro	(LS)	Pains	160	sim	
12	Vale Santo Antônio	(SA)	Arcos	-	sim	

Fonte: Do autor (2023)

Tabela 4 – Lista comparativa entre os usos de solos do banco de dados MAPBIOMAS, coleção 6, e os usos de solos abordados neste estudo.

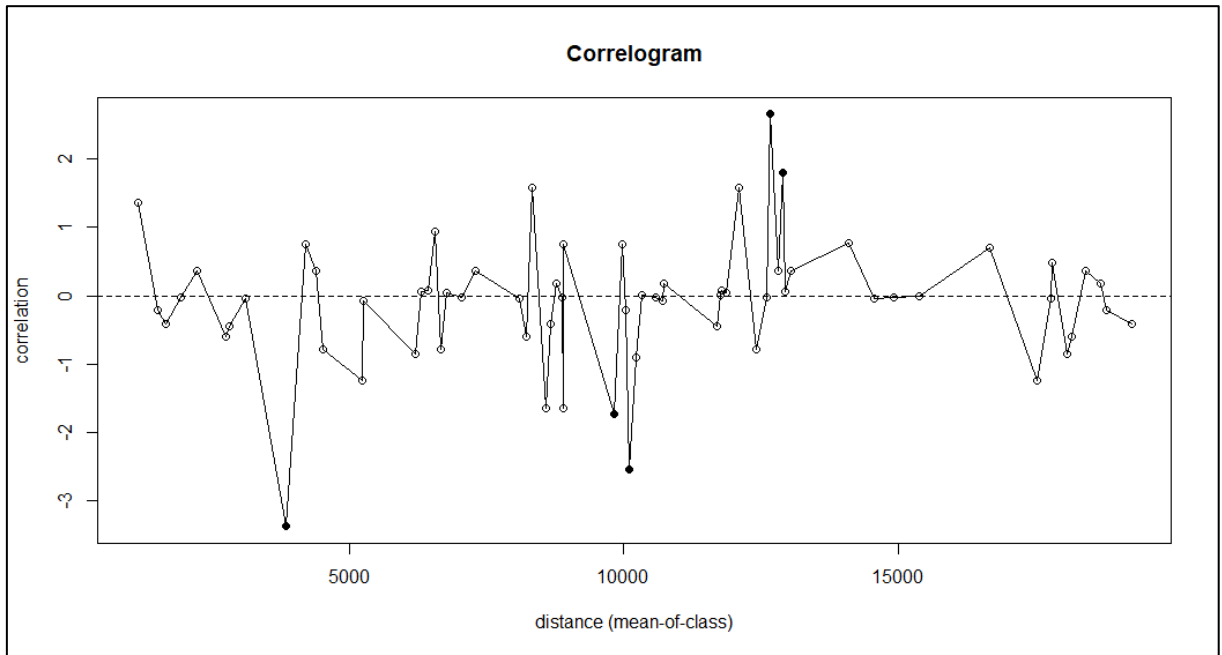
COLEÇÃO 6 - MAPBIOMAS	RE-CLASSIFICAÇÃO
1. Floresta	
1.1 Formação Florestal	1. Formação Florestal
1.2. Formação Savânica	2. Formação Savânica
1.3. Mangue	
1.4. Restinga Arborizada (beta)	
2. Formação Natural não Florestal	3. Formação Natural não Florestal
2.1. Campo Alagado e Área Pantanosa	
2.2. Formação Campestre	
2.3. Apicum	
2.4. Afloramento Rochoso	
2.5. Outras Formações não Florestais	
3. Agropecuária	
3.1. Pastagem	4. Pastagem
3.2. Agricultura	5. Agricultura
3.2.1. Lavoura Temporária	
3.2.1.1. Soja	
3.2.1.2. Cana	
3.2.1.3. Arroz (beta)	
3.2.1.4. Outras Lavouras Temporárias	
3.2.2. Lavoura Perene	
3.2.2.1. Café (beta)	
3.2.2.2. Citrus (beta)	
3.2.1.3. Outras Lavouras Perenes	
3.3. Silvicultura	6. Floresta Plantada
3.4. Mosaico de Agricultura e Pastagem	
4. Área não Vegetada	
4.1. Praia, Duna e Areal	
4.2. Área Urbanizada	7. Área Urbanizada
4.3. Mineração	8. Mineração
4.4. Outras Áreas não Vegetadas	9. Outras Áreas não Vegetadas
5. Corpo D'água	10. Corpo D'água
5.1. Rio, Lago e Oceano	
5.2 Aquicultura	
6. Não observado	

Fonte: Do autor (2023)

Espécie	Fazenda Faroeste	Gruta Arco do Índio	Gruta da Coruja	Gruta da Paca	Gruta do Brega	Gruta do Davi	Gruta do Mastodonte	Gruta do Nadinho	Gruta do zizinho	Gruta Olhos d'água	Loca do Sumidouro	Vale Sto Antônio	Total Geral
<i>Myotis nigricans</i>			4		2	5	3	1	1	1	9	1	27
<i>Myotis nigricans</i>											1		1
<i>Peropteryx macrotis</i>			4								3		7
<i>Phyllostomus discolor</i>			1			1			3				5
<i>Phyllostomus hastatus</i>	1							4					5
<i>Platyrrhinus lineatus</i>		2	2	1	7	16	5	2	1	3	9	1	49
<i>Sturnira lilium</i>	1	1	2	3			1	1	1	7	5	1	23
<i>Tonatia bidens</i>	1			1		1	2		1	1		2	9
<i>Vampyressa pussilla</i>									1		1		2
Total Geral	55	38	138	194	155	156	87	137	82	76	268	43	1433

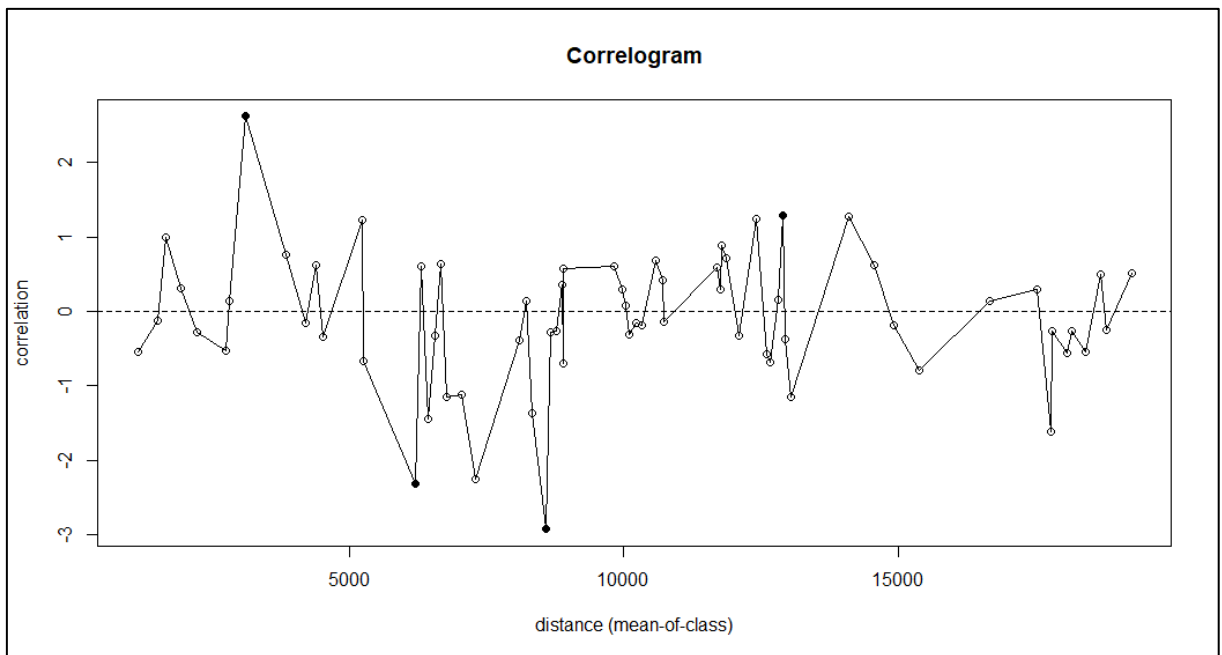
Fonte: Do autor (2023)

Figura 9 – Gráfico da análise de correlação espacial utilizando o índice de Moran para as áreas amostrais utilizando a riqueza por localidade.



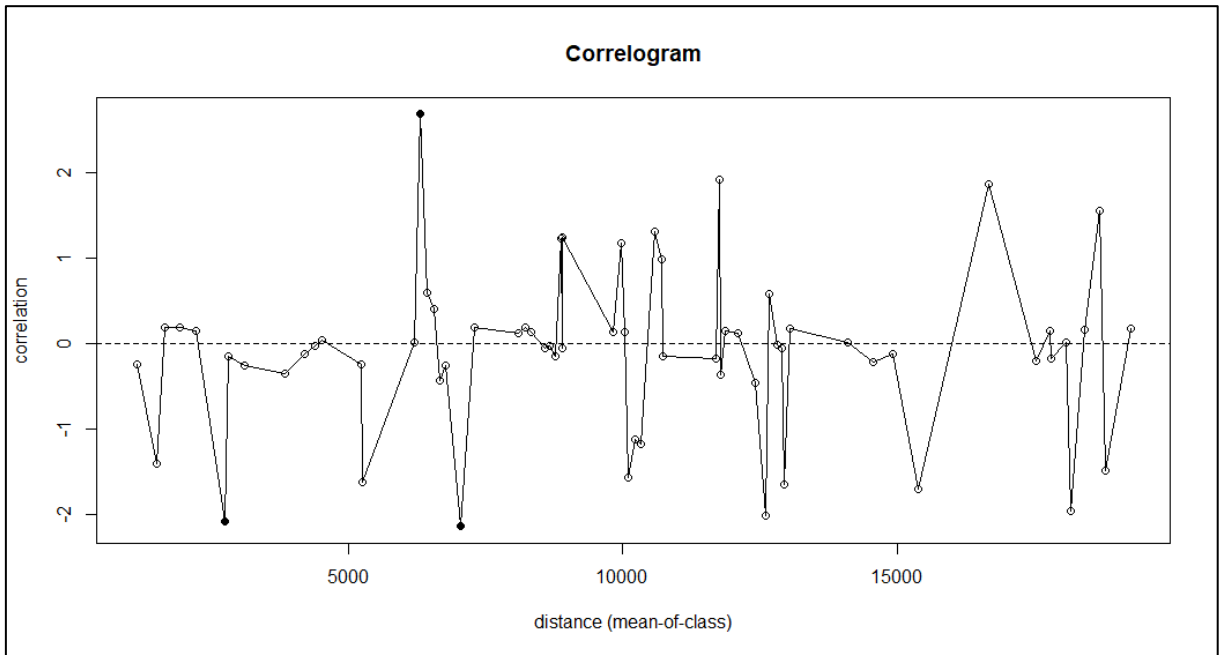
Fonte: Do autor (2023)

Figura 10 – Gráfico da análise de correlação espacial utilizando o índice de Moran para as áreas amostrais utilizando a abundância por localidade.



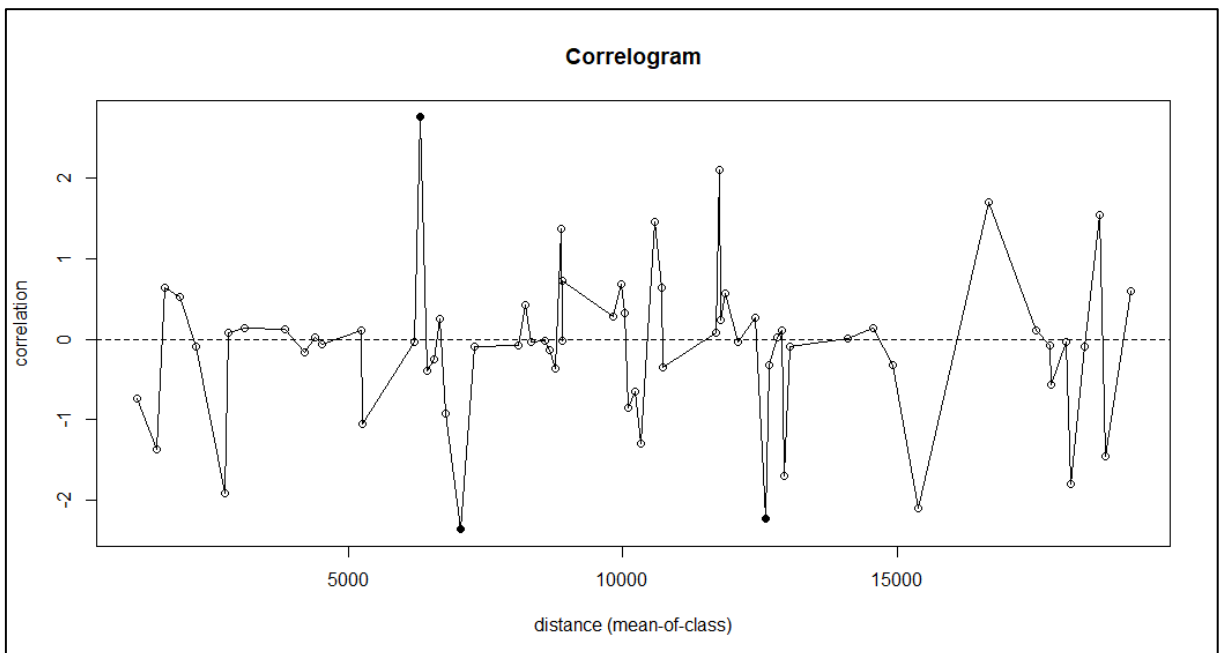
Fonte: Do autor (2023)

Figura 11 – Gráfico da análise de correlação espacial utilizando o índice de Moran para as áreas amostrais utilizando a Shannon por localidade.



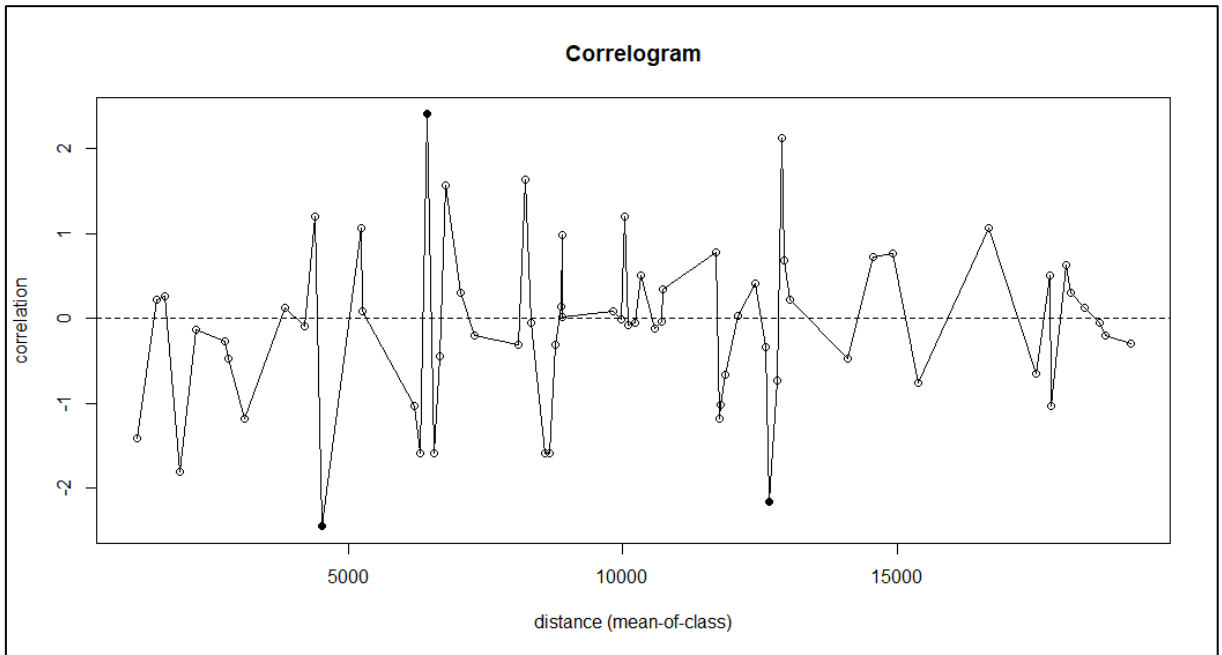
Fonte: Do autor (2023)

Figura 12 – Gráfico da análise de correlação espacial utilizando o índice de Moran para as áreas amostrais utilizando a Pielou por localidade.



