A photograph of a person rappelling down a dark, moss-covered rock face in a forest. The person is wearing a blue jacket and a yellow backpack. The background is a bright, sunlit forest canopy. The text is overlaid on the image in a white, serif font.

**Universidade Federal da Grande Dourados**  
**Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais**  
**Programa de Pós-Graduação em**  
**Entomologia e Conservação da Biodiversidade**

**Diversidade Alfa e Beta no Carste da Serra da Bodoquena: o turismo em cavernas tem influência sobre comunidades de aranhas?**

**Thiago Augusto Dolacio Maia e Silva**

**Dourados – MS**

**Agosto de 2022**

Universidade Federal da Grande Dourados  
Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais Programa de Pós-  
Graduação em  
Entomologia e Conservação da Biodiversidade

Thiago Augusto Dolacio Maia e Silva

Diversidade Alfa e Beta no Carste da Serra da Bodoquena: o turismo em cavernas tem influência sobre comunidades de aranhas?

Tese apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de DOUTOR EM ENTOMOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. Área de Concentração: Biodiversidade e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Josué Raizer

Coorientadora: Dra. Livia Medeiros Cordeiro

Dourados – MS

Agosto de 2022

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).**

S586d	<p>Silva, Thiago Augustho Dolacio Maia e.</p> <p>Diversidade alfa e beta no carste da Serra da Bodoquena : o turismo em cavernas tem influência sobre comunidades de aranhas? / Thiago Augustho Dolacio Maia e Silva. – Dourados, MS : UFGD, 2022.</p> <p>Orientador: Prof. Josué Raizer.</p> <p>Tese (Doutorado em Entomologia e Conservação da Biodiversidade) – Universidade Federal da Grande Dourados.</p> <p>1. Estrutura de comunidades. 2. Estrutura do habitat. 3. Riqueza de espécies. I. Título.</p>
-------	---

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central – UFGD.**

DIVERSIDADE ALFA E BETA NO CARSTE DA SERRA DA  
BODOQUENA: O TURISMO EM CAVERNAS TEM INFLUÊNCIA  
SOBRE COMUNIDADES DE ARANHAS?

Por

**THIAGO AUGUSTHO DOLACIO MAIA E SILVA**

Tese apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), como parte dos  
requisitos exigidos para obtenção do título de DOUTOR EM ENTOMOLOGIA E  
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Área de concentração: Biodiversidade e Conservação



Dr. Josué Raizer

Orientador/Presidente – UFGD



Dr. Danilo Bandini Ribeiro

Membro titular – UFMS



Dr. Thiago Silva Teles

Membro titular – UFMS



Dr. Yzel Rondon Suarez

Membro titular – UEMS



Dra. Viviana de Oliveira Torres

Membro titular – UFGD

Aprovada em: 23 de agosto de 2022

Thiago Augustho Dolacio Maia e Silva, nasceu em Uberaba, Minas Gerais no dia primeiro de fevereiro de 1988. Filho de José de Melo Silva, dentista e Auri Mary Dolacio Maia Silva, psicóloga.

Biólogo, pela UFGD desde 2014, período que estudou taxonomia de artrópodes e estresse acadêmico, sendo o principal tema do trabalho de conclusão de curso, mestre em Entomologia e Conservação da Biodiversidade pela mesma Universidade e espeleólogo desde o ingresso no doutorado. Pós-graduado desde 2021 em Acupuntura e Medicina Tradicional Chinesa pela FACEI e Associação Brasileira de Acupuntura, realiza atendimentos em acupuntura e é professor de ciências da rede particular.

Dedico à minha família, especialmente ao meu pai e minha avó, ambos em memória.  
Dedico, também, aos meus amigos, que mesmo sabendo da minha imensa imperfeição  
ainda continuam a me auxiliar sempre que preciso.

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar ao ETERNO. Pois que a cada passo me guia, me sonda e em sua Infinita Misericórdia tem me concedido incontáveis bênçãos, todos os dias em minha vida.

E cada bênção está representada por situações e pessoas das quais em cada parágrafo desse agradecimento cito.

Ao meu falecido pai e melhor amigo, pois sem seu legado tanto no âmbito material como moral, não seria o que sou hoje. À minha mãe, que é a mulher mais forte que eu conheço, que mesmo com as suas lutas contra o câncer, sempre foi carinhosa e com todo seu amor, sempre prezou pelo meu bem. À minha avó, dona Julia, que fez sua passagem aos seus 101 anos, segurando a minha mão, da forma mais tranquila, serena e forte que algum dia, sequer, eu poderia imaginar que um ser humano seria capaz, um exemplo! À minha família, devo tudo, desde o meu nascimento até o presente dia, tendo em conta todo auxílio, toda preocupação, todo cuidado, enfim, todo o imenso amor que eles tem por mim.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Josué Raizer, que mesmo distante, sempre quando eu necessitei, me auxiliou e me socorreu no desenvolvimento desse doutorado, mesmo perante todas as adversidades que passei. Obrigado por tanta paciência e compreensão. Sem o senhor nunca conseguiria completar esse doutorado, pois o senhor, sem saber, me motivou em momentos muito sombrios dessa minha jornada, sempre lembrá-lo-ei com imensa gratidão e admiração. Agradeço imensamente, também, por todo conhecimento compartilhado em relação às análises estatísticas e por essas últimas em si, não conheço ninguém com a inteligência que compare com a do senhor, pois é necessário uma inteligência destacada para dominar o que o senhor domina em estatística.

À minha coorientadora, Livia Medeiros Cordeiro, mulher excepcional, por me apresentar ao universo às vezes restrito, tenebroso e misterioso, porém ao mesmo tempo, espetacular, fascinante e maravilhoso das cavernas. Agradeço também todo auxílio, compreensão e amizade!

Ao meu amigo e irmão Mauro Tonelli de Souza Neto, que mesmo no hemisfério norte continua meu melhor amigo desde a infância, obrigado simplesmente por tudo.

À Lorena Froio e Renan Saramago pela amizade e por terem me auxiliado quando necessitei e por terem me depositado a confiança de ser o padrinho do Bentinho.

Ao meu amigo Carlos Henrique Ribeiro e toda família Ribeiro, que me acolheu como membro agregado, desde a juventude do Centro Espírita em Dourados, MS.

Ao sensei Felipe Eduardo Borges pelos treinos, ensinamentos e jogos de xadrez; ao mestre Paulo Henrique Mendonça Candea, meu primeiro sensei, pelos ensinamentos e por sido a ponte para o universo oriental das artes marciais, acupuntura e medicina tradicional chinesa.

Ao meu amigo e irmão, Paulo Salles, sempre me guiando pelo caminho justo, mesmo que as vezes eu não dê ouvidos aos seus conselhos sempre benéficos, sou-lhe extremamente grato pela sempre valorosa companhia.

Agradeço ao Rafael Loretto, marido da minha coorientadora, pela parceria e pela temporada hospedado na Pousada São Jorge, durante uma das campanhas da coleta.

Agradeço aos meus amigos e colegas Aléxia Murgi pela companhia nas coletas, ao Tiago Sato pelas aventuras nas escaladas, à Kethy Rickli pela sintonia, professor Alessandro Marques, Amperisom Escobar, José Massao e Elisa Mello, agradeço a todos pela participação e auxílio em campo.

Ao Sandro Pereira diretor regional do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade de Bonito – MS e aos brigadistas Claudemir Valente e João Batista, do qual acabei fazendo amizade, agrago pela logística apoio e pelas trilhas mais loucas da minha vida!

Ao professor Antonio Brescovit, do Instituto Butantan, pela identificação de todas as aranhas.

Agradeço ao SISBIO, IPHAN e ICMBio pelas licenças concedidas.

E agradeço a Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) por ter sido responsável pela minha formação superior. Ao programa de Pós-Graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD), pela oportunidade de me aprimorar academicamente em um curso de pós-graduação. Agradeço a CAPES pela concessão da bolsa de doutorado. À FUNDECT e PROAP pelos recursos. E a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para a conclusão desse trabalho.

## Sumário

Diversidade Alfa e Beta no Carste da Serra da Bodoquena: o turismo em cavernas tem influência sobre comunidades de aranhas?

Breve revisão bibliográfica.....	1
Diversidade de aranhas e atual situação dos estudos envolvendo aranhas cavernícolas .....	1
Turismo em cavernas, contextualização superficial .....	3
Referências bibliográficas .....	5
Texto de apresentação da tese.....	13
Resumo: .....	15
Abstract:.....	15
1. Introdução.....	16
2. Métodos .....	18
3. Resultados.....	25
4. Discussão.....	45
5. Conclusão .....	50
6. Referências Bibliográficas .....	51
Material Suplementar .....	56

## Breve revisão bibliográfica

### Diversidade de aranhas e atual situação dos estudos envolvendo aranhas cavernícolas

A diversidade de aranhas não apresenta uma distribuição homogênea nos ambientes naturais e principalmente o conhecimento sobre esse grupo também não (France & Rigg 1998, Gaston 2000). Ainda que o conhecimento sobre alguns grupos de aranhas e sua distribuição na região neotropical necessite de mais averiguação e ser um tanto impreciso, o que se sabe sobre diversidade de aranhas tem crescido com estudos sobre distribuição, taxonomia e diversidade (Namkung *et al.* 2009, Cardoso 2012, Fonseca-Ferreira *et al.* 2017, Bertani *et al.* 2018). Dessa forma, todos os estudos sobre grupos de aranhas em habitats e biomas tropicais, incluindo as cavernas, é notadamente heterogêneo, dificultando pesquisas relacionadas a diversidade, biogeografia e conservação em uma escala ampla (Grand *et al.* 2007, Burneo 2009). Além disso, muitas pesquisas não focam em diversidade, preferindo estudos taxonômicos, dos quais é destacado o grupo dos artrópodes terrestres (Lewinsohn & Prado 2005, Diniz-Filho *et al.* 2010, Pekár *et al.* 2017). Levando isso em consideração, os invertebrados terrestres, apesar de compor aproximadamente 77% das espécies conhecidas, não estão no alvo de muitos pesquisadores, quando comparamos estudos que têm como foco os animais vertebrados (Gaston & May 1992). Um exemplo claro disso são as aranhas que, apesar de constituírem mais de 35 mil espécies, sendo cerca de 15 mil no Brasil, não estão incluídas na maioria dos estudos de biodiversidade global (Gaston 2000, Myers *et al.* 2010).

Controversamente à falta de interesse no estudo desse grupo, a Classe Arachnida é o segundo maior grupo do Reino Animal, apenas os insetos suplantam esses animais em termos de riqueza de espécies (Bonaldo *et al.* 2009). Existem, porém, outras formas familiares além das aranhas, na Classe Arachnida, como ácaros e escorpiões, e também algumas outras ordens que são pouco conhecidas fora do meio científico que abrange pseudoescorpiões e escorpiões-vinagres. De todas as 11 ordens recentes de Arachnida, todas foram registradas no Brasil, sendo elas: Araneae, Opiliones, Scorpiones, Schizomida, Ricinulei, Solifugae, Thelyphonida, Amblypygi e Palpigradi (Ruppert & Barnes 1994, Dunlop & Martill 2001, Xavier & Rocha 2001, Adis *et al.* 2002, Baptista & Giupponi 2002, Kury 2008, Silva & Ferreira 2009, Platnick 2014).

Especificamente a ordem Araneae, como já foi dito, é a segunda ordem mais diversa existente, atualmente com 43,678 espécies descritas no mundo, distribuídas em 3.898 gêneros e 112 famílias, segundo o catálogo internacional de espécies de aranhas (Platnick & Raven 2013). Esse número de espécies está longe do número real da diversidade de aranhas do planeta. As estimativas da diversidade real no mundo variam entre 60 e 80 mil espécies ou até 170 mil espécies (Coddington & Levi 2012, Platnick & Raven 2013). Portanto, a porcentagem da diversidade total de aranhas descritas varia, dependendo da estimativa que se leve em conta, entre 20 e 60%. A ordem está dividida em três infraordens: Mesothelae, Mygalomorphae e Araneomorphae (Platnick & Raven 2013).

Assim, revisões que mostram o estado do conhecimento da biodiversidade de grupos de aranhas são fundamentais para direcionar esforços na ordem de contribuir para uma melhor compreensão de como esses animais estão dispersos na natureza, melhorar esforços amostrais, além de conhecer sobre a diversidade de um grupo tão atraente

(Trajano & Gnaspini-Netto 2009, Singh *et al.* 2012, Rodriguez-Artigas *et al.* 2016). Com isso, têm sido comentado sobre a necessidade de mais estudos que foquem na diversidade desse grupo, sendo que esforços em pesquisar diversidade de espécies raras e endêmicas de aranhas podem direcionar incentivos, visando a conservação de áreas potencialmente ameaçadas ou de locais que apresentam essas espécies (Lyons *et al.* 2005, Ya 2012, Rodriguez-Artigas *et al.* 2016, Aydin & Sen 2020).

De certa forma, do ponto de vista taxonômico, assim como os artrópodes terrestres em geral, as aranhas também são um grupo do qual se têm um conhecimento razoável (Turnbull 1973, Santos *et al.* 2017). Contudo, as informações concretas acerca dos aspectos ecológicos de comunidades araneológicas são escassas, contudo, na América do Sul, nos países vizinhos do Brasil, felizmente, existem alguns pesquisadores interessados nesse estudo (Coddington *et al.* 1996, Silva Dávila 1996, Rico *et al.* 2005, Jiménez-Valverde *et al.* 2010).