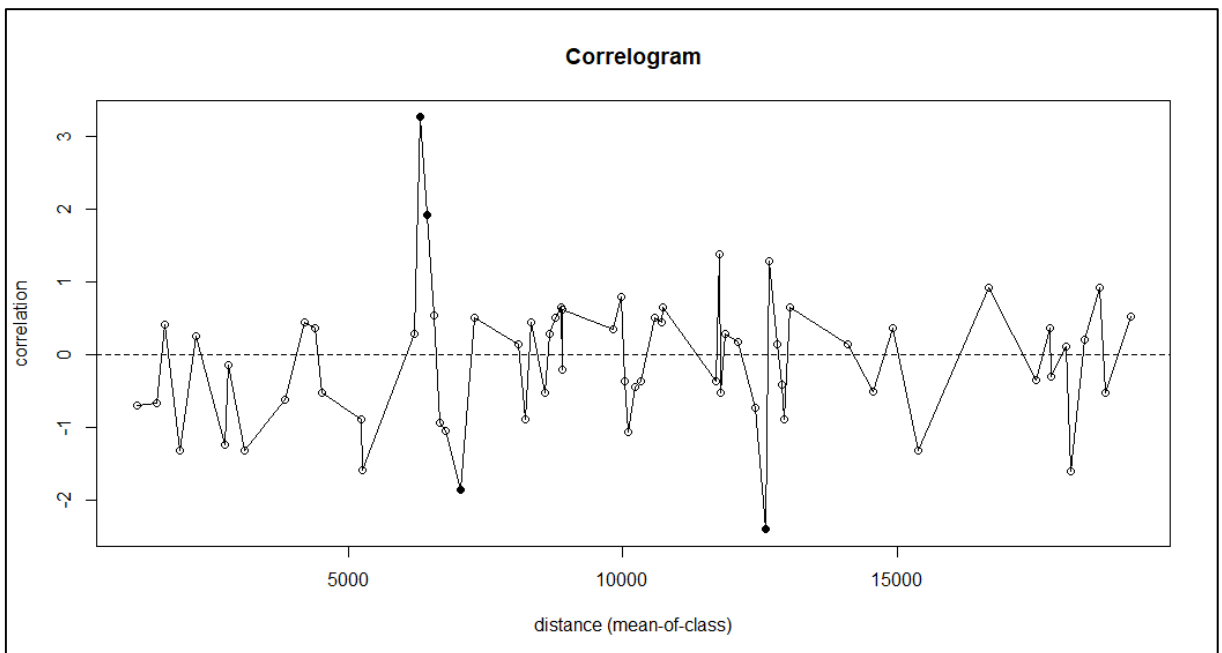
Fonte: Do autor (2023)

Figura 13 – Gráfico da análise de correlação espacial utilizando o índice de Moran para as áreas amostrais utilizando a PSV por localidade.



Fonte: Do autor (2023)

Figura 14 – Gráfico da análise de correlação espacial utilizando o índice de Moran para as áreas amostrais utilizando a PSE por localidade.



Fonte: Do autor (2023)

CAPÍTULO 2

Área de vida de morcegos do carste no sudoeste de Minas Gerais: Implicações para a conservação e o manejo

1. INTRODUÇÃO

O *home range* (área de vida) é fundamental na ecologia e no estudo do comportamento animal, e foi primeiramente descrito por Burt (1943) como:

“A área de vida de um animal é a área percorrida por ele durante suas atividades normais, como buscar alimento, acasalar e cuidar de sua prole. Eventuais incursões fora dessa área, talvez de natureza exploratória, não devem ser consideradas parte da área de vida.”

(BURT, 1943, 351p. tradução minha)

O estudo do *home range* é importante para entender como os animais interagem com seu ambiente e como eles utilizam os recursos disponíveis. No entanto, muitas vezes os estudos se concentram em desenvolver métodos para estimar o tamanho do *home range*, mas não necessariamente entendem o que o *home range* realmente significa para os animais que o possuem (POWELL; MITCHELL, 2012). Eles ainda sugerem que os pesquisadores devem se concentrar em entender o significado do *home range* para os animais e como isso afeta seu comportamento. Com o tempo o conceito foi modificando com a finalidade de preencher lacunas, e devido a novas técnicas de amostragem (radio telemetria, GPS - *Global Positioning System*) e análise de novas informações biológicas foram incorporadas, como comportamentos, trajetórias, tempo de permanência em um local (KIE *et al.*, 2010).

A análise do *home range* pode ser utilizada como ferramenta para a conservação de espécies, auxiliando na identificação de áreas prioritárias para proteção e na compreensão dos padrões de movimentação e utilização de recursos (JACOB; RUDRAN, 2006). Essas informações são cruciais para a elaboração de estratégias eficientes de conservação e manejo, garantindo a preservação das espécies e a manutenção da biodiversidade.

Uma forma de se obter dados de *home range* é a radiotelemetria, que é uma técnica que permite a obtenção de dados de indivíduos ou grupos à distância, através de transmissores acoplados aos animais que emitem sinais de rádio captados por um receptor através de uma antena VHF (PIOVEZAN; ANDRIOLO, 2004; MELLO, 2014). No Brasil tem sido utilizada em estudos ecológicos, especialmente na análise da seleção de hábitat, padrões de uso do hábitat e movimentação, dispersão, territorialidade e utilização de recursos por diferentes

espécies animais (JACOB; RUDRAN, 2003), mas ainda são raros os estudos no Brasil com este método (MENDES; SRBEK-ARAÚJO, 2020). Entre essas espécies nós temos os morcegos, que são extremamente importantes fornecedores de serviços ecológicos, como dispersão de sementes, predação de insetos e polinização (LOBOVA; GEISELMAN; MORI, 2009). Morcegos também são importantes para manter a integridade do ambiente epígeo ao redor das cavernas. E esse epígeo por sua vez é importante para manter a diversidade dentro da caverna (PROUS; FERREIRA; JACOBI, 2015). Por outro lado, os morcegos também são muito importantes para a manutenção dos hipógeos e sua fauna ameaçada, pois as carcaças dos morcegos e principalmente, o guano são muitas vezes o único ou principal suprimento de energia e alimento para a fauna troglomórfica cavernícola (HORST 1972; POULSON 1972; FERREIRA; MARTIN, 1999).

Os morcegos são essenciais para a conservação de cavernas, pois desempenham um papel fundamental na preservação dos ecossistemas subterrâneos. Eles atuam diretamente no aporte de energia para esses ecossistemas (FERREIRA; PROUS; MARTINS, 2007), na mudança de variáveis climáticas das cavidades (hot caves) e como modificadores da estrutura das cavernas (PILÓ *et al.* 2023). Em contrapartida, as cavernas fornecem refúgios permanentes para os morcegos, protegendo-os de predadores e condições climáticas adversas (KUNZ, 1982; TRAJANO, 1985; ARITA, 1996; TEJEDOR; SILVA-TABOADA; HERNÁNDEZ, 2004).

A Resolução CONAMA nº 347 (BRASIL, 2004) determina que a área de influência de cavernas será definida por órgão ambiental competente. Enquanto não houver definição, a área deverá corresponder a, no mínimo, 250 m (duzentos e cinquenta metros) ao redor de toda a extensão da área ocupada pela caverna. Mas essa área é o bastante para proteger a área de vida dos morcegos cavernícolas, e por sua vez a fauna troglóbica? No ano de 2022, o Governo Federal do Brasil emitiu um decreto que revogou as normativas anteriores, flexibilizando e reduzindo os mecanismos de proteção das cavernas brasileiras (BRASIL, 2022). Dessa forma colocando em risco não apenas as cavernas como também a fauna que dependem desse ecossistema único e complexo.

A região de Arcos e Pains pertencem ao Carste Bambuí abrigam cerca de 2500 cavernas. A área, presente na Região Sudeste do Brasil, a mais explorada antropicamente, sofre diversas pressões, entre elas a elevada atividade agropastoril e de mineração. Além da riqueza em cavernas, a região é rica em biodiversidade, espécies endêmicas e uma flora peculiar, a Mata de Pains. Com o avanço da mineração e as poucas ilhas de vegetação nativa geralmente sobre os topos dos afloramentos calcáreos, fez-se necessário o entendimento de

como a fauna de morcegos se comporta neste cenário altamente fragmentado e a reposta dos morcegos frente às atividades mineradoras.

Neste estudo, nosso objetivo foi investigar a área de vida para espécies de morcegos na região Arcos-Pains, nossas hipóteses são de que as áreas de vida irão variar entre espécies, e que morcegos terão áreas de vida maiores do que a área que representa a projeção linear das cavernas acrescida do raio de influência de 250 m, hoje adotado pela resolução Conama para conservação da caverna e por consequente, da fauna cavernícola.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

Atualmente não existe consenso sobre qual seria o melhor método para estimar o tamanho do *home range* ou como os resultados das análises de *home range* devem ser relatados (LAVÉR; KELLY, 2008). O Polígonos Convexos Mínimos (MCP: Minimum Convex Polygon) o método mais utilizados para estimar a área de vida, porém é uma estimativa menos precisa da distribuição de ocorrência e sensível a pontos extremos (LAVÉR; KELLY, 2008), pois é composto simplesmente o menor polígono convexo que contém todas as localizações (MOHR, 1947) sem considerar a densidade dos pontos de ocorrência, ou considerar efeito de outliers sobre a medição, podendo assim levar a super ou subestimação da área de vida (LAVÉR; KELLY, 2008).

Por outro lado, o Estimador de Densidade de Kernel (KDE: Kernel Density Estimator) permite uma análise mais detalhada e flexível da distribuição espacial dos pontos de localização (WORTON, 1985). Ele leva em consideração a densidade de pontos em cada região do espaço, produzindo uma superfície contínua que reflete de maneira mais precisa a área de vida dos animais. O KDE também permite a delimitação de áreas de núcleo (*core areas*) dentro da área de vida, o que fornece informações adicionais sobre o uso preferencial do habitat pelos animais (BÖRGER *et al.*, 2020).

Diferentemente de outros métodos comuns, como MCP e KDE, o autocorrelated KDE (AKDE) leva em consideração a autocorrelação potencial entre as localidades do mesmo animal, fornecendo assim uma representação mais realista da área de vida e padrão de uso do espaço para um indivíduo (FLEMING *et al.*, 2015). Resultados recentes demonstram que, em geral, estimativas de *home range* são subestimadas quando a autocorrelação nos dados não é

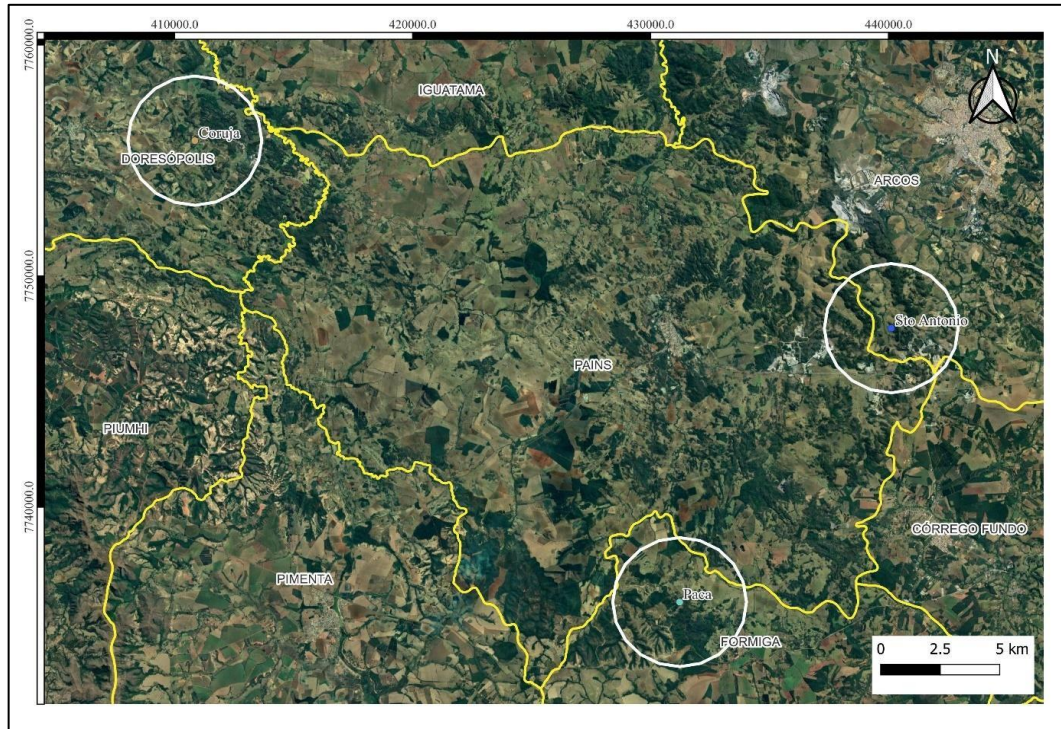
levada em conta (CALABRESE; FLEMING; GURARIE, 2016, FLEMING; CALABRESE, 2017).

3. METODOLOGIA

3.1. Área Amostral:

Este estudo foi desenvolvido na região cárstica do grupo Bambuí, nos municípios de Arcos, Pains, Doresópolis, Pimenta, Piumhi, Formiga, estado de Minas Gerais. Por definição, um sistema cárstico é um sistema aberto integrado por processos hidrogeológicos e geoquímicos que agem em rochas solúveis (FORD; WILLIAMS, 2007). A primeira classificação do carste brasileiro foi proposta em 1979 por Karmann e Sánchez, reconhecendo os carste de cinco províncias carbonáticas entre elas o complexo Bambuí. Este último abrange os estados da Bahia, Goiás e Minas Gerais com a presença aproximada de 2500 cavidades identificadas pelo CECAV (CECAV 2021). A região do carste Bambuí porção sul encontra-se no bioma cerrado, e possui uma paisagem bastante fragmentada por diferentes efeitos antrópicos, a destacar: agropecuária, cultivo, mineração e áreas urbanas.

Figura 1 – Sítios amostrais selecionados para o estudo da área de vida de morcegos cavernícolas na região de Pains, Minas Gerais. Cada circunferência possui 3 km de raio, e no centro está uma caverna principal amostrada. Imagem de Satélite do Google Earth no QGIS.



Fonte: Do autor (2023).

3.2. Captura:

Redes de neblina de dimensões 12 x 2,5 m (redes Ecotone©) foram armadas em dois locais distintos: uma rede fechando a entrada principal da caverna ou a maior parte da entrada das cavernas e cinco redes armadas na região do entorno da caverna. As redes ficaram armadas por cinco horas a partir do entardecer e verificadas a cada 20 minutos. Os indivíduos capturados foram sexados, pesados, medidos (antebraço direito), fotografados e identificados com base no trabalho de Díaz et al (2016).

Todos os procedimentos de captura e manuseio dos morcegos seguiram recomendações de Sikes et al. (2016). O estudo foi autorizado pelo ICMBio (processo SISBIO 74010-1) e pelo Conselho de Bioética Animal da UFLA (processo 02/2020).

3.3. Radio telemetria:

Para definição das áreas amostradas, foi realizada uma visita técnica às áreas potenciais para o estudo, tendo em vista o conhecimento prévio da presença de cavernas com morcegos que usam o interior como abrigo. Três cavernas foram escolhidas, a equipe de

telemetria deslocou-se majoritariamente numa área de três quilômetros de raio a partir dessa caverna a fim de verificar a possível interferência de sinal de radiofrequência, e para isso foi utilizado uma antena e rádio receptor que operam no intervalo de frequência de 149 – 152.999 MHz (Advanced Telemetry Systems©). Com isso, excluímos áreas com presença de linhas de transmissão elétrica de alta potência distribuídas por torres, áreas próximas a centros urbanos, e algumas áreas mais próximas a algumas unidades de beneficiamento de calcário, ou mineração. Encontramos nessas localidades perturbações, ou interferências, na recepção de sinais em frequências que poderiam ser utilizadas neste estudo. Também foram levadas em conta características do terreno como topografia, tipo de matriz predominante, presença e quantidade de residências, número de proprietários, assim como a autorização deles para realização da pesquisa em suas propriedades.

Dessa forma, três áreas foram escolhidas para este estudo, e foram realizadas uma campanha de monitoramento em cada, em setembro de 2021 na localidade Vale Santo Antônio (Sto Antonio), de novembro a dezembro de 2021 na Localidade Toca da Paca (Paca), e maio de 2022 na localidade Caverna da Coruja (Coruja).

As espécies-alvo foram: *Artibeus lituratus*, *Artibeus planirostris*, *Carollia perspicillata*, *Desmodus rotundus*, *Glossophaga soricina*, *Phyllostomus discolor*, *Platyrrhinus lineatus*, *Sturnira lilium* e *Tonatia bidens*. Um total de 24 indivíduos foram equipados com radiotransmissores, colados nas costas dos animais com cola cirúrgica. Os radiotransmissores operaram entre 151.067 e 151.907 MHz, de dois modelos BD-2X – 0,29g (duração da bateria de duas semanas) e BD-2 – 0,75g (duração da bateria de quatro semanas) (Holohil Systems©). A escolha destes modelos respeitou o limite de 5% em relação ao peso dos indivíduos (ALDRIDGE; BRIGHAM, 1988). O tamanho reduzido dos transmissores impede o acoplamento de baterias de longa duração, o que reduz a possibilidade de tomada de dados por períodos longos (MELLO; KALKO; SILVA, 2008). O trabalho foi realizado com duas equipes de telemetria em constante comunicação via rádio e deslocando-se no terreno para rastreamento, preferencialmente em pontos mais elevados da paisagem, para se ter o máximo de amplitude para detecção dos sinais. Foram utilizadas antenas de 3 elementos dobráveis modelo Yagi, cujo intervalo de recepção foi de 148 – 152 MHz (Advanced Telemetry Systems©), e rádio receptores modelo R410, cujo intervalo de recepção foi de 149 – 152.999 MHz (Advanced Telemetry Systems©).

Nas sessões de monitoramento os indivíduos foram rastreados e monitorados a partir da saída dos abrigos, com intervalos entre um e cinco minutos entre triangulações, variando às vezes em função do tempo do deslocamento da equipe. Foram amostradas noites consecutivas

até o fim das baterias, o que variou de nove a 12 dias. Os dados registrados em campo foram: data, hora, coordenadas em UTM (DATUM SIRGAS2000) com uso de GPS (Garmin GPSMAP 64SX, com 3 metros de precisão), azimute, contra azimute, altitude, intensidade de sinal, indivíduo e frequência.

3.4. Home range (HR):

Os dados coletados em campo foram processados inicialmente com a utilização do complemento Radiotrack para QGIS (CANON *et al.*, 2020) para estimar os pontos de localização dos sinais monitorados. Durante essa etapa, em algumas situações, a triangulação não foi possível devido aos valores de azimute obtidos por uma das equipes. Em cada caso, os dados coletados foram analisados para verificar se havia algum erro na anotação dos dados de azimute e contra-azimute ou se a pessoa que segurava a antena não estava apontando para o lado oposto, captando um sinal fraco que correspondia ao eco do sinal do radiotransmissor. Nos casos em que a equipe corrigiu o valor de azimute para o valor de contra-azimute, esse valor foi utilizado. Caso ambas as equipes apontassem o azimute para uma direção em que não era possível realizar a triangulação, o registro não foi utilizado para o cálculo de triangulação.

Após o tratamento descrito acima, a triangulação foi realizada no programa R (R Core Team, 2022) usando o pacote Radiotrack (DANG, 2022). As coordenadas nas triangulações foram inseridas no banco de dados MoveBank (WIKELSKI; DAVIDSON; KAYS, 2022), separados por indivíduos marcados com radiotransmissores e contendo outras informações como data e hora, latitude, longitude e espécie.

Em seguida, os dados do Movebank foram importados para o aplicativo do ctmweb (DONG *et al.*, 2018; CALABRESE *et al.*, 2021), que é uma interface gráfica do usuário baseada em R Shiny para o pacote R ctm (CALABRESE; FLEMING; GURARIE, 2016). Nesta interface é possível analisar os deslocamentos de cada morcego ponto a ponto, assim, foi possível verificar inconsistências de alguns registros, como animais com velocidades superiores a 100km/h, sendo esses valores incompatíveis para as espécies monitoradas. E registros de distâncias superiores a 3x a média registrada para o indivíduo, que não condizem ao movimento que originou o ponto. Esses casos foram tratados como *outliers* e foram excluídos das análises de estimar HR.

Para estimar o tamanho do HR o ctmweb utiliza Estimadores de Densidade de Kernel Autocorrelacionados (AKDE), para o qual determinamos a área utilizada total (isopleta de 95%) e a área central ou core área (isopleta de 50%) que mostra a região mais

utilizada pelo indivíduo, além de determinar o intervalo de confiança para cada estimativa (FIEBERG; KOCHANNY, 2005). No *ctmmweb* é possível gerar um variograma e determinar diferentes modelos de uso de área usando uma abordagem de estimativa de máxima verossimilhança não markoviana de autocorrelação para cada animal (CALABRESE; FLEMING; GURARIE, 2016). Apenas os indivíduos para os quais os dados de telemetria puderam ser ajustados a um modelo de movimento residente em alcance, como os modelos independentes identicamente distribuídos IID, Ornstein-Uhlenbeck (OU) ou OU-Foraging (OUF), foram incluídos nas análises. Na interface do *ctmmweb* foi possível realizar o ajuste de modelos por máxima verossimilhança, a comparação de modelos usando o critério de seleção de Akaike (AICc) e a análise de área de vida como modelo já ajustado (FLEMING *et al.*, 2014; CALABRESE; FLEMING; GURARIE, 2016). Segue no anexo suplementar a tabela gerada com todos os modelos gerados para cada indivíduo.

Após o cálculo das áreas de AKDE, os dados das áreas foram exportados em arquivo tipo “shapefile” para o contorno da área, e tipo “TIF” para gerar os mapas com a frequência de uso estimada por pixel, que, por sua vez, foram usados para gerar as figuras de HR por uso do programa QGIS.

4. RESULTADOS

Vinte e quatro indivíduos pertencentes a nove espécies, todos da família Phyllostomidae, foram marcados com radiotransmissores, contudo para três deles não foi possível registrar triangulações (Tabela 1) em número suficiente para análises, foram 32 noites de amostragem, considerando 2202 registros concomitantes das duas equipes, que permitiram a realização de 963 triangulações, sendo que apenas 44 foram consideradas como *outliers*, e excluídas das análises (Material Suplementar – Tabela 1). Ao todo foram gerados 141 modelos de movimento que tinham algum padrão de residência para 21 indivíduos, e para estimar a área foram usados apenas os melhores ajustados (Material Suplementar - Tabela 3).

Os três maiores HR são da espécie *Artibeus planirostris*, com 2486 (Figura 1), 1160 e 1040 hectares, todos da área da Coruja, com média para a espécie de 944 ha (desvio padrão = 751). Enquanto o menor registro foi para *Carollia perspicillata* com 5,5 hectares (Figura 2) na área da Paca (Tabela 3. Para *Platyrrhinus lineatus* a média foi de 312 ha (desvio padrão = 226), mínima de 113 ha, máxima de 549 ha. As demais espécies, somente um indivíduo teve o HR estimado, são elas: *Phyllostomus discolor* com 855 ha, *Desmodus rotundus* com 380 ha, *Carollia perspicillata* 522 ha, e *Tonatia bidens* com 255 ha.

Tabela 1 – Lista de indivíduos equipados com rádio transmissor, com a espécie, sexo, peso (g), comprimento do antebraço (mm), número e frequência do transmissor usado, e o total de triangulações.

Localidade	Período	Indivíduo	Espécie	Sexo	Peso	Antebraço	Nº Transmissor	Frequência (MHz)	Número de triangulações
Sto_Antonio	2021-09-11	ind2_set21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	M	27	48.8	250428	151580	48
Sto_Antonio		ind3_set21	<i>Artibeus planirostris</i>	F	52	62.5	250427	151559	25
Sto_Antonio		ind4_set21	<i>Glossophaga soricina</i>	F	10	36.1	250426	151539	57
Sto_Antonio		ind5_set21	<i>Carollia perspicillata</i>	M	33	39.65	250425	151520	0
Sto_Antonio		ind6_set21	<i>Sturnira lilium</i>	M	25	44	250424	151479	52
Sto_Antonio		ind7_set21	<i>Artibeus planirostris</i>	F	-	69.5	250423	151459	0
Sto_Antonio	2021-09-19	ind8_set21	<i>Glossophaga soricina</i>	M	11	36	250422	151439	10
	9dias								
Paca	2021-11-25	ind0_nov21	<i>Glossophaga soricina</i>	M	18	35	257801	151067	9
Paca		ind1_nov21	<i>Glossophaga soricina</i>	F	10	36.4	257802	151192	8
Paca		ind3_nov21	<i>Carollia perspicillata</i>	M	17	41.7	257804	151430	3
Paca		ind6_nov21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	M	25	48.2	257807	151787	24
Paca		ind7_nov21	<i>Sturnira lilium</i>	M	25	45	257808	151907	51
Paca		ind8_nov21	<i>Artibeus lituratus</i>	M	78	72	257809	151377	83
Paca		ind9_nov21	<i>Phyllostomus discolor</i>	M	43	63	257810	151400	30
Paca		ind10_nov21	<i>Artibeus planirostris</i>	M	45	64	257811	151460	64
Paca	2021-12-06	ind11_nov21	<i>Artibeus planirostris</i>	F	58	64	257812	151479	26
	12dias								
Coruja	2022-05-18	ind12_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	M	58	63.5	257813	151499	69
Coruja		ind13_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	F	40	62.9	257814	151520	162
Coruja		ind14_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	F	46	61.4	257815	151579	70
Coruja		ind15_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	F	59.5	64.1	257816	151600	55
Coruja		ind16_mai22	<i>Tonatia bidens</i>	F	25	51.4	257817	151620	52
Coruja		ind17_mai22	<i>Desmodus rotundus</i>	M	40	57.7	257818	151639	8

Localidade	Período	Indivíduo	Espécie	Sexo	Peso	Antebraço	Nº Transmissor	Frequência (MHz)	Número de triangulações
Coruja		ind18_mai22	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	M	22	46.6	257819	151859	11
Coruja	2022-05-28	ind19_mai22	<i>Desmodus rotundus</i>	M	34	61.5	257820	151879	2
	11 dias								

Fonte: Do autor (2023)

Tabela 2 – Informações individuais e modelos de estimativa de HR para morcegos filostomídeos na região cárstica de Pains, Minas Gerais. Estão listados os melhores modelos para cada indivíduo monitorado, contendo a localidade, a identificação do indivíduo, espécie, sexo o número e o tipo do modelo, o Delta Akaike information criterion (ΔAIC), média dos graus de liberdade (DOF média), graus de liberdade da Área (DOF da área), Os valores de área corresponde ao modelo ajustado, sendo que o HR é calculado posteriormente com uso de outra função, AKDE. Valores de Área estimada e intervalo de confiança da área estão em km².

Localidade	Indivíduo	Espécie	Sexo	Número do modelo	Modelo Utilizado	DOF média	DOF área	Área (km ²)	Área CI (km ²)
Sto_Antonio	ind2_set21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	M	74	OU anisotropic	27.64	34.92	2.71	(1.89 - 3.68)
Sto_Antonio	ind3_set21	<i>Artibeus planirostris</i>	F	87	OU anisotropic	6.9	6.76	6.75	(2.66 - 12.72)
Sto_Antonio	ind4_set21	<i>Glossophaga soricina</i>	F	93	OU anisotropic	15.88	17.5	10.78	(6.34 - 16.39)
Sto_Antonio	ind6_set21	<i>Sturnira lilium</i>	M	105	IID	47	46	2.3	(1.68 - 3.01)
Sto_Antonio	ind8_set21	<i>Glossophaga soricina</i>	M	125	Ouf	4.44	4.62	2.82	(0.86 - 5.91)
Paca	ind0_nov21	<i>Glossophaga soricina</i>	M	1	IID	9	8	1.22	(0.53 - 2.2)
Paca	ind1_nov21	<i>Glossophaga soricina</i>	F	7	IID	8	7	0.55	(0.22 - 1.02)
Paca	ind3_nov21	<i>Carollia perspicillata</i>	M	80	IID	3	2	0.06	(0.01 - 0.16)
Paca	ind6_nov21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	M	99	OU anisotropic	12.05	10.49	6.52	(3.19 - 11.02)
Paca	ind7_nov21	<i>Sturnira lilium</i>	M	112	OU anisotropic	35.42	41.81	2.87	(2.07 - 3.81)
Paca	ind8_nov21	<i>Artibeus lituratus</i>	M	118	Ouf anisotropic	76.35	80.33	5.85	(4.64 - 7.19)

Localidade	Indivíduo	Espécie	Sexo	Número do modelo	Modelo Utilizado	DOF média	DOF área	Área (km²)	Área CI (km²)
Paca	ind9_nov21	<i>Phyllostomus discolor</i>	M	135	IID anisotropic	30	29	9.64	(6.46 - 13.45)
Paca	ind10_nov21	<i>Artibeus planirostris</i>	M	14	OU	39.3	47.62	2.41	(1.77 - 3.14)
Paca	ind11_nov21	<i>Artibeus planirostris</i>	F	21	Ouf anisotropic	22.43	22.48	6.15	(3.88 - 8.94)
Coruja	ind12_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	M	28	IID	69	68	7.35	(5.7 - 9.19)
Coruja	ind13_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	F	34	OU anisotropic	92.36	122.7	20.99	(17.44 - 24.87)
Coruja	ind14_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	F	40	OU anisotropic	17.69	20.6	13.33	(8.21 - 19.67)
Coruja	ind15_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	F	46	IID anisotropic	55	54	5.91	(4.44 - 7.59)
Coruja	ind16_mai22	<i>Tonatia bidens</i>	F	53	OU anisotropic	39.78	41.06	2.42	(1.73 - 3.21)
Coruja	ind17_mai22	<i>Desmodus rotundus</i>	M	59	IID	8	7	4.43	(1.78 - 8.26)
Coruja	ind18_mai22	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	M	66	Ouf	7.68	7.83	1.24	(0.53 - 2.24)

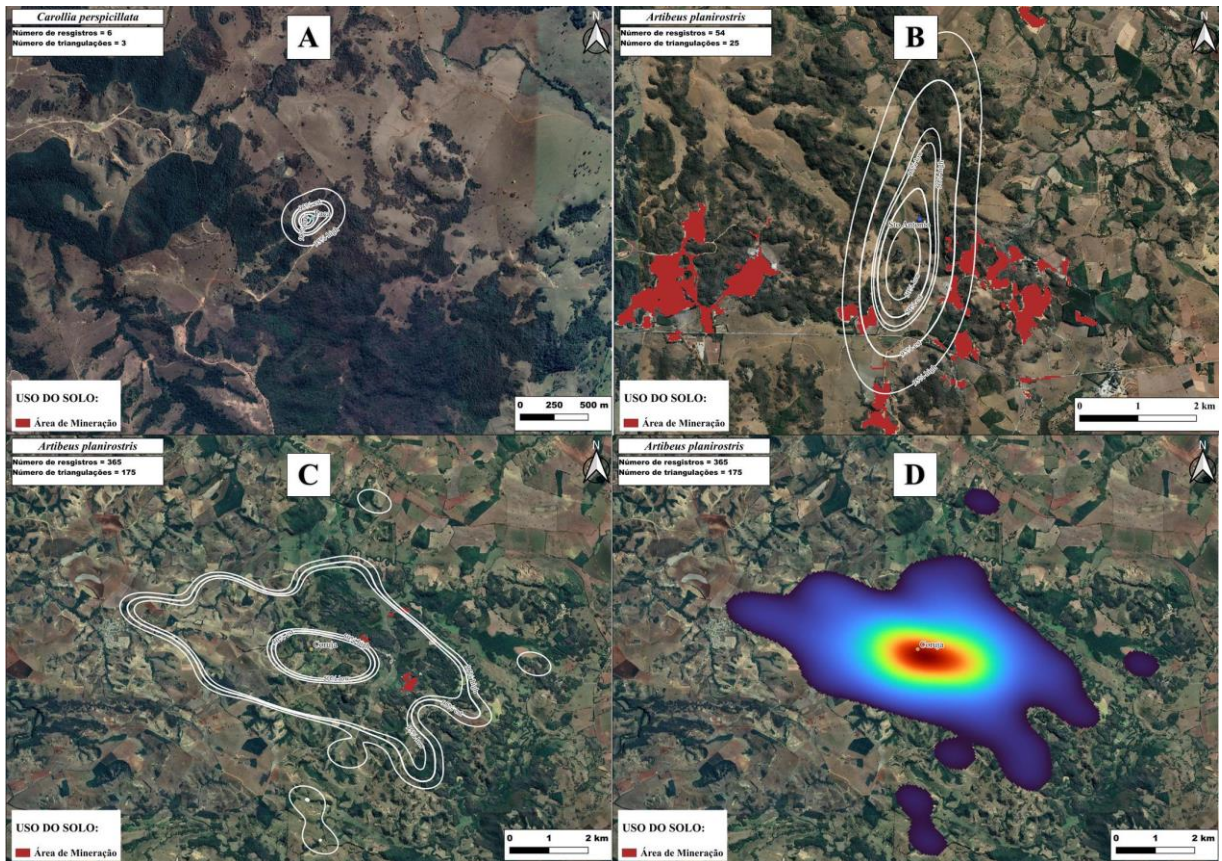
Fonte: Do autor (2023)

Tabela 3 – Valores de HR, em hectares, para morcegos filostomídeos em áreas cársticas de Pains, Minas Gerais.

Localidade	Indivíduo	Espécie	Sexo	HR (IC 95%) (hectares)		
				Mínimo	Média	Máximo
Sto_Antonio	ind2_set21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	M	190	273	371
Sto_Antonio	ind3_set21	<i>Artibeus planirostris</i>	F	225	570	1073
Sto_Antonio	ind4_set21	<i>Glossophaga soricina</i>	F	570	971	1475
Sto_Antonio	ind6_set21	<i>Sturnira lilium</i>	M	155	226	311
Sto_Antonio	ind8_set21	<i>Glossophaga soricina</i>	M	82	267	559
Paca	ind0_nov21	<i>Glossophaga soricina</i>	M	44	103	185
Paca	ind1_nov21	<i>Glossophaga soricina</i>	F	18,29	45,5	84,89
Paca	ind3_nov21	<i>Carollia perspicillata</i>	M		5,5	
Paca	ind6_nov21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	M	269	549	927
Paca	ind7_nov21	<i>Sturnira lilium</i>	M	241	335	444
Paca	ind8_nov21	<i>Artibeus lituratus</i>	M	460	580	714
Paca	ind9_nov21	<i>Phyllostomus discolor</i>	M	471	855	1351
Paca	ind10_nov21	<i>Artibeus planirostris</i>	M	163	222	289
Paca	ind11_nov21	<i>Artibeus planirostris</i>	F	368	584	849
Coruja	ind12_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	M	766	1040	1355
Coruja	ind13_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	F	2066	2486	2945
Coruja	ind14_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	F	715	1160	1713
Coruja	ind15_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>	F	398	545	715
Coruja	ind16_mai22	<i>Tonatia bidens</i>	F	183	255	338
Coruja	ind17_mai22	<i>Desmodus rotundus</i>	M	153	380	709
Coruja	ind18_mai22	<i>Platyrrhinus lineatus</i>	M	48	113	205

Fonte: Do autor (2023)

Figura 2 – Exemplos de HR estimados por AKDE. Figura A é a menor área de HR registrada neste estudo, para *C. perspicillata*, na localidade da Paca, usando contorno por AKDE. Figura C representa o valor médio de HR de *A. planirostris* na localidade Santo Antônio, usando contorno por AKDE. Figuras C e D são a maior área de HR, usando contorno e frequência de pontos de AKDE respectivamente, de um indivíduo de *A. planirostris*, na localidade da Coruja. Demais figuras estão no material suplementar.