Agora no Brasil, estudos aracnológicos datam desde o início do século XIX, quando o material coletado, de maneira aleatória por Naturalistas que passaram pelo país nessa época, despertou interesse em pesquisadores nacionais (Mello-Leitão 1923, Soares & Soares 1946, Soares & Camargo 1948, Bucherl 1969). Neste período, essas pesquisas estavam relacionadas apenas com classificação de espécies novas e do registro das já conhecidas, isso nas áreas que os pesquisadores colecionavam material ou dos materiais que eram doados para coleções, não apresentando necessariamente um foco ecológico.

Nos anos mais recentes, encontramos várias pesquisas e inventários envolvendo fauna de aranhas no Brasil, em sua maioria na Amazônia (Höfer 1997, Höfer & Brescovit 1997, Raizer *et al.* 2005, Ricetti & Bonaldo 2008, Bonaldo *et al.* 2009, Rego *et al.* 2009, Almeida *et al.* 2019, Dos Santos *et al.* 2020). Já em outras áreas que foram, também, bastante exploradas foram o estado de São Paulo e Região Nordeste (Candiani *et al.* 2005, Preliminar *et al.* 2007, Rinaldi & Trinca 2008, Peres *et al.* 2010, Azevedo *et al.* 2014, Huber 2016). Estreitando esse levantamento para o estado de Mato Grosso do Sul, as pesquisas envolvendo aranhas estão focadas em sua maioria no Bioma pantaneiro e na região da Serra da Bodoquena (Gonçalves de Andrade *et al.* 2001, Raizer *et al.* 2005). Sendo que não foi feito nenhum levantamento da biodiversidade de aranhas da Serra da Bodoquena, no estado do Mato Grosso do Sul.

Contudo, quando o foco é a diversidade cavernícola, os estudos estão mais focados no grupo das aranhas, principalmente em cavernas do PETAR, Minas Gerais, cavernas ferríferas na Região Norte e carste do Nordeste e Bodoquena, justamente por serem animais encontrados com facilidade na grande maioria das cavernas, se não todas, além de ser um grupo indicador de biodiversidade (Gonçalves de Andrade *et al.* 2001, Ferreira *et al.* 2005, 2011, Almeida-Silva *et al.* 2009, Bertani *et al.* 2013, Vasconcelos & Ferreira 2017, Souza & Ferreira 2018, Brescovit & Cizauskas 2019). Esses locais são os principais sítios Cársticos, onde ocorre o afloramento de rochas calcáreas e Cangas, nesse caso, os afloramentos são de rochas ferruginosas (Fonseca-Ferreira *et al.* 2017, Dias 2000).

Em um período de tempo relativamente recente, têm sido publicado estudos sobre primeiros registros, descoberta e descrição de espécies de aranhas que utilizam o ambiente cavernícola como abrigo ou espécies novas restritas a esses ambientes (Baptista *et al.* 2008, Almeida-Silva *et al.* 2009, Ferreira *et al.* 2011, Bertani *et al.* 2013, 2018, Lopez-Pancorbo *et al.* 2013, Prete *et al.* 2016, Guadanucci *et al.* 2016, Souza & Ferreira 2018, Brescovit *et al.* 2018, Almeida *et al.* 2019, Prete & Brescovit 2020). Além de estudos envolvendo *check lists*, revisão de gênero, conservação de espécies, sazonalidade

reprodutiva, dinâmica populacional e de comunidades, diversidade, relações de biodiversidade, distribuição, habitat, nicho trófico e processos evolutivos de aranhas cavernícolas (Ferreira & Martins 1998, Andrade *et al.* 2001, Ferreira *et al.* 2005, Namkung *et al.* 2009, Cardoso 2012, Silva & Ferreira 2014, Enriquez & Nuñez 2014, Manenti *et al.* 2015, Guadanucci *et al.* 2015, Borges *et al.* 2016, Carver *et al.* 2016, Chomphuphuang *et al.* 2016, Mammola & Isaia 2017, Fonseca-Ferreira *et al.* 2017, Huber 2018, Mammola *et al.* 2019, 2020). Contudo, ainda é necessário mais estudos no âmbito de conhecer mais desses animais em um ambiente tão fascinante, como é o caso do mundo subterrâneo.

### **Turismo em cavernas, contextualização superficial**

As cavernas sempre têm atraído a atenção da humanidade desde a pré-história, mas atualmente o interesse é praticamente o mesmo, tanto é que as cavernas são ainda utilizadas como abrigo, santuários e locais fúnebres (Cigna 2019). Esse interesse é notado, também, devido a algumas cavernas históricas serem conhecidas desde tempos remotos, onde elas são visitadas não apenas por interesse turístico, mas principalmente por propósitos religiosos, exemplo disso são santuários que são construídos dentro de cavernas ou tornando certas cavernas o próprio santuário. Dessa forma, não há necessidade de muito esforço para ter conhecimento da existência dessas localidades ao redor do mundo.

Na Caverna de Postojna (Eslovênia), nas paredes da chamada “Passagem dos Nomes Antigos” foram encontradas antigas assinaturas deixadas por visitantes ocasionais, os mais antigos datam aproximadamente entre 1200 a 1400 (Cigna 2019). Essas assinaturas se tornaram mais abundantes a partir do século XVI, o que mostra que a caverna passou a ser visitada com mais frequência por muitas pessoas que foram atraídas pelo mundo subterrâneo (Cigna 2019). Dessa forma, podemos dizer, sem erro, que esse foi o período inicial do turismo em cavernas, pelo que sabemos.

A partir disso, porém mais recentemente, as cavernas passaram a ser um atrativo, e como isso houve a necessidade de torna-las mais acessíveis aos visitantes. Então, foi pensado em um correto manejo de cavernas turísticas que levasse em conta tanto a proteção do meio ambiente quanto a segurança dos turistas que visitavam a caverna. Com isso, estudos envolvendo a melhor forma de construir estruturas para os turistas começaram a ser desenvolvidos, estudo que por exemplo questionam qual material mais apropriado para ser instalado numa caverna (Cigna 2019). Pensando nisso, foi usado, e ainda é, em algumas cavernas turísticas, estruturas de madeira, porém não é a melhor opção, visto que a alta umidade do ambiente cavernícola acaba deteriorando com facilidade essas estruturas, havendo necessidade de frequente manutenção e substituição. E isso implica em alteração da energia natural da caverna, pois a madeira deteriorada acaba se tornando alimento para uma gama de seres detritívoros e decompositores. Por isso a melhor estrutura a ser utilizada, visando o mínimo de alteração da energia do meio cavernícola é o aço inoxidável, porém pelo alto custo de manufatura se torna um empecilho, sendo que apenas localidades que apresentam um turismo mais desenvolvido economicamente lançam mão desse recurso (Cigna 2019).