Fonte: Do autor (2023)

5. DISCUSSÃO

Neste estudo foram rastreados por rádio-telemetria morcegos em uma área cárstica de Pains, em Minas Gerais, para estimativa de HR em uma paisagem fragmentada, com diversos tipos de uso do solo, e com intensa atividade de mineração. Essas informações são essenciais para a implementação de estratégias eficazes de proteção dos habitats e recursos necessários para a sobrevivência dessas espécies. A área de vida dos morcegos estudados apresentou variações, tanto dentro de uma mesma espécie em diferentes contextos geográficos ou ambientais, quanto entre espécies distintas. As medidas de tamanho de área de vida obtidas neste estudo demonstraram diferenças em relação a estudos anteriores, indicando a importância de considerar essas variações na conservação e manejo das populações de morcegos.

As variações podem ser atribuídas a múltiplos fatores, como o tipo de habitat, a disponibilidade de recursos, a densidade populacional e os métodos de amostragem e estimação utilizados em cada estudo. Por exemplo, em nosso estudo, estimamos o HR de um indivíduo macho de *Artibeus lituratus* em 580 ha, enquanto estudos anteriores com 12 indivíduos (4 fêmeas e 8 machos) calculados por KDE em uma paisagem fragmentada dominada por matrizes agrícolas no interior de São Paulo relataram de 30,01 a 389,72 ha, com média de 124,3 ha ($\pm 103,8$) (TREVELIN *et al.*, 2013). Os distintos valores apontam diferença substancial nos tamanhos de área ocupados por essa espécie em diferentes contextos geográficos ou ambientais, reforçando a capacidade ambiental plástica dos indivíduos de interagirem com diferentes paisagens em busca de alimento e abrigo.

Para *Artibeus planirostris*, também observamos uma ampla variação em nosso estudo, com medidas variando de 220 a 2486 ha, sete indivíduos, sendo cinco fêmeas e dois machos. Essa variação é maior que os resultados encontrados por Martins (2016), que estimou o HR dessa espécie em uma faixa de 19,6 a 164,1 ha, 15 indivíduos, seis fêmeas e nove machos, em ambiente com mosaico de floresta semidecídua, cerrado, lagoas e campos inundáveis no bioma pantanal do Mato Grosso do Sul, estado de Mato Grosso do Sul e usando MCP. No entanto, Martins (2016), aponta que os microchips permaneceram poucos dias aderidos aos morcegos (um a quatro dias) devido as características das condições físico-químicas do bioma cerrado afetando a cola de fixação, causando menor quantidade de registros, e por sua vez menor HR.

Em Pains, um indivíduo macho de *Carollia perspicillata*, apresentou um HR de 5,22 ha. Nosso resultado é reflexo do número de registros extremamente baixo, apenas três triangulações. Em paisagem de cerrado amazônico, Bernard e Fenton (2003) usando o MCP

para uma fêmea e um macho relataram áreas de 155 a 320 ha, respectivamente, para o mosaico cerrado-floresta amazônica. Já, Trevelin et al. (2013), usando o KDE para 12 indivíduos (sete fêmeas e cinco machos) em paisagens agrícolas fragmentadas do interior de São Paulo, encontraram áreas de 15,38 a 79,15 ha, com média de 34,2 (\pm 19,4) ha.

Variações nos tamanhos de HR também foram observadas em outras espécies de morcegos em nosso estudo. Por exemplo, dois machos de *Sturnira lilium* tiveram HR de 226 a 335 ha, enquanto Loayza e Loiselle (2008), usando KDE em ambiente de savana natural com fragmentos de floresta tropical, na Bolívia, encontraram medidas de 36,5 a 190,7 ha, em vegetação savânica na Bolívia, e Mello, Kalko e Silva (2008), usando o MCP em áreas de floresta ombrófila densa, no sul de São Paulo, relataram valores de 1,3 a 13,7 ha. Encontramos HR maior para *C. perspicillata* e *S. lilium*, que os estudos anteriores, contrário ao esperado, uma vez que os métodos MCP e KDE tendem a superestimar o HR comparado ao aKDE (FLEMING et al., 2005).

Em Pains, foram monitorados três indivíduos de *Platyrrhinus lineatus*, todos machos, e o HR estimado foi de 113 a 549 ha, média de 312 ha (\pm 220). Não encontrei estudos de HR desta espécie, tão pouco do gênero.

Para *Desmodus rotundus* registramos 380 ha de HR, sendo 50% dos registros (quatro registros) ocorrendo até 204,37m do centro, e a distância máxima do centro de 1688,76m. Anteriormente Wilkinson (1985) havia registrado 35 ha. Pela forte dependência alimentar de *Desmodus*, que se alimenta predominantemente do sangue de animais de criação, a sua área de vida pode ser fortemente influenciada pela disponibilidade dos rebanhos ou currais na paisagem, e isso ajuda a entender as variações entre o HR observado em Pains e os poucos dados de literatura.

Este é o primeiro trabalho que descreve o HR de *Tonatia bidens*, uma fêmea, com 255 ha de área. Kalko, Handley Jr. e Handley (1999) descreve que *Tonatia silvicola* com HR de quatro a 12 ha fêmeas, enquanto machos usam em torno de 10% menos, e que a área de forrageamento é próxima ao valor do HR devido à proximidade do abrigo à área de forrageamento, sendo 49% dos registros ocorrendo até 250 m do local de captura, e um máximo de distância de 1750 m. Enquanto que Bernard & Fenton (2003) registram para *Lophostoma silvicola* HR de 60 a 135 ha, duas fêmeas e dois machos, máxima distância linear de aproximadamente 1600m, e também para *T. maresi*, um macho, 330 ha de HR.

Durante as sessões de rádio telemetria de *T. bidens* foi observado o comportamento constatado por Kalko et al. (1999) e Bernard e Fenton (2003) para *T. silvicola* de menor deslocamento a partir do abrigo: em Pains, embora a velocidade máxima estimada tenha sido

de ≈ 50 km/h, o abrigo diurno e o poleiro de alimentação estavam a menos de 100 m de distância, 48% dos registros ocorreram até ≈ 330 m do centro do HR, e a maior distância do centro do HR em linha reta foi de ≈ 1300 m.

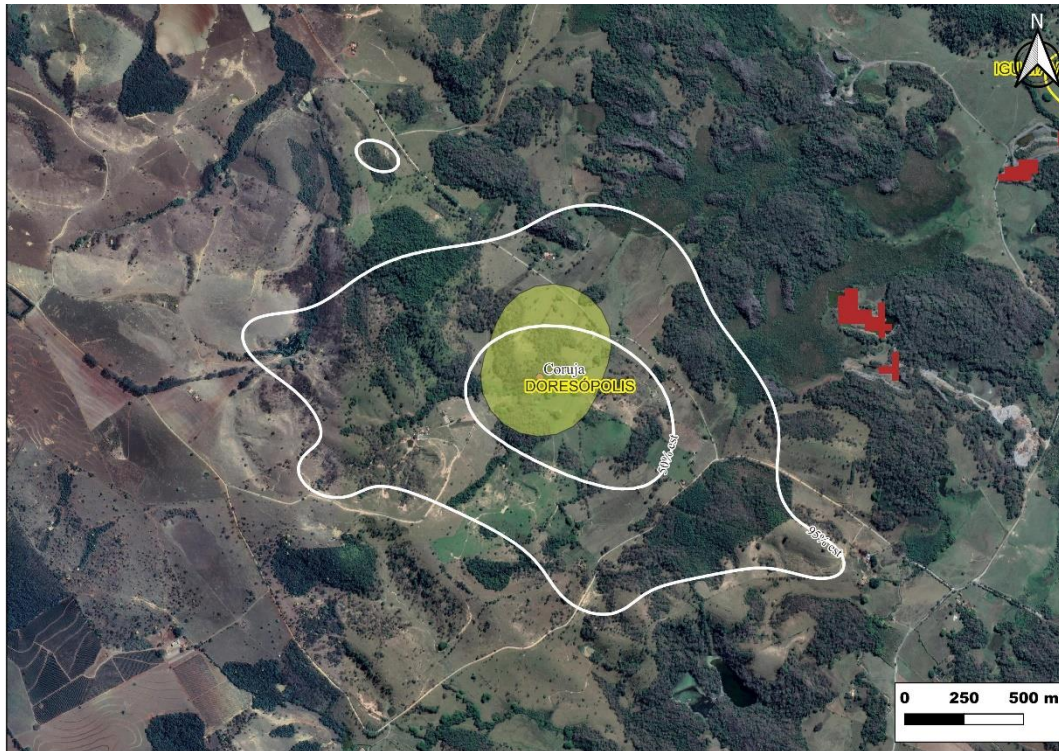
Para a espécie *Glossophaga soricina*, quatro indivíduos, duas fêmeas e dois machos, apresentaram HR que variou de 45,5 a 971 ha, média de 346 ha (± 427 ha), e velocidade máxima estimada de ≈ 30 km/h. Aguiar, Bernard e Machado (2014) registraram para região do Distrito Federal, dois indivíduos de *G. soricina* com HR de 427 e 893,6 ha, e quatro indivíduos de *Lonchophylla dekeyseri* com HR de 230,2 a 1453,9 ha, todos estimados usando o método de MCP. Assim, os valores obtidos em Pains são semelhantes aos dados disponíveis em literatura para estas espécies nectarívoras.

Por último, um indivíduo macho de *Phyllostomus discolor* teve o HR estimado em 855 ha, com velocidade máxima estimada de 24,8 km/h, e maior distância do centro do HR de 6230 m. *P. discolor* é uma espécie com amplitude de dieta, mas principalmente associada ao consumo de pólen e néctar (KALKO; HANDLEY JR; HANDLEY, 1996) Segundo Fleming (1972), com base em taxa de recapturas e distância média das recapturas, estima-se que o HR da espécie seja grande, mas não há um valor estimado em literatura. Assim, embora apenas um indivíduo tenha sido rastreado, o HR estimado em Pains assemelha-se àquele obtido para *G. soricina*.

As diferenças nas medidas de HR entre Pains e estudos disponíveis em literatura enfatizam a importância de considerar múltiplos fatores que influenciam a área de vida dos morcegos, como o tipo de habitat, a disponibilidade de recursos de forrageio e abrigo, a densidade populacional e os métodos de amostragem e de estimação (BERNARD; FENTON, 2003; FLEMING *et al.*, 2005; MEYER; WEINBEER; KALKO, 2005; ALTRINGHAM, 2011; MARTINS, 2016), ou ainda a variação individual (KERCHES-ROGERI *et al.*, 2020). Compreender as variações nos tamanhos de área ocupados por diferentes espécies de morcegos é fundamental para a conservação e o manejo dessas populações, permitindo a implementação de estratégias eficazes de proteção de seus habitats e recursos essenciais.

Com base nos dados da projeção linear de duas das três cavernas amostradas foi possível estimar o valor da área de proteção prevista pela legislação segundo a resolução CONAMA nº 347, que aponta que enquanto o órgão ambiental não determina a área de influência da caverna, deve-se considerar uma zona de duzentos e cinquenta metros, em forma de poligonal convexa a partir da projeção horizontal da caverna (BRASIL, 2004). Para caverna da Coruja a zona de proteção é de 27 há, enquanto para caverna da Paca foi de 40 há.

Figura 3 – Comparação da área de vida de morcego (linhas brancas) com a área de proteção de acordo com a legislação CONAMA nº 347 (área em verde).



Fonte: do autor (2023)

Com base nos resultados encontrados é possível afirmar que HR dos morcegos cavernícolas acompanhados neste estudo são maiores que a área de proteção de cavernas. A perda e a fragmentação do entorno da caverna causam desequilíbrio a comunidade de morcegos (PHELPS *et al.*, 2016; VARGAS-MENA *et al.*, 2020; CAJAIBA *et al.*, 2021), por sua vez, levando a menor aporte de recursos energéticos para a fauna troblóbia. Assim, sugiro uma revisão da legislação brasileira com a finalidade de considerar a necessidade de aumentar a área de preservação do entorno das cavernas para o mínimo de 01 km de buffer a partir da projeção linear da caverna, e criar um plano de conservação de morcegos cavernícolas assim como o fez (PALMEIRIM; RODRIGUES, 1992).

6. CONCLUSÃO

Observou-se que as áreas de vida dos morcegos cavernícolas estudados foram maiores do que as áreas de proteção de cavernas estabelecidas pela legislação ambiental. Isso evidencia a necessidade de revisão da legislação brasileira, a fim de aumentar a área de preservação do entorno das cavernas e desenvolver um plano de conservação específico para os morcegos cavernícolas. Essas ações são fundamentais para garantir a preservação da fauna troglóbia e o equilíbrio das comunidades de morcegos, considerando o papel crucial que desempenham no ecossistema.

Em suma, este estudo contribui para o entendimento das variações nos tamanhos de área ocupados por diferentes espécies de morcegos, fornecendo informações relevantes para a conservação e o manejo dessas populações. As conclusões obtidas destacam a importância de considerar os diversos fatores que influenciam a área de vida dos morcegos e ressaltam a necessidade de aprimorar as medidas de proteção e conservação das cavernas e seus arredores.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, L.; BERNARD, E.; MACHADO, R. B. Habitat use and movements of *Glossophaga soricina* and *Lonchophylla dekeyseri* (Chiroptera: Phyllostomidae) in a Neotropical savannah. **Zoologia**, v. 31, p. 223-229, 2014.
- ALDRIDGE, H. D. J. N.; BRIGHAM, R. M. Load carrying and maneuverability in an insectivorous bat: a test of the 5% “rule” of radiotelemetry. **Journal of Mammalogy**, v. 69, n. 2, p. 379-382. 1988.
- ALTRINGHAM, J. D. **Bats: From Evolution to Conservation**, 2nd edn. Oxford, 2011. online edn, Oxford Academic. 2015.
- ARITA, H. T. The conservation of cave-roosting bats in Yucatan, Mexico. **Biological Conservation**, v. 76, p. 177–185. 1996.
- BÖRGER, L.; FIEBERG, J.; HORNE, J.; RACHLOW, J.; CALABRESE, J.; FLEMING, C. Animal Home Ranges: Concepts, Uses, and Estimation. In SANDERCOCK, B.; MURRAY, D. L. (Eds), **Population Ecology in Practice**, Wiley-Blackwell, February 2020.
- BRASIL. CONAMA nº 347, de 10 de setembro de 2004. **Dispõe sobre a proteção do patrimônio espeleológico**. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2004.
- BRASIL. Decreto Nº 10.935, de 12 de janeiro de 2022. **Dispõe sobre a proteção das cavidades naturais subterrâneas existentes no território nacional**. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 2022.
- BURT, W. H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 24, p. 346–352. 1943.
- CALABRESE, J. M., FLEMING, C. H., NOONAN, M. J. AND DONG, X. ctmweb: a graphical user interface for autocorrelation – informed home range estimation. **Wildlife Society Bulletin**, v. 45, p. 162–169. 2021.
- CALABRESE, J. M.; FLEMING, C. H.; GURARIE, E. ctm: an R package for analyzing animal relocation data as a continuous-time stochastic process. **Methods in Ecology and Evolution**. v. 7, p. 1124–1132. 2016.
- CANON, L.C. et al 2020. **Radiotrack — A python plugin for allows visualizing and processing telemetry data from a csv file**. Disponível em: <https://github.com/lccanon/Radiotrack>. Acessado em: 03/08/2020.
- CECAV - Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas. **Dados cartográficos de cavernas do Brasil**. 2021. Acessado em 21/08/2021. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cecav/canie.html>.
- DANG H. **radiotrack: methods for triangulation in wildlife radio-telemetry studies**. 2022. R package version 0.0.0.9000. Acessado em 12/02/2023. Disponível em: <https://github.com/henry-dang/radiotrack>.

DONG, X.; FLEMING, C. H.; NOONAN, M. J.; CALABRESE, J.M. 2018. **ctmmweb: A Shiny web app for the ctmm movement analysis package**. Acessado em 14/02/2023. Disponível em: <https://github.com/ctmm-initiative/ctmmweb>.

FERREIRA, R. L.; MARTINS, R. P. Trophic structure and natural history of bat guano invertebrate communities, with special reference to Brazilian caves. **Tropical Zoology** v. 1, p. 231-252. 1999.

FERREIRA, R. L.; PROUS, X.; MARTINS, R. P. Structure of bat guano communities in a dry Brazilian cave. **Tropical Zoology**, Firenze, v. 20, n. 1, p. 55-74, 2007.

FIEBERG, J.; KOCHANNY, C. O. Quantifying Home-Range Overlap: The Importance of the Utilization Distribution. **The Journal of Wildlife Management**, v. 69, n. 4, p. 1346–1359, 12 Sep. 2005.

FLEMING, C. H.; CALABRESE, J. M. A new kernel density estimator for accurate home-range and species-range area estimation. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, p. 571-579. 2017.

FLEMING, C. H.; FAGAN, W. F.; MUELLER, T.; OLSON, K. A.; LEIMGRUBER, P.; CALABRESE, J. M. (2015) Rigorous home-range estimation with movement data: a new autocorrelated kernel density estimator. **Ecology**, v. 96, p. 1182–1188.

FLEMING, C.H., CALABRESE, J.M., MUELLER, T., OLSON, K.A., LEIMGRUBER, P. & FAGAN, W.F. Non-Markovian maximum likelihood estimation of autocorrelated movement processes. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, p. 462–472. 2014.

FLEMING, T. H.; HOOPER, E. T.; WILSON, D. E. 1972. Three central American bat communities: structure, reproductive cycles, and movement patterns. **Ecology**, v. 53, p. 555–569.

FLETCHER, R. J.; DIDHAM, R. K.; BANKS-LEITE, C.; BARLOW, J.; EWERS, R. M.; ROSINDELL, J.; HOLT, R. D.; GONZALEZ, A.; PARDINI, R.; DAMSCHEN, E. I.; MELO, F. P. L.; RIES, L.; PREVEDELLO, J. A.; TSCHARNTKE, T.; LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T.; HADDAD, N. M., Is habitat fragmentation good for biodiversity? **Biological Conservation** 226, p. 9-15, 2018.

HORST, R. Bats as primary producers in an ecosystem. **Bulletin of the National Speleological Society**, v. 34, p. 49-54. 1972.

JACOB, A. A.; RUDRAN, R. Radiotelemetry in population studies, 2003. *In*: L.C. CULLEN JR; R. RUDRAN & C. VALLADARES-PÁDUA (Eds). **Study methods in conservation biology and wildlife management**. Curitiba, Paraná. p. 285-342.

KALKO, E. K. V.; FRIEMEL, D.; HANDLEY, C.O. JR; SCHNITZLER, H.-U. Roosting and Foraging Behavior of Two Neotropical Gleaning Bats, *Tonatia silvicola* and *Trachops cirrhosus* (Phyllostomidae) 1. **Biotropica**, v. 31, n. 2, p. 344-353, 1999.

KALKO, E. K. V.; HANDLEY, C. O., JR. & HANDLEY, D. 1996. Organization, diversity, and long-term dynamics of a neo tropical bat community. *In* CODY, M. L. &

- SMALLWOOD, J.A. **Long-term studies of vertebrate communities**. San Diego, Academic. p. 503-553.
- KERCHES-ROGERI, P.; NIEBUHR, B. B.; MUYLAERT, R. L.; MELLO, M. A. R. Individual specialization in the use of space by frugivorous bats. **Journal of Animal Ecology**, v. 89, p. 2584–2595. 2020.
- KIE, J. G.; MATTHIOPOULOS, J.; FIEBERG, J.; POWELL, R.A.; CAGNACCI, F.; MITCHELL, M. S.; GAILLARD, J. M.; MOORCROFT, P. R. The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n.1550, p. 2221-2231. 2010.
- KUNZ, T. H. 1982. Roosting ecology of bats, p. 1–55 *In Ecology of bats*. Plenum Publishing Corporation, New York.
- LOAYZA, A.P.; LOISELLE, B.A. Preliminary Information on the Home Range and Movement Patterns of *Sturnira lilium* (Phyllostomidae) in a Naturally Fragmented Landscape in Bolivia. **Biotropica**, v. 40, p. 630-635. 2008.
- LOBOVA, T. A.; GEISELMAN, C. K; MORI, S. A. **Seed dispersal by bats in the Neotropics**. New York Botanical Garden, 2009.
- MARTINS, M. P. V. **Área de Uso e Seleção de Habitat por *Artibeus planirostris* (Chiroptera: Phyllostomidae) no Pantanal**. Dissertação (Mestrado em Biologia animal) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, p. 45. 2016.
- MELLO, M., KALKO, E., & SILVA, W. Movements of the bat *Sturnira lilium* and its role as a seed disperser of Solanaceae in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Tropical Ecology**, v.24, n. 2, p. 225-228. 2008. doi:10.1017/S026646740800480X.
- MENDES, P.; SRBEK-ARAUJO, A.C. Effects of land-use changes on Brazilian bats: a review of current knowledge. **Mammal Review**, v. 51, p. 127-142. 2021.
- MOHR, C.O. Table of equivalent populations of North American small mammals. **American Midland Naturalist** v. 37, p. 223–249. 1947.
- PALMERIM, J. M.; RODRIGUES, L. **Plano Nacional de Conservação dos Morcegos Cavernícolas**. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza, Lisboa: SNPRCN, 1992. n. 8, 166p.
- PILÓ, L.B., CALUX, A., SCHERER, R., BERNARD, E. Bats as ecosystem engineers in iron ore caves in the Carajás National Forest, Brazilian Amazonia. **BioRxiv**, 2022.04.19.488750.
- PIOVEZAN, U, ANDRIOLO, A. **A vida selvagem e as ondas do rádio: apenas uma técnica chamada telemetria**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2004. 28 p. (Embrapa Pantanal. Documentos, 71).
- POULSON, T. L. Bat guano ecosystems. **Bulletin of the National Speleological Society**, v. 34, p. 55-59. 1972.

- POWELL, R. A.; M. S. MITCHELL. What is a home range? **Journal of Mammalogy** v. 93, p. 948–958. 2012.
- PROUS, X.; FERREIRA, R.L.; JACOBI, C.M. The entrance as a complex ecotone in a Neotropical cave. **International Journal of Speleology**, v. 44, n. 2, p. 5, 2015.
- TEJEDOR, A.; SILVA-TABOADA, G.; HERNÁNDEZ, D. R. Discovery of extant *Natalus major* (Chiroptera: Natalidae) in Cuba. **Mammalian Biology**, v. 69, n. 3, p. 153-162, 2004.
- TRAJANO, E. Ecologia de populações de morcegos cavernícolas em uma região cárstica do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 2, p. 255–320. 1985.
- TREVELIN, L. C., SILVEIRA, M., PORT-CARVALHO, M., HOMEM, D. H.; CRUZ-NETO, A. P. (2013). Use of space by frugivorous bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in a restored Atlantic forest fragment in Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 291, p. 136–143.
- VARGAS-MENA, J. C., CORDERO-SCHMIDT, E., RODRIGUEZ-HERRERA, B., MEDELLÍN, R. A., BENTO, D. DE M., & VENTICINQUE, E. M. Inside or out? Cave size and landscape effects on cave-roosting bat assemblages in Brazilian Caatinga caves. **Journal of Mammalogy**, v. 101, n. 2, p. 464–475. 2020.
- WIKELSKI M, DAVIDSON SC, KAYS R. 2022. **Movebank: archive, analysis and sharing of animal movement data**. Hosted by the Max Planck Institute of Animal Behavior. Disponível em: www.movebank.org. Acessado em: 06/02/2022.
- WILKINSON, G.S. The social organization of the common vampire bat. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 17, p. 123–134. 1985.
- WORTON, B.J. Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. **Ecology**, v. 70, p. 164-168. 1989.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela 3 – Lista de *outliers* excluídos da análise de modelos de uso de área. Contém a identificação do indivíduo, o número de registro da triangulação, a data e hora, a distância da triangulação até o centro do HR, em quilômetros, e a velocidade estimada do indivíduo entre o ponto anterior o apresentado, em km/h.

Identificação	Número da triangulação	Data/hora	Distância do centro (km)	Velocidade (km/h)
ind12_mai22	153	26/05/2022 21:41	1.73	147.67
ind12_mai22	120	23/05/2022 20:00	5.14	17.81
ind12_mai22	122	23/05/2022 21:28	3.46	11.7
ind13_mai22	241	22/05/2022 22:18	9.39	148.89
ind13_mai22	244	23/05/2022 18:38	5.32	73.03
ind13_mai22	253	23/05/2022 20:22	2.61	71.36
ind13_mai22	201	20/05/2022 20:32	0.42	73.78
ind13_mai22	258	23/05/2022 21:22	10.39	0
ind13_mai22	259	23/05/2022 21:29	10.39	0
ind13_mai22	268	24/05/2022 19:01	8.89	10.95
ind13_mai22	269	24/05/2022 19:13	11.07	10.95
ind13_mai22	308	26/05/2022 18:47	6.85	27.9
ind13_mai22	312	26/05/2022 19:23	6.18	65.25
ind13_mai22	329	27/05/2022 18:23	13.26	59.26
ind13_mai22	334	27/05/2022 19:33	13.49	60.43
ind13_mai22	287	25/05/2022 18:01	0.46	58.74
ind14_mai22	372	20/05/2022 22:09	6.23	51.56
ind14_mai22	382	22/05/2022 18:52	6.46	48.88
ind14_mai22	361	19/05/2022 17:53	5.1	0.26
ind14_mai22	375	21/05/2022 20:34	4.84	19.07
ind16_mai22	503	21/05/2022 18:04	2.13	104.91
ind16_mai22	542	23/05/2022 21:33	1.19	123.56

Identificação	Número da triangulação	Data/hora	Distância do centro (km)	Velocidade (km/h)
ind16_mai22	543	23/05/2022 21:34	0.97	123.56
ind16_mai22	508	21/05/2022 18:42	3.03	64.81
ind2_set21	612	15/09/2021 23:28	6.83	36.67
ind2_set21	607	15/09/2021 22:08	4.04	22.36
ind3_set21	618	13/09/2021 19:58	8.83	0.41
ind4_set21	646	12/09/2021 18:48	2.27	69.91
ind6_set21	734	11/09/2021 20:09	3.71	63.77
ind6_set21	741	13/09/2021 21:46	6.88	52.49
ind6_set21	746	13/09/2021 20:15	1.45	19.52
ind6_set21	767	15/09/2021 21:44	1.92	4.03
ind6_set21	772	15/09/2021 18:52	1.65	2.9
ind8_set21	917	12/09/2021 21:40	1.6	25.35
ind6_nov21	717	01/12/2021 21:15	2.41	24.41
ind7_nov21	819	29/11/2021 19:35	1.24	126.12
ind7_nov21	801	27/11/2021 21:35	4.58	41.11
ind7_nov21	826	29/11/2021 20:56	2.4	39.79
ind7_nov21	788	25/11/2021 22:14	3	0.15
ind8_nov21	896	01/12/2021 21:50	8.4	55.79
ind10_nov21	32	26/11/2021 19:40	1.86	2.65
ind11_nov21	107	06/12/2021 01:25	0.44	67.09
ind11_nov21	101	05/12/2021 20:48	5.21	0.25
ind11_nov21	108	06/12/2021 01:29	4.36	0.27

Fonte: Do autor (2023)

Tabela 4 – Resultado da análise de modelos do cálculo de home range das espécies de morcegos analisados.

Localidade	Indivíduo	Espécie	Sexo	Nº modelo	Tipo de modelo	Δ AICc	DOF média	DOF área	DOF difusão	DOF velocidade	área (km ²)	área CI (km ²)	tau [posição] (minutos)	tau [posição] CI (minutos)	tau [decay] (minutos)	tau [decay] CI (minutos)	tau [period] (seconds)	tau [period] CI (seconds)	Tau [velocity] CI (minutes)	diffusion (km ² /day)	diffusion CI (km ² /day)	speed (km/day)	speed CI (km/day)		
Sto_Antonio	ind2_set21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>		74	OU anisotrópico	0	27.64	34.92	13.8	0	2.71	(1.89 - 3.68)	12.15	(6.2 - 23.78)						46.42	(25.25 - 73.93)				
Sto_Antonio	ind2_set21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>		75	OUF anisotrópico	0.97	32.97	38.85	23.12	8.69	2.67	(1.9 - 3.58)	4.27	(2.91 - 6.26)					4.27	(2.91 - 6.26)	46.94	(29.8 - 67.92)	210.82	(140.83 - 279.94)	
Sto_Antonio	ind2_set21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>		76	OUF anisotrópico	2.51	28.45	36.97	13.37	0	2.67	(1.88 - 3.59)	11.44	(5.91 - 22.17)					0	(0 - Inf)	48.43	(26.05 - 77.62)			
Sto_Antonio	ind2_set21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>		77	IID anisotrópico	13.33	48	47	0	0	2.63	(1.93 - 3.43)													
Sto_Antonio	ind2_set21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>		78	OU	24.58	28.39	35.04	14.28	0	3.63	(2.53 - 4.92)	11.5	(5.67 - 23.31)							48.27	(26.57 - 76.33)			
Sto_Antonio	ind2_set21	<i>Platyrrhinus lineatus</i>		79	OUF	26.04	32.82	38.85	30.29	9.84	3.57	(2.54 - 4.78)	4.32	(0 - 15299.53)					4.32	(0 - 15299.53)	46.59	(31.5 - 64.58)	208.22	(143.42 - 272.16)	
Sto_Antonio	ind3_set21	<i>Artibeus planirostris</i>		87	OU anisotrópico	0	6.9	6.76	10.19	0	6.75	(2.66 - 12.72)	112.93	(34.4 - 370.75)							12.4	(6 - 21.1)			
Sto_Antonio	ind3_set21	<i>Artibeus planirostris</i>		88	OUF anisotrópico	3.14	7.23	8.9	9.76	0	6.03	(2.74 - 10.59)	95.37	(34.55 - 263.23)						0	(0 - Inf)	13.39	(6.35 - 23)		
Sto_Antonio	ind3_set21	<i>Artibeus planirostris</i>		89	OU	9.08	6.23	6.66	18.18	0	12.28	(4.8 - 23.21)	175.27	(57.34 - 535.74)							10.72	(6.37 - 16.18)			
Sto_Antonio	ind3_set21	<i>Artibeus planirostris</i>		90	OUF	11.66	6.42	8.71	17.97	0	11.07	(4.98 - 19.54)	151.68	(59.06 - 389.56)						0	(0 - Inf)	11.16	(6.61 - 16.88)		
Sto_Antonio	ind3_set21	<i>Artibeus planirostris</i>		91	OUF anisotrópico	17.19	14.58	15.49	11.85	5.67	4.39	(2.48 - 6.83)	7.4	(4.58 - 11.96)						7.4	(4.58 - 11.96)	71.28	(36.65 - 117.24)	198.72	(118.37 - 279.07)
Sto_Antonio	ind3_set21	<i>Artibeus planirostris</i>		92	IID anisotrópico	35.85	25	24	0	0	4.01	(2.57 - 5.76)													
Sto_Antonio	ind4_	<i>Glossoph</i>		93	OU	0	15.	17.	28.5	0	10.7	(6.34 -	102.	(50.62							37.95	(25.32 -			

Localidade	Indivíduo	Espécie	Sexo	Nº modelo	Tipo de modelo	Δ AICc	DOF média	DOF área	DOF difusão	DOF velocidade	área (km ²)	área CI (km ²)	tau [posição] (minutos)	tau [posição] CI (minutos)	tau [decay] (minutos)	tau [decay] CI (minutos)	tau [period] (seconds)	tau [period] CI (seconds)	Tau [velocity] (minutos)	Tau [velocity] CI (minutos)	diffusion (km ² /day)	diffusion CI (km ² /day)	speed (km/day)	speed CI (km/day)
tonio	set21	<i>aga soricina</i>			anisotropic		88	5			8	16.39)	21	-								53.1)		
Sto_An tonio	ind4_set21	<i>Glossophaga soricina</i>		94	OUF anisotropic	2.36	16.46	20.41	28.4	0	10.2	(6.27 - 15.09)	93.69	(48.87 - 179.63)					0	(0 - Inf)	38.54	(25.69 - 53.96)		
Sto_An tonio	ind4_set21	<i>Glossophaga soricina</i>		95	OUF anisotropic	38.02	34.76	28.63	32.16	8.84	8.27	(5.52 - 11.56)	10.45	(5.94 - 18.39)					10.45	(5.94 - 18.39)	77.16	(52.83 - 106.02)	172.8	(115.78 - 228.96)
Sto_An tonio	ind4_set21	<i>Glossophaga soricina</i>		96	IID anisotropic	49.61	57	56	0	0	6.77	(5.11 - 8.65)												
Sto_An tonio	ind4_set21	<i>Glossophaga soricina</i>		97	OU	74.64	28.94	33.47	17.93	0	11.49	(7.93 - 15.7)	28.93	(14.33 - 58.41)							60.77	(35.97 - 91.96)		
Sto_An tonio	ind4_set21	<i>Glossophaga soricina</i>		98	OUF	76.85	30.01	36.24	16.86	0	11.2	(7.86 - 15.13)	26.88	(13.39 - 53.95)					0	(0 - Inf)	63.78	(37.06 - 97.63)		
Sto_An tonio	ind6_set21	<i>Sturnira lilium</i>		105	IID	0	47	46	0	0	2.3	(1.68 - 3.01)												
Sto_An tonio	ind6_set21	<i>Sturnira lilium</i>		106	IID anisotropic	1.95	47	46	0	0	2.24	(1.64 - 2.93)												
Sto_An tonio	ind6_set21	<i>Sturnira lilium</i>		107	OU	2.23	47	0	0	0	2.3	(0 - 77559644 25.18)	0	(0 - Inf)							1.066 48E+16	(0 - 5.73029594 079785e+54)		
Sto_An tonio	ind6_set21	<i>Sturnira lilium</i>		108	OU anisotropic	4.4	47	0	0	0	2.24	(0 - 83828996 3.85)	0	(0 - Inf)							1.066 48E+16	(0 - 1.27368106 815028e+54)		
Sto_An tonio	ind6_set21	<i>Sturnira lilium</i>		109	OUF anisotropic	4.4	47	0	0	0	2.24	(0 - 83828996 3.85)	0	(0 - Inf)					0	(0 - Inf)	7.846 69E+15	(0 - 1.87424431 832709e+54)	5.94E+54	(0 - 1.2972838 7728639e +74)
Sto_An tonio	ind6_set21	<i>Sturnira lilium</i>		110	OUF	4.56	47	46	0	0	2.3	(1.68 - 3.01)	0	(0 - Inf)					0	(0 - Inf)	1.066 48E+16	(0 - 7.01933758 710841e+38)		
Sto_An tonio	ind6_set21	<i>Sturnira lilium</i>		111	OUF anisotropic	6.96	47	0.21	0	0	2.24	(0 - 16.52)	0	(0 - Inf)					0	(0 - Inf)	1.066 48E+	(0 - 2.58761924)		