O turismo em cavernas é uma atividade que gera recursos significativos. Estimativas apontam que o número total de visitantes por ano em cavernas turísticas, ao

redor do mundo, baseada em aproximadamente 20% delas, ultrapassa de 150 milhões de pessoas (Cigna & Burri 2000, Cigna 2019). Consequentemente o total de dinheiro gasto por pessoas que visitam as cavernas turísticas gira em torno de 3,5 bilhões de dólares anuais, número esse que está diretamente envolvido em manejo e serviços locais, dos quais podem ser estimados em centenas de dólares diários por caverna (Cigna & Burri 2000). Ou seja, várias centenas de pessoas diretamente e indiretamente, estão conectadas às cavernas turísticas, promovendo trabalho, sustento e giro de capital.

Com isso, um dos passos primordiais para o planejamento de ações no que diz respeito à conservação de cavernas é a definição de áreas geologicamente e biologicamente representativas e temporalmente persistentes (Margules & Pressey 2000). Então, como as cavernas são paisagens interessantes a serem visitadas e preservadas, essa modalidade de ecoturismo passou a ser chamadas de espeleoturismo (Silva & Ferreira 2009). Dessa forma, com certa surpresa, estudos relativos ao turismo associado às cavernas são ainda incipientes, principalmente trabalhos que dizem respeito aos impactos naturais ou antrópicos que alteram as condições naturais dos ambientes subterrâneos (Cigna & Burri 2000, Van Beynen & Townsend 2005, Lobo *et al.* 2013, 2015).

Os estudos existentes acerca dos efeitos do turismo em cavernas são principalmente focados nos impactos em espeleotemas, microclima, microbiota e capacidade do turismo carregar matéria orgânica para o ambiente cavernícola (Baker & Genty 1998, Song *et al.* 2000, Russel & MacLean 2008, Augusto *et al.* 2009, Fonseca-Ferreira *et al.* 2017, Cigna 2019). Por outro lado, estudos focados nos impactos em invertebrados de cavernas estão no processo de crescimento, contudo ainda são bem escassos (Gunn *et al.* 2000, Eberhard 2001, Silva & Ferreira 2009, Whitten 2009, Pellegrini & Ferreira 2012, Faille *et al.* 2015, Geremias *et al.* 2019, Moldovan *et al.* 2020). No entanto, nos lugares que o espeleoturismo está diretamente ligado e depende da forma de vida que se encontra na caverna turística, existe uma alta concentração de artigos sobre o efeito do turismo em populações cavernícolas, como por exemplo *Arachnocampa luminosa* Skuse 1891, que é uma espécie de inseto díptero endêmica da Nova Zelândia, e tanto a larva como o imago são luminosos (Pavlovich 2003, 2010, Driessen 2010, Merritt & Patterson 2017).

Dessa forma, se faz necessário mais pesquisas que busquem compreender os sistemas cársticos e sua ligação com atividades turísticas. Esse conhecimento é imprescindível para um melhor manejo das cavernas, além de propiciar melhores formas de tornar essas paisagens mais acessíveis aos visitantes que buscam apreciar a natureza subterrânea, sem que isso implique em sérios impactos nas estruturas dos espeleotemas e também nas comunidades de organismos, alguns extremamente sensíveis à mudança de ambiente, sem contar com as espécies raras e endêmicas encontradas nessas paragens.

## Referências bibliográficas

- ADIS, J., A. B. BONALDO, A. D. BRESCOVIT, R. BERTANI, J. C. COKENDOLPHER, B. CONDÉ, A. B. KURY, W. R. LOURENÇO, V. MAHNERT, N. I. PLATNICK, J. R. REDDELL, C. A. RHEIMS, L. S. ROCHA, J. M. ROWLAND, P. WEYGOLDT, and S. WOAS. 2002. Arachnida at “Reserva Ducke”, Central Amazonial Brazil.
- ALMEIDA-SILVA, L. M., A. D. BRESCOVIT, and S. C. DIAS. 2009. A new species of *goeldia* (araneae: Titanoecidae) with notes on its natural history. *Zoologia* 26: 363–368.
- ALMEIDA, M. Q., J. R. ALVES-OLIVEIRA, D. M. DE MELLO MENDES, R. SOBRAL, A. M. DA SILVA-NETO, and J. W. DE MORAIS. 2019. Alien spiders: First record of *loxosceles gaucho* Gertsch, 1967 (Araneae: Sicariidae) in the Amazon region, Brazil. *Pap. Avulsos Zool.* 59: 0–4.
- ANDRADE, R. M. G. DE, E. A. B. GALATI, and D. V. TAMBOURGI. 2001. Presença de *Loxosceles similis* Moenkhaus, 1898 (Araneae, Sicariidae) na Serra da Bodoquena, Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop* 34: 275–277.
- AUGUSTO, H., S. LOBO, and E. C. MORETTI. 2009. Tourism in Caves and the Conservation of the Speleological Heritage : The case of Serra da Bodoquena ( Mato Grosso do Sul State , Brazil ) Jamski turizem in ohranjanje speleološke dediščine : primer iz Serra da Bodoquena ( Mato Grosso do Sul , Brazilija ). 265–276.
- AYDIN, G., and I. SEN. 2020. Determination of arthropod biodiversity and some ecological parameters of Erdal Sekeroglu (Isparta, Turkey) and Kadiini (Antalya, Turkey) cave ecosystems with evaluation of usability of insects in cave mapping. *Turkiye Entomoloji Derg.* 44: 539–557.
- AZEVEDO, G. H. F., B. T. FALEIRO, I. L. F. MAGALHÃES, A. R. BENEDETTI, U. OLIVEIRA, J. P. P. PENA-BARBOSA, M. T. T. SANTOS, P. F. VILELA, M. DE MARIA, and A. J. SANTOS. 2014. Effectiveness of sampling methods and further sampling for accessing spider diversity: A case study in a Brazilian Atlantic rainforest fragment. *Insect Conserv. Divers.* 7: 381–391.
- BAKER, A., and D. GENTY. 1998. Environmental pressures on conserving cave speleothems: Effects of changing surface land use and increased cave tourism. *J. Environ. Manage.* 53: 165–175.
- BAPTISTA, R. L. C., and A. P. D. L. GIUPPONI. 2002. A new troglomorphic *Charinus* from Minas Gerais State, Brazil (Arachnida: Amblypygi: Charinidae). *Rev. Ibérica Aracnol.* 28: 45–50.
- BAPTISTA, R. L. C., A. P. GONZÁLEZ, and A. L. TOURINHO. 2008. *Ochyrocera ibitipoca* (Araneae: Ochyroceratidae), a new spider species from Brazilian caves. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 43: 243–246.
- BERTANI, R., M. E. BICHUETTE, and D. R. PEDROSO. 2013. The first troglobitic tarantula from Brazil. 85: 235–243.
- BERTANI, R., D. M. VON SCHIMONSKY, J. E. GALLÃO, and M. E. BICHUETTE. 2018. Four new troglophilic species of *Loxosceles* Heinecken & Lowe, 1832: Contributions to