Localidade	Indivíduo	Espécie	Sexo	Nº modelo	Tipo de modelo	Δ AICc	DOF média	DOF área	DOF difusão	DOF velocidade	área (km ²)	área CI (km ²)	tau [posição] (minut es)	tau [posição] CI (minut es)	tau [decay] (minut es)	tau [decay] CI (minut es)	tau [period] (seconds)	tau [period] CI (seconds)	Tau [velocity] (minut es)	Tau [velocity] CI (minut es)	diffusion (km ² /day)	diffusion CI (km ² /day)	speed (km/day)	speed CI (km/day)
Paca	ind7_nov21	<i>Sturnira lilium</i>		112	OU anisotropic	0	35.42	41.81	9.71	0	2.87	(2.07 - 3.81)	6.58	(2.96 - 14.66)							70.54	(33.39 - 121.35)		
Paca	ind7_nov21	<i>Sturnira lilium</i>		113	OU	0.96	33.94	40.99	12.27	0	3.1	(2.22 - 4.12)	7.37	(3.55 - 15.29)							64.36	(33.54 - 105.06)		
Paca	ind7_nov21	<i>Sturnira lilium</i>		114	OUF anisotropic	2.23	40.89	46.32	14.75	4.28	2.81	(2.06 - 3.68)	2.37	(1.37 - 4.12)				2.37	(1.37 - 4.12)	70.86	(39.44 - 111.33)	351.65	(189.22 - 515.81)	
Paca	ind7_nov21	<i>Sturnira lilium</i>		115	OUF anisotropic	2.48	36.2	43.42	9.16	0	2.84	(2.06 - 3.75)	6.2	(2.76 - 13.94)				0	(0 - Inf)	74.2	(34.21 - 129.41)			
Paca	ind7_nov21	<i>Sturnira lilium</i>		116	OUF	3.24	34.67	42.52	11.56	0	3.07	(2.21 - 4.05)	6.97	(3.34 - 14.58)				0	(0 - Inf)	67.27	(34.26 - 111.24)			
Paca	ind7_nov21	<i>Sturnira lilium</i>		117	IID anisotropic	3.89	51	50	0	0	2.8	(2.08 - 3.63)												
Paca	ind8_nov21	<i>Artibeus lituratus</i>		118	OUF anisotropic	0	76.35	80.33	15.42	4.2	5.85	(4.64 - 7.19)	1.46	(0.84 - 2.56)				1.46	(0.84 - 2.56)	264.3	(149.27 - 411.66)	866.59	(461.38 - 1272.67)	
Paca	ind8_nov21	<i>Artibeus lituratus</i>		119	OU anisotropic	1.77	76.24	80.75	6.8	0	5.84	(4.63 - 7.18)	2.53	(0.98 - 6.55)							413.55	(163.59 - 777.41)		
Paca	ind8_nov21	<i>Artibeus lituratus</i>		120	OUF anisotropic	2.29	76.35	80.33	15.42	4.2	5.85	(4.64 - 7.19)	1.46	(0.19 - 11.32)				1.46	(0.19 - 11.32)	264.3	(149.27 - 411.66)	866.59	(461.38 - 1272.67)	
Paca	ind8_nov21	<i>Artibeus lituratus</i>		121	O Ω anisotropic	2.29	76.35	0	0	0	5.85	(0 - 31319258.39)			1.46	(0 - Inf)	410839825.9	(0 - Inf)			264.3	(0 - 2368741694.1)	2688366419	(0 - 8959355032096.73)
Paca	ind8_nov21	<i>Artibeus lituratus</i>		122	IID anisotropic	2.99	83	82	0	0	5.87	(4.67 - 7.21)												
Paca	ind8_nov21	<i>Artibeus lituratus</i>		123	OUF	21.45	78.86	81.07	9.04	2.38	6.75	(5.36 - 8.3)	1.13	(0.53 - 2.43)				1.13	(0.53 - 2.43)	335.1	(153.58 - 586.23)	1133.57	(446.69 - 1831.68)	
Paca	ind8_nov21	<i>Artibeus lituratus</i>		124	OUF	23.63	78.86	81.07	9.04	2.38	6.75	(5.36 - 8.3)	1.13	(0.12 - 10.81)				1.13	(0.12 - 10.81)	335.1	(153.58 - 586.23)	1133.57	(446.69 - 1831.68)	

Localidade	Indivíduo	Espécie	Sexo	Nº modelo	Tipo de modelo	Δ AICc	DOF média	DOF área	DOF difusão	DOF velocidade	área (km ²)	área CI (km ²)	tau [posição] (minut es)	tau [posição] CI (minut es)	tau [decay] (minut es)	tau [decay] CI (minut es)	tau [period] (seconds)	tau [period] CI (seconds)	Tau [velocity] (minut es)	Tau [velocity] CI (minut es)	diffusion (km ² /day)	diffusion CI (km ² /day)	speed (km/day)	speed CI (km/day)
Paca	ind9_nov21	<i>Phyllostomus discolor</i>		135	IID anisotopic	0	30	29	0	0	9.64	(6.46 - 13.45)												
Paca	ind9_nov21	<i>Phyllostomus discolor</i>		136	OU anisotopic	2.77	30	29	0	0	9.64	(6.46 - 13.45)	0	(0 - Inf)							2.95704E+17	(0 - 4.37214918513274e+40)		
Paca	ind9_nov21	<i>Phyllostomus discolor</i>		137	Ouf anisotopic	2.77	30	29	0	0	9.64	(6.46 - 13.45)	0	(0 - Inf)				0	(0 - Inf)	2.17567E+17	(0 - 6.43369519577924e+40)	7.62E+40	(0 - 5.86353785352915e+52)	
Paca	ind9_nov21	<i>Phyllostomus discolor</i>		138	Ouf anisotopic	5.76	30	0	0	0	9.64	(0 - 519640.83)	0	(0 - Inf)				0	(0 - Inf)	2.95704E+17	(0 - 2.03257534706345e+52)			
Paca	ind9_nov21	<i>Phyllostomus discolor</i>		139	IID	26.98	30	29	0	0	16.41	(10.99 - 22.9)												
Paca	ind9_nov21	<i>Phyllostomus discolor</i>		140	OU	29.36	30	0	0	0	16.41	(0 - 656419427552.01)	0	(0 - Inf)							2.95704E+17	(0 - 7.54374263377112e+57)		
Paca	ind9_nov21	<i>Phyllostomus discolor</i>		141	Ouf	31.92	30	29		0	16.41	(10.99 - 22.9)	0	(0 - Inf)				0	(0 - Inf)	2.95704E+17	(0 - Inf)			
Paca	ind10_nov21	<i>Artibeus planirostris</i>		14	OU	0	39.3	47.62	17.86	0	2.41	(1.77 - 3.14)	11.08	(5.98 - 20.51)							33.25	(19.66 - 50.35)		
Paca	ind10_nov21	<i>Artibeus planirostris</i>		15	Ouf	2.21	40.05	49.47	17.19	0	2.38	(1.76 - 3.09)	10.57	(5.72 - 19.56)				0	(0 - Inf)	34.43	(20.12 - 52.51)			
Paca	ind10_nov21	<i>Artibeus planirostris</i>		16	OU anisotopic	3.43	39.02	47.47	18.26	0	2.4	(1.76 - 3.13)	11.27	(6.13 - 20.74)							32.84	(19.54 - 49.52)		
Paca	ind10_nov21	<i>Artibeus planirostris</i>		17	Ouf anisotopic	5.79	39.77	49.32	17.6	0	2.37	(1.75 - 3.07)	10.76	(5.86 - 19.77)				0	(0 - Inf)	33.98	(20 - 51.6)			
Paca	ind10_nov21	<i>Artibeus planirostris</i>		18	Ouf	7.23	50.08	56.47	25.44	7.26	2.31	(1.75 - 2.96)	2.95	(1.93 - 4.52)				2.95	(1.93 - 4.52)	44.1	(28.66 - 62.81)	246.24	(157.25 - 334.37)	

Localidade	Indivíduo	Espécie	Sexo	Nº modelo	Tipo de modelo	Δ AICc	DOF média	DOF área	DOF difusão	DOF velocidade	área (km ²)	área CI (km ²)	tau [posição] (minut es)	tau [posição] CI (minut es)	tau [decay] (minut es)	tau [decay] CI (minut es)	tau [period] (seconds)	tau [period] CI (seconds)	Tau [velocity] (minut es)	Tau [velocity] CI (minut es)	diffusion (km ² /day)	diffusion CI (km ² /day)	speed (km/day)	speed CI (km/day)
Coruja	ind12_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		32	OUΩ	4.37	69	68	0	0	7.35	(5.7 - 9.19)			0	(0 - Inf)	4216574	(0 - Inf)						
Coruja	ind12_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		33	Ouf anisotropic	5.29	69	68	0	0	7.15	(5.55 - 8.95)												
Coruja	ind13_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		34	OU anisotropic	0	92.36	12.27	46.3	0	20.99	(17.44 - 24.87)	10.13	(7.17 - 14.32)							348.11	(259.14 - 455.3)		
Coruja	ind13_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		35	Ouf anisotropic	1.32	95.22	12.392	55.72	1.24	21.07	(17.52 - 24.94)	9.14	(5.85 - 14.29)					0.61	(0.01 - 26.13)	319.14	(240.9 - 408.22)	1059.26	(227.23 - 1944.86)
Coruja	ind13_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		36	Ouf anisotropic	5.38	114.01	13.762	77.78	25.24	20.87	(17.53 - 24.49)	3.6	(2.9 - 4.47)					3.6	(2.9 - 4.47)	357.21	(282.26 - 440.86)	626.4	(504.58 - 748.22)
Coruja	ind13_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		37	OU	26.09	90.46	12.143	51.79	0	23.29	(19.33 - 27.61)	10.52	(7.49 - 14.77)							338.7	(252.8 - 436.97)		
Coruja	ind13_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		38	OUF	27.02	94.03	12.298	66.8	1.87	23.39	(19.44 - 27.7)	9.25	(5.87 - 14.59)					0.75	(0.04 - 12.72)	309.72	(239.93 - 388.28)	918.43	(303.26 - 1553.47)
Coruja	ind13_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		39	IID anisotropic	36.96	162	161	0	0	19.84	(16.89 - 23.01)												
Coruja	ind14_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		40	OU anisotropic	0	17.69	20.6	45.58	0	13.33	(8.21 - 19.67)	82.87	(44.48 - 154.4)							26.27	(19.2 - 34.42)		
Coruja	ind14_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		41	Ouf anisotropic	2.27	18.33	23.76	44.87	0	12.68	(8.1 - 18.26)	76.79	(43.01 - 137.11)					0	(0 - Inf)	26.85	(19.58 - 35.26)		
Coruja	ind14_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		42	OU	3.18	19.88	26.62	44.17	0	12.08	(7.93 - 17.08)	65.08	(37.95 - 111.62)							28.39	(20.64 - 37.36)		
Coruja	ind14_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		43	OUF	5.33	20.48	29.81	43.56	0	11.65	(7.85 - 16.18)	61.34	(36.87 - 102.03)					0	(0 - Inf)	29.05	(21.07 - 38.29)		
Coruja	ind14_mai_22	<i>Artibeus planirostris</i>		44	Ouf anisotropic	37.33	41.84	45.48	49.46	15.6	9.4	(6.87 - 12.32)	8.28	(6.01 - 11.4)					8.28	(6.01 - 11.4)	65.9	(48.83 - 85.5)	177.98	(133.92 - 222.05)

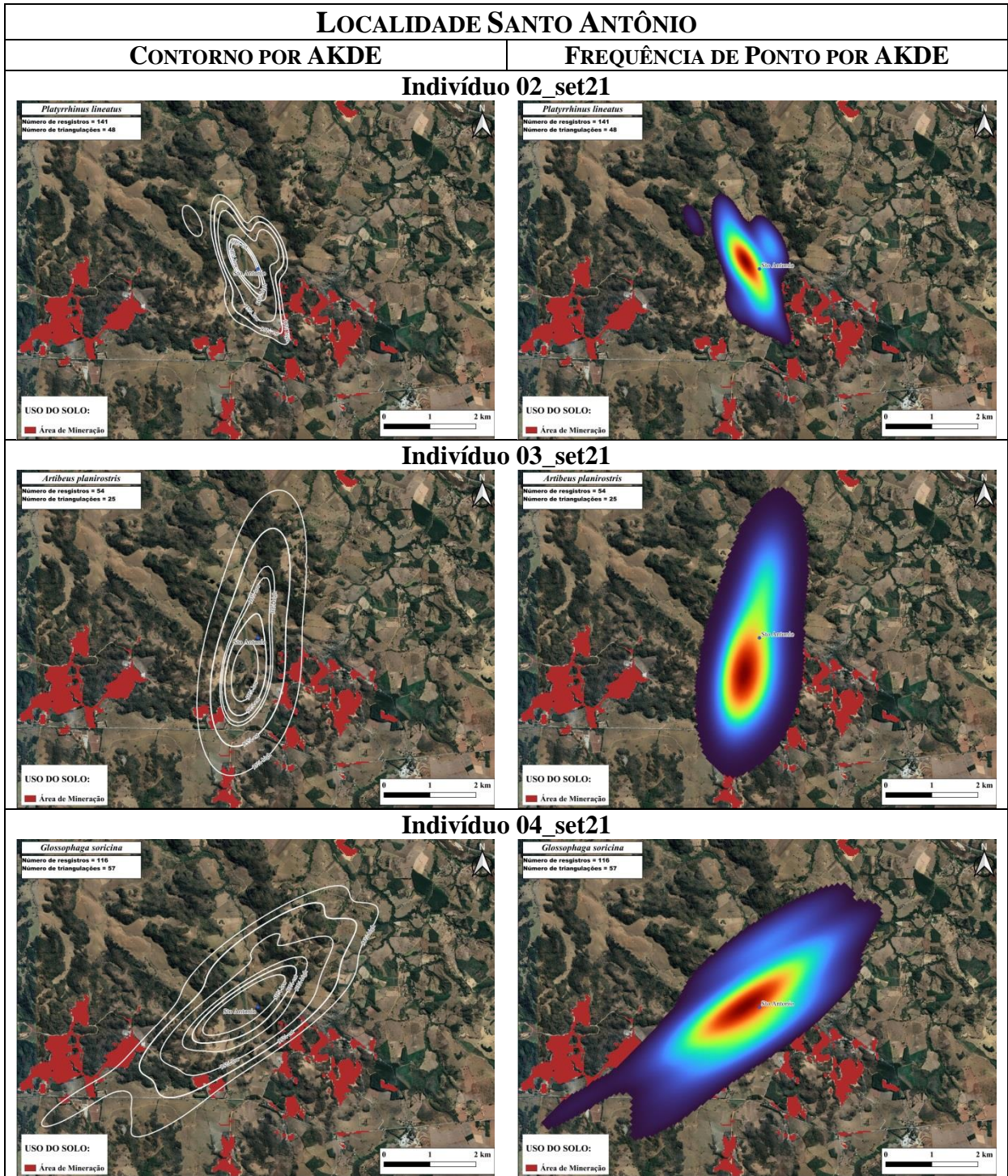
Localidade	Indivíduo	Espécie	Sexo	Nº modelo	Tipo de modelo	Δ AICc	DOF média	DOF área	DOF difusão	DOF velocidade	área (km ²)	área CI (km ²)	tau [posição] (minut es)	tau [posição] CI (minut es)	tau [decay] (minut es)	tau [decay] CI (minut es)	tau [period] (seconds)	tau [period] CI (seconds)	Tau [velocity] (minut es)	Tau [velocity] CI (minut es)	diffusion (km ² /day)	diffusion CI (km ² /day)	speed (km/day)	speed CI (km/day)
Coruja	ind14_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>		45	IID anisotrópico	68.42	70	69	0	0	8.34	(6.49 - 10.42)												
Coruja	ind15_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>		46	IID anisotrópico	0	55	54	0	0	5.91	(4.44 - 7.59)												
Coruja	ind15_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>		47	OU anisotrópico	2.37	55	0	0	0	5.91	(0 - 30002752534.71)	0	(0 - Inf)							3.81902E+17	(0 - 1.5272782616546e+64)		
Coruja	ind15_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>		48	Ouf anisotrópico	2.37	55	0	0	0	5.91	(0 - 30002752534.71)	0	(0 - Inf)					0	(0 - Inf)	2.80988E+17	(0 - 2.24741709364314e+64)	4.13E+64	(0 - 1.65178025350373e+88)
Coruja	ind15_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>		49	OUF anisotrópico	4.84	55	0	0	0	5.91	(0 - 30002752534.71)	0	(0 - Inf)					0	(0 - Inf)	3.81902E+17	(0 - 3.24932907698475e+63)		
Coruja	ind15_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>		50	IID	11.4	55	54	0	0	6.83	(5.13 - 8.76)												
Coruja	ind15_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>		51	OU	13.59	55	0	0	0	6.83	(0 - 34660490829.9)	0	(0 - Inf)							3.81902E+17	(0 - 2.25166792265025e+57)		
Coruja	ind15_mai22	<i>Artibeus planirostris</i>		52	OUF	15.87	55	54		0	6.83	(5.13 - 8.76)	0	(0 - Inf)					0	(0 - Inf)	3.81902E+17	(0 - Inf)		
Coruja	ind16_mai22	<i>Tonatia bidens</i>		53	OU anisotrópico	0	39.78	41.06	5.8	0	2.42	(1.73 - 3.21)	2.02	(0.66 - 6.17)							202.29	(72.63 - 397.2)		
Coruja	ind16_mai22	<i>Tonatia bidens</i>		54	IID anisotrópico	2.17	52	51	0	0	2.29	(1.7 - 2.96)												
Coruja	ind16_mai22	<i>Tonatia bidens</i>		55	OUF anisotrópico	2.47	40.44	42.48	5.39	0	2.39	(1.73 - 3.16)	1.88	(0.59 - 5.95)					0	(0 - Inf)	215.51	(73.7 - 432.05)		
Coruja	ind16_mai22	<i>Tonatia bidens</i>		56	Ouf anisotrópico	2.59	46.37	47.86	7.08	1.87	2.31	(1.7 - 3.01)	0.49	(0.2 - 1.19)					0.49	(0.2 - 1.19)	297.28	(120.27 - 553.01)	1653.7	(545.18 - 2795.04)

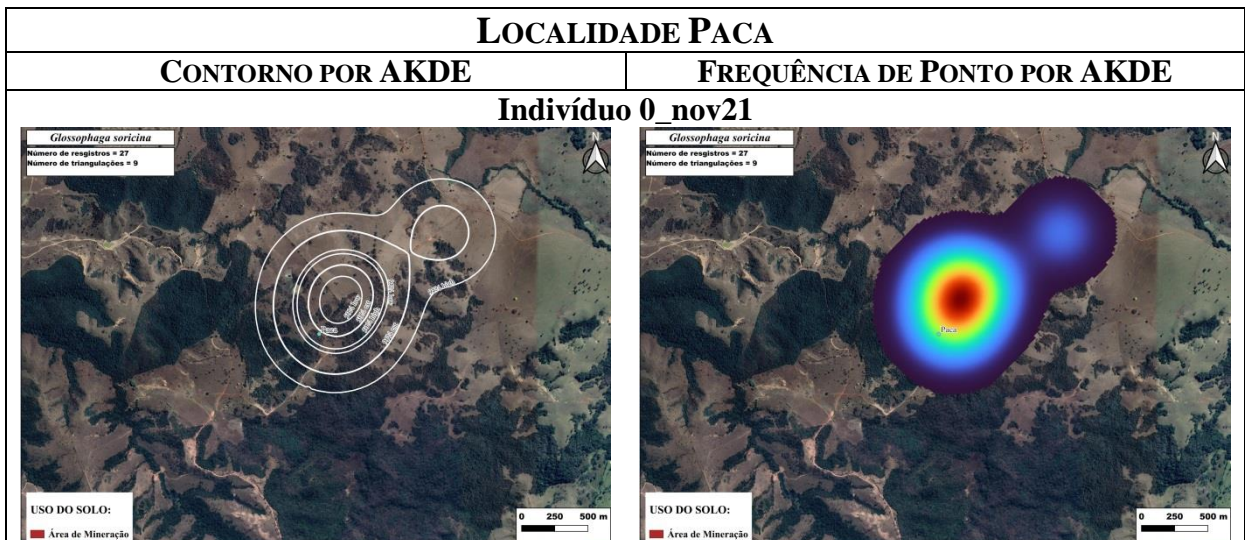
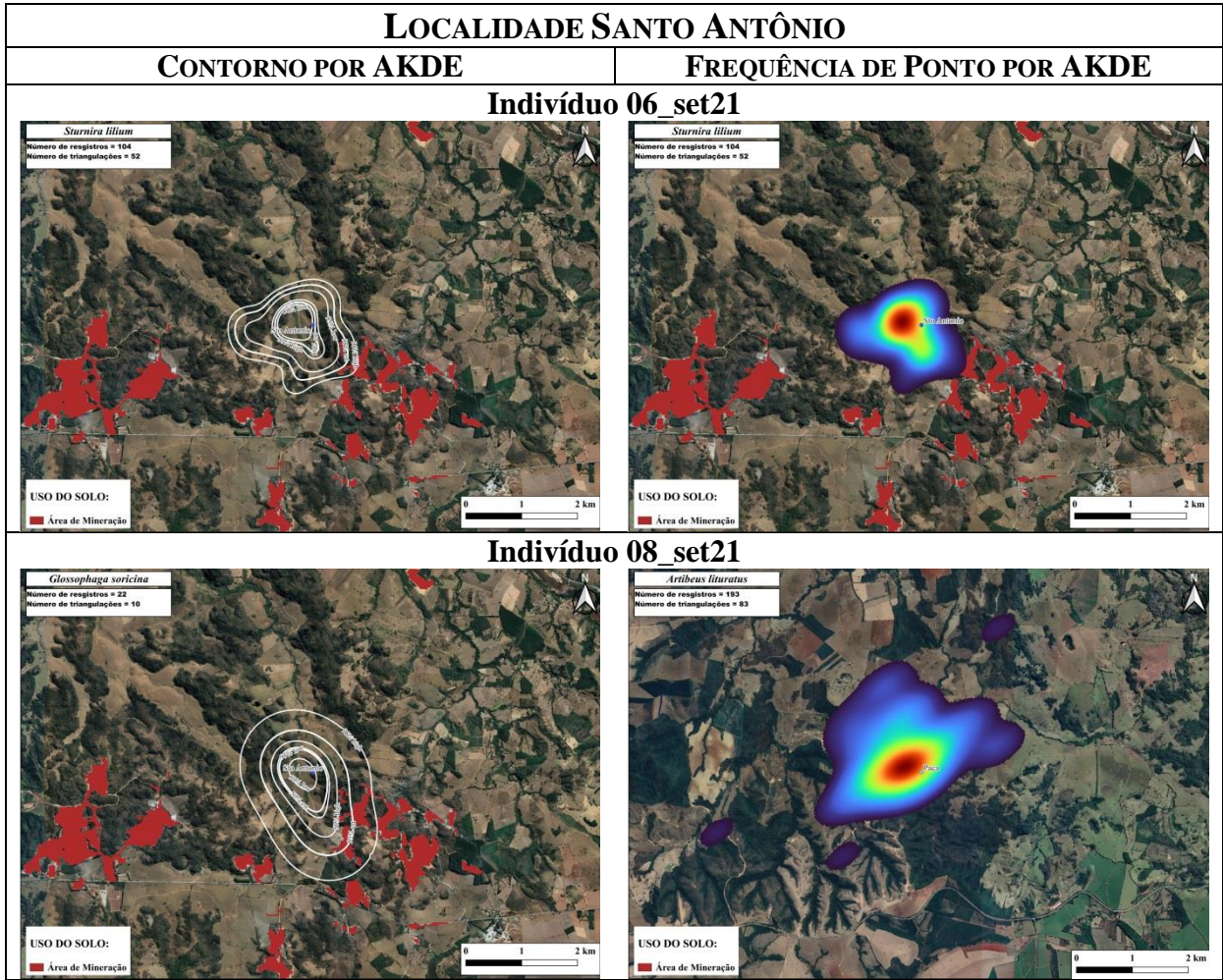
Localidade	Indivíduo	Espécie	Sexo	Nº modelo	Tipo de modelo	Δ AICc	DOF média	DOF área	DOF difusão	DOF velocidade	área (km ²)	área CI (km ²)	tau [posição] (minutos)	tau [posição] CI (minutos)	tau [decay] (minutos)	tau [decay] CI (minutos)	tau [period] (seconds)	tau [period] CI (seconds)	Tau [velocity] (minutos)	Tau [velocity] CI (minutos)	diffusion (km ² /day)	diffusion CI (km ² /day)	speed (km/day)	speed CI (km/day)	
Coruja	ind16_mai_22	<i>Tonatia bidens</i>		57	OU	5.61	37.38	39.17	8.33	0	2.78	(1.98 - 3.72)	2.61	(1 - 6.81)							163.16	(71.88 - 291.21)			
Coruja	ind16_mai_22	<i>Tonatia bidens</i>		58	OUF	7.88	38.04	40.39	7.56	0	2.75	(1.97 - 3.66)	2.44	(0.9 - 6.63)					0	(0 - Inf)	172.56	(72.32 - 315.63)			
Coruja	ind17_mai_22	<i>Desmodus rotundus</i>		59	IID	0	8	7	0	0	4.43	(1.78 - 8.26)													
Coruja	ind17_mai_22	<i>Desmodus rotundus</i>		60	OU	1.5	5.3	4.62	2.23	0	5.51	(1.69 - 11.55)	64.53	(4.45 - 935.23)							13.06	(1.86 - 34.97)			
Coruja	ind17_mai_22	<i>Desmodus rotundus</i>		61	Ouf	1.73	6.14	5.04	4.64	1.35	5.23	(1.71 - 10.7)	12.27	(3.29 - 45.86)					12.27	(3.29 - 45.86)	24	(7.38 - 50.27)	95.9	(22.46 - 172.8)	
Coruja	ind17_mai_22	<i>Desmodus rotundus</i>		62	OUF	7.76	5.37	4.57	1.84	0.02	5.52	(1.68 - 11.6)	57.75	(0.36 - 9149.43)					1.21	(0 - 2.59327685000316e+94)	13.46	(1.42 - 38.74)	527.04	(0 - 2004.48)	
Coruja	ind17_mai_22	<i>Desmodus rotundus</i>		63	Ouf anisotropic	14.82	6.56	4.89	1.42	0.39	3.44	(1.1 - 7.1)	6.94	(0.47 - 101.9)					6.94	(0.47 - 101.9)	36.14	(2.31 - 115.19)	188.35	(2.59 - 446.69)	
Coruja	ind17_mai_22	<i>Desmodus rotundus</i>		64	OU anisotropic	15.18	6.68	5.31	0.37	0	3.28	(1.11 - 6.61)	12.04	(0 - 97707.05)							54.89	(0.01 - 315.61)			
Coruja	ind17_mai_22	<i>Desmodus rotundus</i>		65	OUF anisotropic	35.82	6.56	4.89	1.42	0.39	3.44	(1.1 - 7.1)	6.94	(0 - 101580.248)					6.94	(0 - 101580.206)	36.14	(2.31 - 115.19)	188.35	(2.59 - 446.69)	
Coruja	ind18_mai_22	<i>Platyrhinus lineatus</i>		66	Ouf	0	7.68	7.83	8.07	3.06	1.24	(0.53 - 2.24)	1.82	(0.86 - 3.85)					1.82	(0.86 - 3.85)	38.25	(16.59 - 68.82)	298.94	(137.38 - 462.24)	
Coruja	ind18_mai_22	<i>Platyrhinus lineatus</i>		67	OU	1.49	7.18	7.61	3.62	0	1.22	(0.51 - 2.23)	4.63	(0.89 - 24.2)							40.29	(10.04 - 91.17)			
Coruja	ind18_mai_22	<i>Platyrhinus lineatus</i>		68	IID	3.43	11	10	0	0	1.23	(0.59 - 2.1)													
Coruja	ind18_mai_22	<i>Platyrhinus lineatus</i>		69	OUI	4.29	7.68	7.83	8.07	3.06	1.24	(0.53 - 2.24)			1.82	(0.86 - 3.85)	421549845.3		(0 - Inf)			38.25	(16.59 - 68.82)	298.94	(137.38 - 462.24)

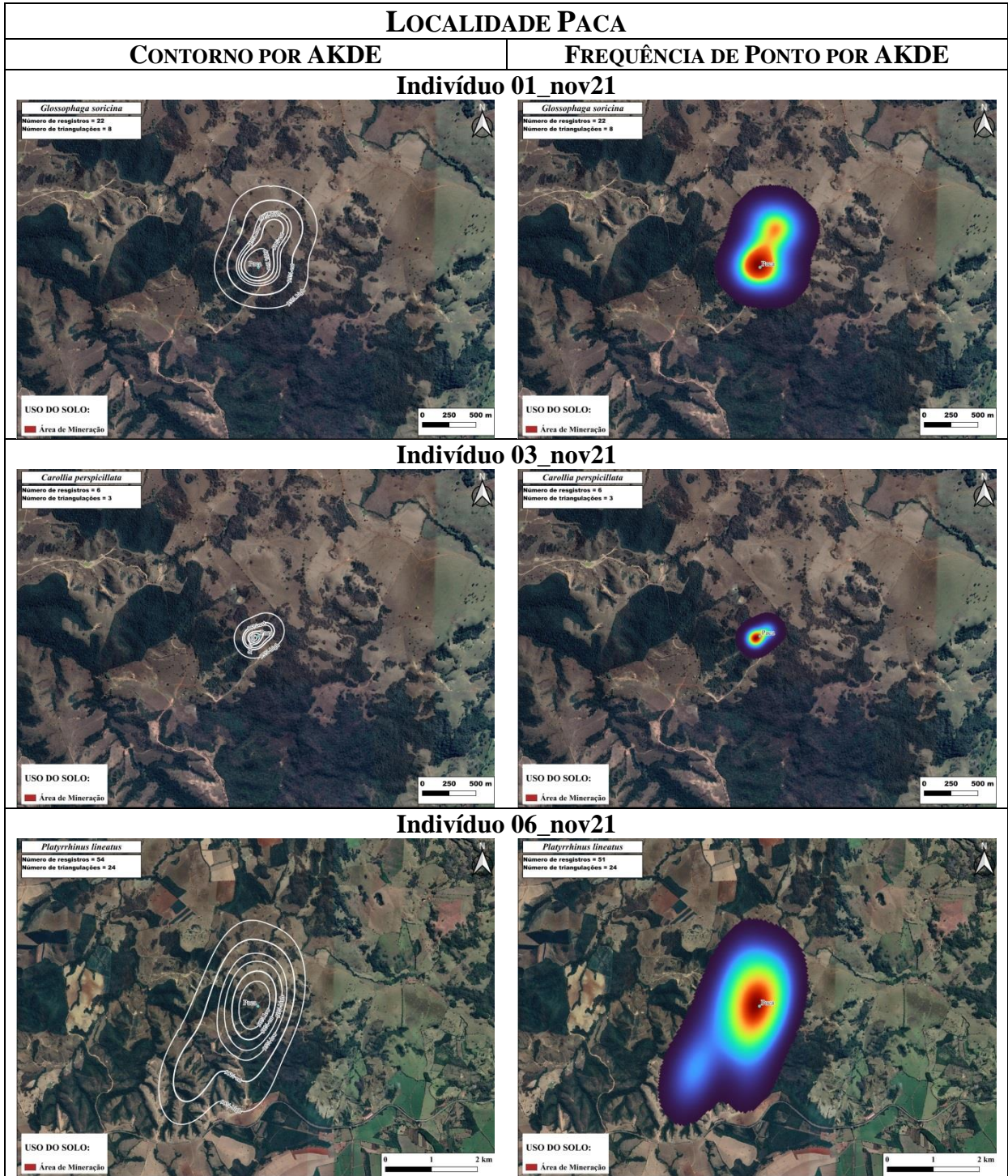
Localidade	Indivíduo	Espécie	Sexo	Nº modelo	Tipo de modelo	Δ AICc	DOF média	DOF área	DOF difusão	DOF velocidade	área (km ²)	área CI (km ²)	tau [posição] (minutos)	tau [posição] CI (minutos)	tau [decay] (minutos)	tau [decay] CI (minutos)	tau [period] (seconds)	tau [period] CI (seconds)	Tau [velocity] (minutes)	Tau [velocity] CI (minutes)	diffusion (km ² /day)	diffusion CI (km ² /day)	speed (km/day)	speed CI (km/day)
Coruja	ind18_mai_22	<i>Platyrrhinus lineatus</i>		70	OUF	4.29	7.68	7.83	8.07	3.06	1.24	(0.53 - 2.24)	1.82	(0.04 - 93.15)					1.82	(0.04 - 93.15)	38.25	(16.59 - 68.82)	298.94	(137.38 - 462.24)
Coruja	ind18_mai_22	<i>Platyrrhinus lineatus</i>		71	Ouf anisotropic	9.88	7.72	7.85	7.79	2.92	1.22	(0.52 - 2.21)	1.78	(0.83 - 3.81)					1.78	(0.83 - 3.81)	38.65	(16.45 - 70.15)	304.13	(136.51 - 473.47)
Coruja	ind18_mai_22	<i>Platyrrhinus lineatus</i>		72	OU anisotropic	11.14	7.14	7.59	3.7	0	1.21	(0.51 - 2.21)	4.76	(0.93 - 24.32)							39.53	(10.05 - 88.83)		
Coruja	ind18_mai_22	<i>Platyrrhinus lineatus</i>		73	OUF anisotropic	17.88	7.72	7.85	7.79	2.92	1.22	(0.52 - 2.21)	1.78	(0.02 - 128.49)					1.78	(0.02 - 128.49)	38.65	(16.45 - 70.15)	304.13	(136.51 - 473.47)