- the knowledge of recluse spiders from Brazilian caves (Araneae, Sicariidae). *Zookeys* 2018: 47–72.
- VAN BEYNEN, P., and K. TOWNSEND. 2005. A disturbance index for karst environments. *Environ. Manage.* 36: 101–116.
- BONALDO, A. B., L. S. CARVALHO, R. PINTO-DA-ROCHA, A. L. TOURINHO, L. T. MIGLIO, D. F. CANDIANI, N. F. L. M. HUNG, N. ABRAHIM, B. V. B. RODRIGUES, A. D. BRESCOVIT, R. SATURNINO, N. C. BASTOS, B. J. F. SILVA, J. M. B. PEREIRA-FILHO, C. A. RHEIMS, S. M. LUCAS, D. POLOTOW, G. R. S. RUIZ, and R. P. INDICATTI. 2009. Inventário e história natural dos aracnídeos da Floresta Nacional de Caxiuanã. Caxiuanã desafios para a Conserv. uma Floresta na Amaz. 577–621.
- BORGES, P. A. V., L. C. CRESPO, and P. CARDOSO. 2016. Species conservation profile of the cave spider *Turinyphia cavernicola* (Araneae, Linyphiidae) from Terceira Island, Azores, Portugal. *Biodivers. Data J.* 4.
- BRESCOVIT, A. D., and I. CIZAUSKAS. 2019. Seven new species of the spider genus *Matta Crosby* from caves in the State of Minas Gerais, Brazil (Araneae, Tetrablemmidae). *Zootaxa* 4559: 401–444.
- BRESCOVIT, A. D., I. CIZAUSKAS, and L. P. MOTA. 2018. Seven new species of the spider genus *ochyrocera* from caves in floresta nacional de carajás, PA, Brazil (araneae, ochyroceratidae). *Zookeys* 2018: 87–130.
- BUCHERL, W. 1969. Biology and venoms of the most important south american spiders of the genera *Phoneutria*, *Loxosceles*, *Lycosa*, and *Latrodectus*. *Integr. Comp. Biol.* 9: 157–159.
- BURNEO, S. 2009. Megadiversidad. *Let. Verdes, Rev. Latinoam. Estud. Socioambientales* 5.
- CANDIANI, D. F., R. P. INDICATTI, and A. D. BRESCOVIT. 2005. Composição e diversidade da araneofauna (Araneae) de serapilheira em três florestas urbanas na cidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. *Biota Neotrop.* 5: 111–123.
- CARDOSO, P. 2012. Diversity and community assembly patterns of epigean vs. troglobiont spiders in the Iberian Peninsula. *Int. J. Speleol.* 41: 83–94.
- CARVER, L. M., P. PERLAKY, A. CRESSLER, and K. S. ZIGLER. 2016. Reproductive seasonality in *Nesticus* (Araneae: Nesticidae) cave spiders. *PLoS One* 11: 7–8.
- CHOMPUPHUANG, N., S. DEOWANISH, C. SONGSANGCHOTE, V. SIVAYYAPRAM, P. THONGPREM, and N. WARRIT. 2016. The Mediterranean recluse spider *Loxosceles rufescens* (Dufour, 1820) (Araneae: Sicariidae) established in a natural cave in Thailand. *J. Arachnol.* 44: 142–147.
- CIGNA, A. A. 2019. *Show caves* 3rd ed. Elsevier Inc. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-814124-3.00108-4>.
- CIGNA, A. A., and E. BURRI. 2000. Development, management and economy of show caves. *Int. Journal Speleol.* 29: 1–27.
- CODDINGTON, J. A., and H. W. LEVI. 2012. SYSTEMATICS AND EVOLUTION OF SPIDERS ( ARANEAE ). *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 22: 565–592.
- CODDINGTON, J. A., L. H. YOUNG, and F. A. COYLE. 1996. Estimating spider species

- richness in a Southern Appalachian cove hardwood forest. *J. Arachnol.* 24: 111–128.
- DIAS, J. 2000. A região cárstica de Bonito, MS: uma proposta de zoneamento geológico a partir de unidades de paisagem. *Rev. Ciência Geográfica* 15: 1–21.
- DINIZ-FILHO, J. A. F., P. DE MARCO, and B. A. HAWKINS. 2010. Defying the curse of ignorance: Perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. *Insect Conserv. Divers.* 3: 172–179.
- DRIESSEN, M. M. 2010. Enhancing conservation of the Tasmanian glow-worm, *Arachnocampa tasmaniensis* Ferguson (Diptera: Keroplatidae) by monitoring seasonal changes in light displays and life stages. *J. Insect Conserv.* 14: 65–75.
- DUNLOP, J. A., and D. M. MARTILL. 2001. The first whipspider (Arachnida: Amblypygi) and three new whipscorpions (Arachnida: Thelyphonida) from the Lower Cretaceous Crato Formation of Brazil. *Trans. R. Soc. Edinburgh, Earth Sci.* 92: 325–334.
- EBERHARD, S. 2001. Cave fauna monitoring and management at Ida Bay, Tasmania. *Divers. Distrib.* 10: 97–104.
- ENRIQUEZ, C. M. D., and O. M. NUÑEZA. 2014. Cave spiders in Mindanao, Philippines. *ELBA Bioflux* 6: 46–55.
- FAILLE, A., C. BOURDEAU, and L. DEHARVENG. 2015. Weak impact of tourism activities on biodiversity in a subterranean hotspot of endemism and its implications for the conservation of cave fauna. *Insect Conserv. Divers.* 8: 205–215.
- FERREIRA, R. L., and R. P. MARTINS. 1998. Diversity and distribution of spiders associated with bat guano piles in Morrinho cave (Bahia State, Brazil). *Divers. Distrib.* 4: 235–241.
- FERREIRA, R. L., X. PROUS, S. F. MACHADO, and R. P. MARTINS. 2005. Population dynamics of *Loxosceles similis* (Moenkhaus, 1898) in a Brazilian dry cave: a new method for evaluation of population size. *Rev. Bras. Zoociências* 7: 129–141. Available at: <https://zoociencias.ufjf.emnuvens.com.br/zoociencias/index%0Ahttps://zoociencias.ufjf.emnuvens.com.br/zoociencias/article/view/180/168>.
- FERREIRA, R. L., M. F. V. R. SOUZA, E. O. MACHADO, and A. D. BRESCOVIT. 2011. Description of a new *Eukoenia* (Palpigradi: Eukoeniidae) and *Metagonia* (Araneae: Pholcidae) from Brazilian caves, with notes on their ecological interactions. *J. Arachnol.* 39: 409–419.
- FONSECA-FERREIRA, R., R. DE A. ZAMPAULO, and J. P. L. GUADANUCCI. 2017. Diversity of iron cave-dwelling mygalomorph spiders from Pará, Brazil, with description of three new species (Araneae). *Trop. Zool.* 30: 178–199. Available at: <http://doi.org/10.1080/03946975.2017.1367590>.
- FRANCE, R., and C. RIGG. 1998. Examination of the “founder effect” in biodiversity research: Patterns and imbalances in the published literature. *Divers. Distrib.* 4: 77–86.
- GASTON, K. J. 2000. Global Patterns in Biodiversity. *Nature* 405: 220–227.

- GASTON, K. J., and R. M. MAY. 1992. Taxonomy of taxonomists. *Nature* 359: 710–713.
- GEREMIAS, S., D. O. S. SANTOS, H. KLOMPEN, L. F. D. E. OLIVEI-, R. A. BERNARDI, L. C. GONÇALVES, D. B. RIBEIRO, and A. ROGÉRIO. 2019. Multi-instar descriptions of cave dwelling Erythraeidae (Trombidiformes: Parasitengona) employing an integrative approach. *4717*: 137–184.
- GONÇALVES DE ANDRADE, R. M., E. A. GALATI, and D. V. TAMBOURGI. 2001. Presence of *Loxosceles similis* Moenkhaus, 1898 (Araneae, Sicariidae) in Serra da Bodoquena, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.* 34: 275–277.
- GRAND, J., M. P. CUMMINGS, T. G. REBELO, T. H. RICKETTS, and M. C. NEEL. 2007. Biased data reduce efficiency and effectiveness of conservation reserve networks. *Ecol. Lett.* 10: 364–374.
- GUADANUCCI, J. P. L., P. L. M. BRAGA, and F. DE S. SÁ. 2015. Aspects of the activity rhythm and population size of troglophilic mygalomorph spiders (*Trechona* sp., Dipluridae) in a quartzite cave in Minas Gerais, Brazil. *J. Nat. Hist.* 49: 889–903.
- GUADANUCCI, J. P. L., R. FONSECA-FERREIRA, R. L. C. BAPTISTA, and D. R. PEDROSO. 2016. An unusual new species of *Trechona* (Araneae: Mygalomorphae: Dipluridae), from quartzitic caves of the Diamantina Plateau, Minas Gerais, Brazil, with a key to the known species. *J. Nat. Hist.* 50: 2487–2497.
- GUNN, J., P. HARDWICK, and P. J. WOOD. 2000. The invertebrate community of the Peak – Speedwell cave system, Derbyshire, England — pressures and considerations for conservation management. *369*: 353–369.
- HÖFER, H. 1997. The Spider Communities. *126*: 373–383.
- HÖFER, H., and A. D. BRESOVIT. 1997. On the genus *maculisternis* STRAND (Araneae, ctenidae). *Zoosystematics Evol.* 73: 89–93.
- HUBER, B. A. 2016. Spider diversity and endemism in a South American hotspot: 20 new species of *Carapoa* (araneae: Pholcidae) from Brazil's Atlantic Forest.
- HUBER, B. A. 2018. Cave-dwelling pholcid spiders (Araneae, Pholcidae): A review. *Subterr. Biol.* 26: 1–18.
- JIMÉNEZ-VALVERDE, A., A. BASELGA, A. MELIC, and N. TXASKO. 2010. Climate and regional beta-diversity gradients in spiders: Dispersal capacity has nothing to say? *Insect Conserv. Divers.* 3: 51–60.
- KURY, A. B. 2008. A review of *Soaresia* H. Soares, 1945, with the description of a new species from Serra da Mantiqueira, Brazil (Opiliones, Gonyleptidae, Pachylinae). *Zootaxa* 59: 51–59.
- LEWINSOHN, T. M., and P. I. PRADO. 2005. How many species are there in Brazil? *Conserv. Biol.* 19: 619–624.
- LOBO, H. A. S., P. C. BOGGIANI, and J. A. J. PERINOTTO. 2015. Speleoclimate dynamics in Santana cave (PETAR, São Paulo state, Brazil): General characterization and implications for tourist management. *Int. J. Speleol.* 44: 61–73.
- LOBO, H. A. S., E. TRAJANO, M. DE A. MARINHO, M. E. BICHUETTE, J. A. B. SCALEANTE, O. A. F. SCALEANTE, B. N. ROCHA, and F. V. LATERZA. 2013.

- Projection of tourist scenarios onto fragility maps: Framework for determination of provisional tourist carrying capacity in a Brazilian show cave. *Tour. Manag.* 35: 234–243. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tourman.2012.07.008>.
- LOPEZ-PANCORBO, A., K. B. KUNT, G. BLAGOEV, C. DELTSHEV, and C. RIBERA. 2013. *Nesticus dimensis* new species, a new troglobitic spider from Turkey (Araneae, Nesticidae), with comments on its phylogenetic relationships. *Zootaxa* 3721: 183–192. Available at: <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3721.2.5>.
- LYONS, K. G., C. A. BRIGHAM, B. H. TRAUT, and M. W. SCHWARTZ. 2005. Rare Species and Ecosystem Functioning. *Conserv. Biol.* 19: 1019–1024.
- MAMMOLA, S. ET AL. 2019. Local-versus broad-scale environmental drivers of continental  $\beta$ -diversity patterns in subterranean spider communities across Europe. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 286.
- MAMMOLA, S., M. A. ARNEDO, C. FIŠER, P. CARDOSO, A. J. DEJANAZ, and M. ISAIA. 2020. Environmental filtering and convergent evolution determine the ecological specialization of subterranean spiders. *Funct. Ecol.* 34: 1064–1077.
- MAMMOLA, S., and M. ISAIA. 2017. A synthesis on cave-dwelling spiders in Europe. 1–16.
- MANENTI, R., E. LUNGI, and G. F. FICETOLA. 2015. The distribution of cave twilight-zone spiders depends on microclimatic features and trophic supply. *Invertebr. Biol.* 134: 242–251.
- MARGULES, C. R., and R. L. PRESSEY. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243–253.
- MELLO-LEITÃO, C. F. DE. 1923. Aracnídeos da ilha de Alcatrazes. *Rev. do Mus. Paul.* 13: 515–520.
- MERRITT, D. J., and R. PATTERSON. 2017. Environmental influences on the bioluminescence display of the glow-worm, *Arachnocampa flava* (Diptera: Keroplatidae). *Austral Entomol.* 57: 107–117.
- MOLDOVAN, O. T., S. IEPURE, T. BRAD, M. KENESZ, and C. MIREA. 2020. Database of Romanian cave invertebrates with a Red List of cave species and a list of hotspot / coldspot caves.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B. DA FONSECA, and J. KENT. 2010. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 468: 895.
- NAMKUNG, J., J. S. YOO, S. Y. LEE, J. H. LEE, W. K. PAEK, and S. T. KIM. 2009. Bibliographic Check list of Korean Spiders (Arachnida: Araneae) ver. 2010. *J. Korean Nat.* 2: 191–285. Available at: [http://dx.doi.org/10.1016/S1976-8648\(14\)60055-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1976-8648(14)60055-4).
- PAVLOVICH, K. 2003. The evolution and transformation of a tourism destination network: The Waitomo Caves, New Zealand. *Tour. Manag.* 24: 203–216.
- PAVLOVICH, K. 2010. The Twin Landscapes of Waitomo : Tourism Network and Sustainability through the Landcare Group. *J. Sustain. Tour.* 37–41.
- PEKÁR, S., L. F. GARCÍA, and C. VIERA. 2017. Trophic niches and trophic adaptations of prey-specialized spiders from the neotropics: A guide. *Behav. Ecol. Spiders*