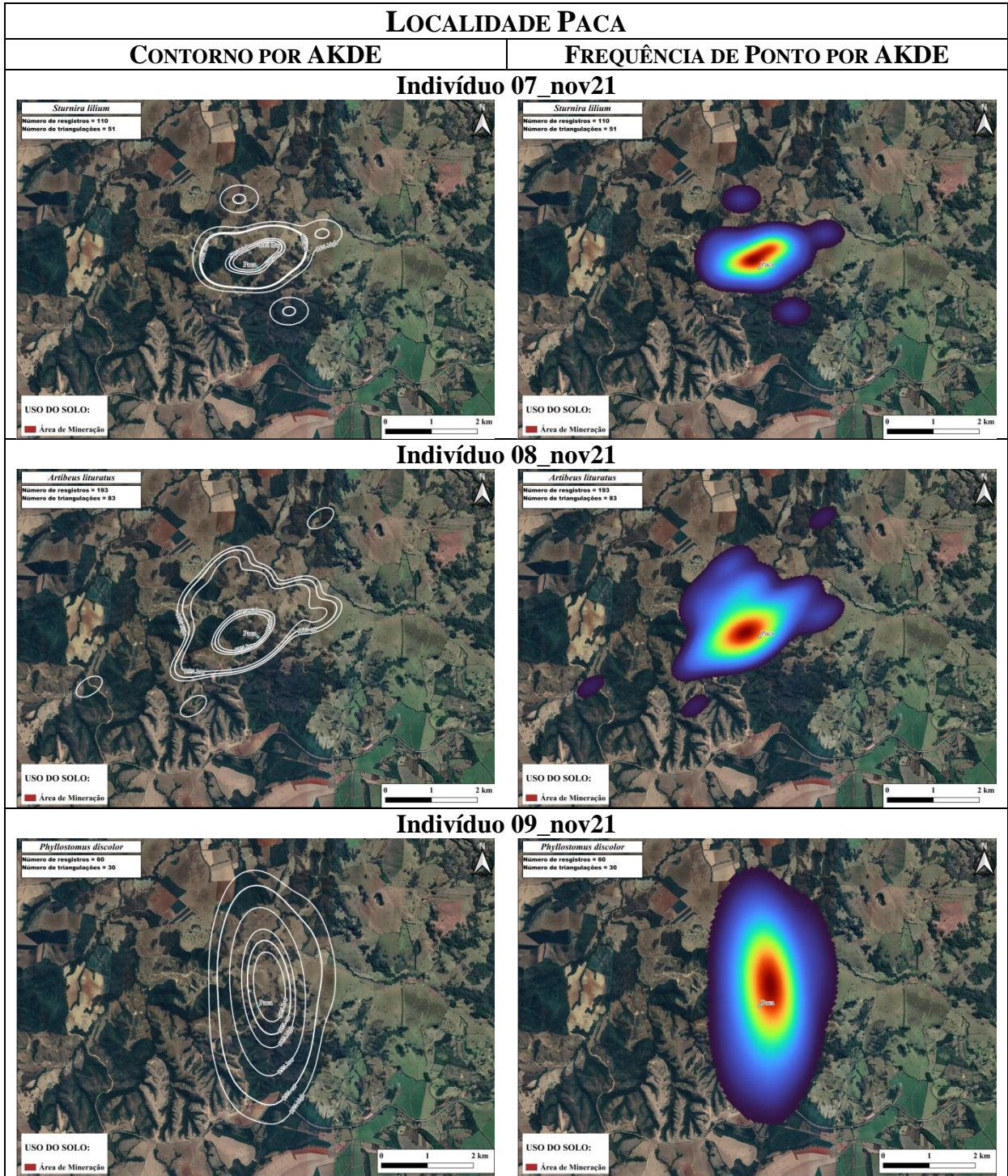
Fonte: Do autor (2023)

Imagens dos HR para cada espécie em sua respectiva localidade. No lado esquerdo o contorno da área, e no direito a frequência de uso estimada por pixel.







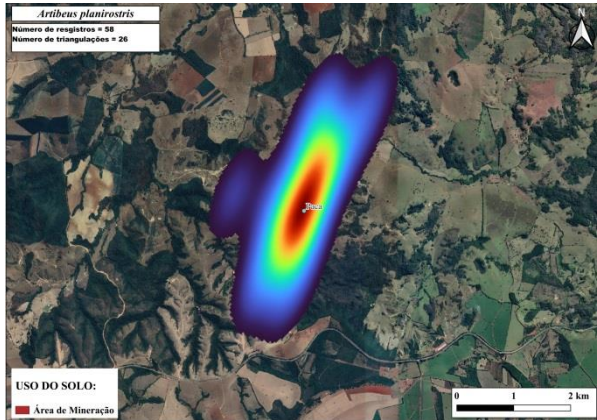


LOCALIDADE PACA

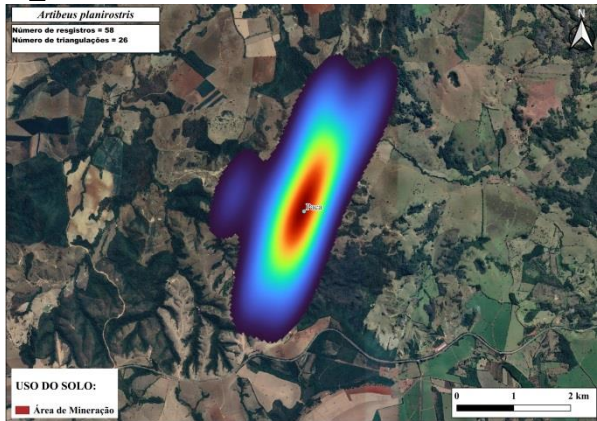
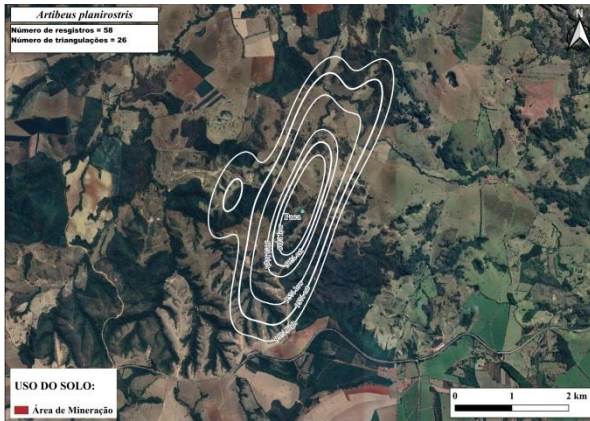
CONTORNO POR AKDE

FREQUÊNCIA DE PONTO POR AKDE

Indivíduo 10_nov21



Indivíduo 11_nov21

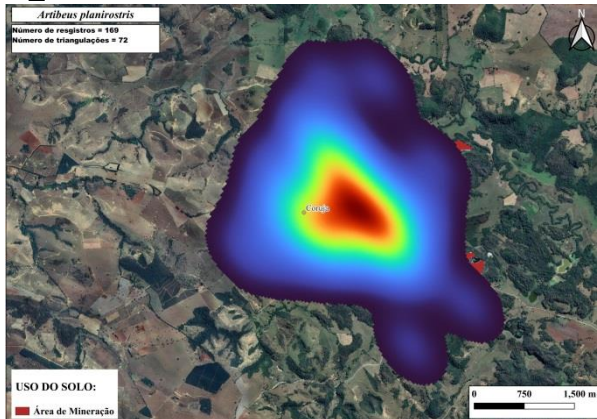
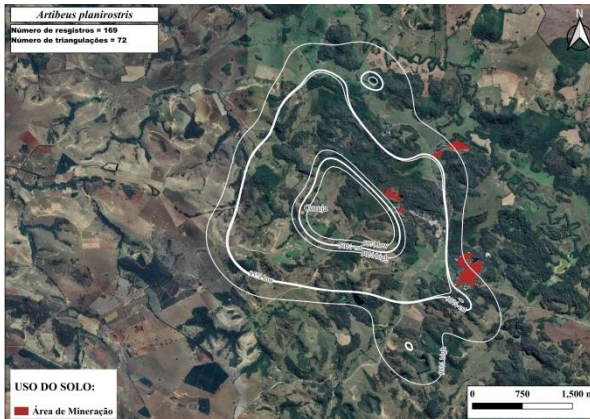


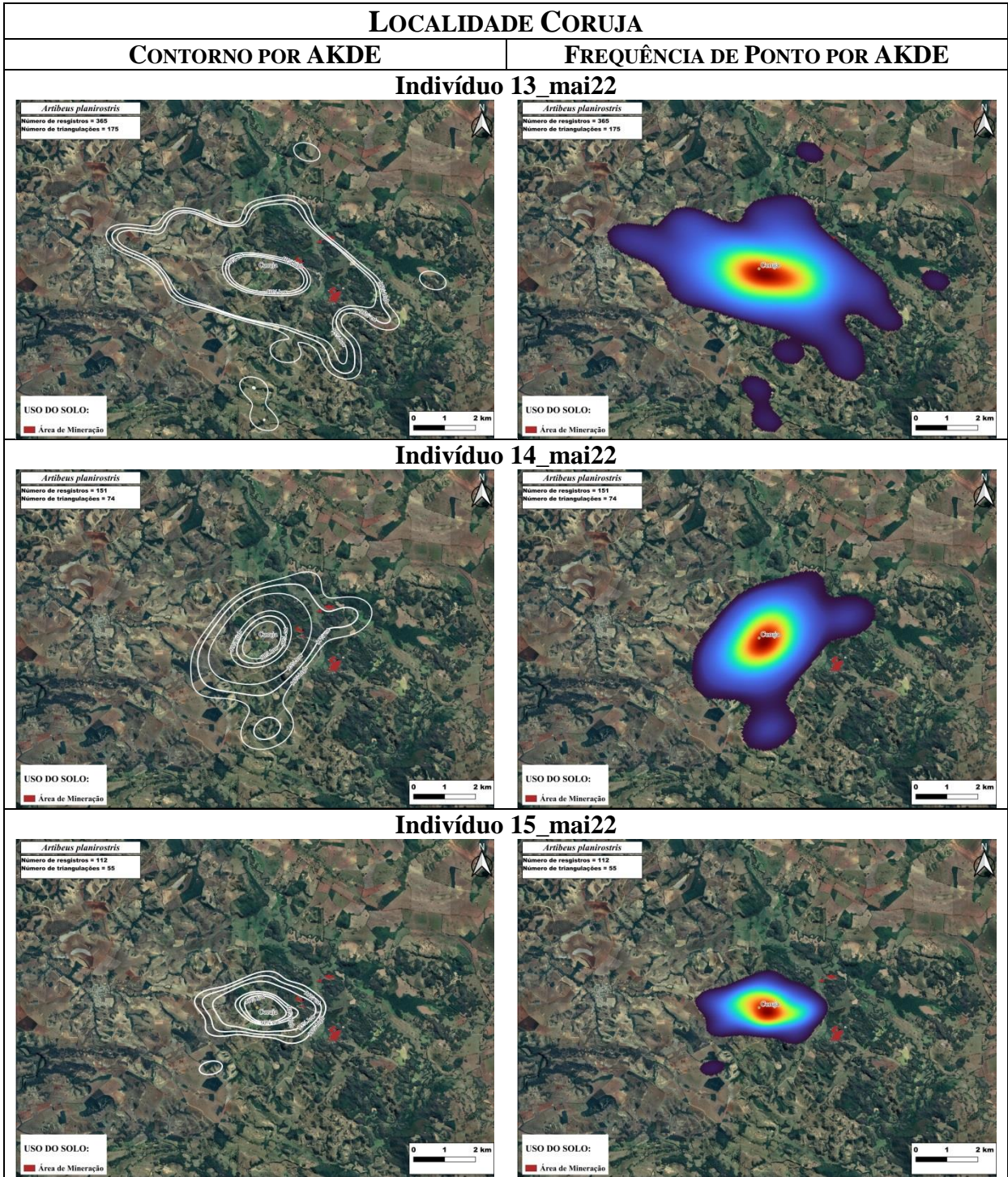
LOCALIDADE CORUJA

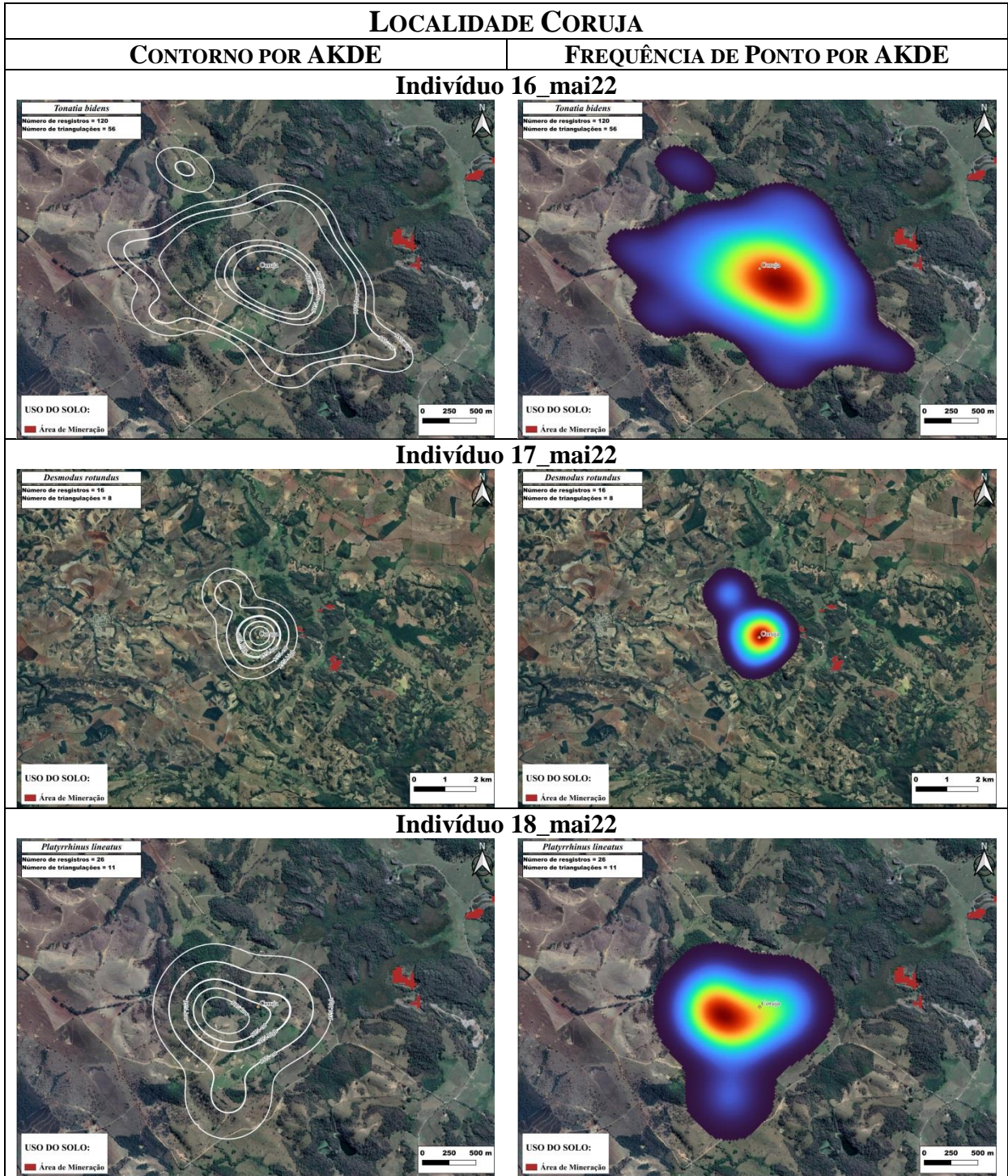
CONTORNO POR AKDE

FREQUÊNCIA DE PONTO POR AKDE

Indivíduo 12_mai22







Fonte: Do autor (2023)