- Contrib. from Neotrop. Reg. 247–274.
- PELLEGRINI, T. G., and R. L. FERREIRA. 2012. Management in a neotropical show cave : planning for invertebrates conservation. 41: 359–366.
- PERES, M., J. P. SOUZA-ALVES, K. BENATI, M. DIAS, A. ALVES, C. MÁXIMO, and A. BRESCOVIT. 2010. Distribution of leaf litter spider (Araneae) in treefall gaps and on adjacent forest in an atlantic rainforest remnant in Bahia State, Brazil. *Biociências* 16: 109–115.
- PLATNICK, N. I. 2014. A new cryptocellus (arachnida: ricinulei) from Brazil. *New York Entomol. Soc.* 96: 363–366.
- PLATNICK, N. I., and R. J. RAVEN. 2013. Spider Systematics: Past and Future. 3683: 595–600.
- PRELIMINAR, I., D. A. ARANEOFAUNA, E. M. ÁREA, J. A. ROMÃO, L. BOCCARDO, S. CAMPIOLO, and A. DOMINGOS. 2007. Inventário preliminar da araneofauna em área de caatinga e fragmento de mata-de-cipó, no município de lafaiete coutinho, bahia, brasil. *An. do VIII Congr. Ecol. do Brasi* 1–2.
- PRETE, P. H., and A. D. BRESCOVIT. 2020. A new species of Cuacuba (Araneae, Theridiosomatidae) from Brazilian caves. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 55: 109–115. Available at: <https://doi.org/10.1080/01650521.2019.1704386>.
- PRETE, P. H., I. CIZAUSKAS, and A. D. BRESCOVIT. 2016. A new species of the spider genus Baalzebub (Araneae, Theridiosomatidae) from Brazilian caves. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 51: 97–103.
- RAIZER, J., H. F. JAPYASSÚ, R. P. INDICATTI, and A. D. BRESCOVIT. 2005. Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do pantanal norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. *Biota Neotrop.* 5: 125–140.
- REGO, F. N. A. A., E. M. VENTICINQUE, A. D. BRESCOVIT, C. A. RHEIMS, and A. L. K. M. ALBERNAZ. 2009. A contribution to the knowledge of the spider fauna (Arachnida: Araneae) of the floodplain forests of the main Amazon River channel. *Rev. Iber. Arachnol.* 17: 85–96.
- RICETTI, J., and A. B. BONALDO. 2008. Diversidade e estimativas de riqueza de aranhas em quatro fitofisionomias na Serra do Cachimbo, Pará, Brasil. *Iheringia - Ser. Zool.* 98: 88–99.
- RICO, A., J. BELTRÁN, A. ÁLVAREZ, and E. FLÓREZ. 2005. Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en el Parque Nacional Natural IRico, A., Beltrán, J., Álvarez, A., & Flórez, E. (2005). Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en el Parque Nacional Natural Isla Gorgona, Pacífico Colombiano. *Biota Neotropica*, . *Biota Neotrop.* 5: 1–12.
- RINALDI, I. M. P., and L. A. TRINCA. 2008. Spider assemblages in widely-separated patches of cerrado in São Paulo State, Brazil. *Acta Biol. Parana.* 37: 165–180.
- RODRIGUEZ-ARTIGAS, S. M., R. BALLESTER, and J. A. CORRONCA. 2016. Factors that influence the beta-diversity of spider communities in northwestern Argentinean Grasslands. *PeerJ* 2016.
- RUPPERT, E. E., and R. D. BARNES. 1994. *Invertebrate zoology*. Saunders College

Publishing, New York.

- RUSSEL, M. J., and V. L. MACLEAN. 2008. Management issues in a Tasmanian tourist cave : Potential microclimatic impacts of cave modifications. 87: 474–483.
- SANTOS, A. J., A. D. BRESCOVIT, M. DE OLIVEIRA-TOMASI, P. RUSSO, and U. OLIVEIRA. 2017. Curves , Maps and Hotspots : The Diversity and Distribution of Araneomorph Spiders in the Neotropics. *J. Trop. Ecol.* 22: 1–28.
- DOS SANTOS, G. E. R., K. SOLERA, C. A. DA COSTA, M. I. MARQUES, A. D. BRESCOVIT, and L. D. BATTIROLA. 2020. Ground spiders (Arachnida, araneae) associated with urban forest fragments in southern Amazon. *Biota Neotrop.* 20: 1–13.
- SILVA DÁVILA, D. 1996. Species composition and community structure of peruvian rainforest spiders: a case study from a seasonally inundated forest along the Samiria river. *Rev. Suisse Zool. hors:* 597–610.
- SILVA, M. S., and R. L. FERREIRA. 2014. *Loxosceles* spiders (Araneae Sicariidae) preying on invertebrates in Brazilian caves. *Speleobiology Notes* 27–32.
- SILVA, S., and L. FERREIRA. 2009. Caracterização ecológica de algumas cavernas do Parque Nacional de Ubajara (Ceará) com considerações sobre o turismo nestas cavidades. *Rev. Biol. e Ciências da Terra* 9: 59–71.
- SINGH, S., A. BORKOTOKI, and C. K. SARMAH. 2012. Species distribution of spiders in Barpeta district of Assam: A diversity measure. *E-International Sci. Res. J.* 4: 47–57.
- SOARES, B. A. M., and H. F. DE A. CAMARGO. 1948. Aranhas coligadas pela fundação Brasil-Central (Arachnida - Araneae). *Bol. do Mus. Para. Emilio Goeldi* 10: 355–409.
- SOARES, B. A. M., and H. E. M. SOARES. 1946. Contribuição ao estudo das aranhas do estado do Espírito Santo. *Papéis Avulsos do Dep. Zool.* VII: 51–72.
- SONG, L., W. XIAONING, and L. FUYUAN. 2000. The influence of cave tourism on CO<sub>2</sub> and temperature in Baiyun Cave, Hebei, China. *Int. J. Speleol.* 29B: 77–87.
- SOUZA, M. F. V. R., and R. L. FERREIRA. 2018. A new highly troglomorphic *Loxosceles* (Araneae: Sicariidae) from Brazil. *Zootaxa* 4438: 575–587.
- TRAJANO, E., and P. GNASPINI-NETTO. 2009. Composição da fauna cavernícola brasileira, com uma análise preliminar da distribuição dos taxons. *Rev. Bras. Zool.* 7: 383–407.
- TURNBULL, A. L. 1973. Ecology of the True Spiders (Araneomorphae). *Annu. Rev. Entomol.* 18: 305–348.
- VASCONCELOS, A. C. O., and R. L. FERREIRA. 2017. Two new species of cave-dwelling *Charinus* Simon, 1892 from Brazil (Arachnida: Amblypygi: Charinidae). *Zootaxa* 4312: 277–292.
- WHITTEN, T. 2009. Applying ecology for cave management in China and neighbouring countries. 520–523.
- XAVIER, E., and L. S. ROCHA. 2001. Autoecology and description of *Mummucia mauryi* (Solifugae, Mummuciidae), a new solifuge from Brazilian semi-arid Caatinga. *J.*

Arachnol. 29: 127–134.

YA, I. 2012. Research in Biodiversity - Models and Applications.

## **Texto de apresentação da tese**

Thiago Augustho Dolacio Maia e Silva<sup>1</sup>

Nas próximas páginas apresento minha tese intitulada “*Diversidade Alfa e Beta no Carste da Serra da Bodoquena: o turismo em cavernas tem influência sobre comunidades de aranhas?*”. Sintetizando as minhas contribuições acerca do conhecimento descoberto em relação à abundância de espécies de aranhas dentro de comunidades de aranhas cavernícolas e epígeas, tanto quanto as diferenças na composição dessas espécies e suas abundâncias entre as cavernas do Carste da Serra da Bodoquena.

A elaboração deste manuscrito segue as normas da revista: *Cave and Karst Science*

**Diversidade Alfa e Beta no Carste da Serra da Bodoquena: o turismo em cavernas tem influência sobre comunidades de aranhas?**

Thiago Augustho Dolacio Maia e Silva<sup>1</sup>

<sup>1</sup>. Programa de Pós-graduação em Entomologia e Conservação da Biodiversidade – PPG-ECB; Universidade Federal da Grande Dourados – UFGD, 79825-070, Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil.

**Resumo:**

A riqueza de espécies de aranhas que vivem em cavernas está relacionada com a disponibilidade de habitat. Como efeito disso, a diversidade de modo geral costuma ser baixa em comunidades cavernícolas. Em contrapartida, o turismo é um fator que modifica o ambiente cavernícola. Então, estudos sobre a diversidade de aranhas associada ao turismo permite compreender melhor a distribuição desses animais em cavernas. Logo, para responder se o turismo tem influência nas comunidades de aranhas cavernícolas, foram amostradas aranhas em 30 cavernas, das quais foi medido CO<sub>2</sub>, temperatura e umidade relativa do ar, no meio epígeo e no meio hipógeo. As aranhas foram identificadas a nível de espécie e então foi analisada a diversidade alfa, quantificando a cobertura amostral e comparando a diversidade entre assembleias pela avaliação dos perfis de completude amostral, análise de rarefação e extrapolação baseadas em tamanho e os perfis de diversidade assintótica, análise não assintótica para  $q = 1, 2$  e  $3$  e perfil de uniformidade ao longo das ordens de diversidade. Além da diversidade beta, usando NMDS e pcnm (Principal Coordinates of Neighbourhood Matrix). As análises foram realizadas no R. Foram amostradas 1107 aranhas, sendo 428 aranhas no meio epígeo e 679 aranhas no meio hipógeo, em um total de 27 famílias, 40 gêneros e 53 espécies. Nossas análises resultaram que a diversidade de aranhas depende da distribuição espacial e da área de entrada das cavernas, entretanto esta última influência é enviesada por uma caverna com a abertura muito maior que as demais. Portanto, concluo que a comunidade de aranhas é explicada pela estruturação espacial das cavernas, fatores ambientais, abertura da caverna e atividade turística. Desse modo, a diversidade de aranhas cavernícolas sofre influência da atividade turística.

Palavras-chave: Estrutura de comunidades; Estrutura do habitat; Riqueza de espécies

**Abstract:**

The species richness of cave-dwelling spiders is related to the availability of habitat. As a result, diversity is generally low in cave communities. On the other hand, tourism is a factor that modifies the cave environment. Therefore, studies on the diversity of spiders associated with tourism allow us to better understand the distribution of these animals in caves. Therefore, to answer whether tourism influences cave spider communities, spiders were sampled in 30 caves, from which CO<sub>2</sub>, temperature and relative air humidity were measured, in the epigeal and hypogean environments. These spiders were identified at the species level and then alpha diversity was analyzed, quantifying the sample coverage and comparing the diversity between assemblages by evaluating the sample completeness profiles, analysis of rarefaction and extrapolation based on size and the asymptotic diversity profiles, analysis non-asymptotic for  $q = 1, 2$  and  $3$  and uniformity profile along the diversity orders. In addition to beta diversity, using NMDS and pcnm (Principal Coordinates of Neighborhood Matrix). Analyzes were performed in R. A total of 1107 spiders were sampled, 428 spiders in the epigeal environment and 679 spiders in the hypogean environment, in a total of 27 families, 40 genera and 53 species. Our analysis showed that the diversity of spiders depends on the spatial distribution and the entrance area of the caves, however, this last influence is biased by one cave with a much larger opening than the others. Therefore, I conclude that the spider community is explained by the spatial structuring of the caves, environmental factors, cave opening and tourist activity. Thus, the diversity of cave spiders is influenced by tourist activity.

Key words: Community structure; Habitat structure; species richness.

## 1. Introdução

A riqueza de espécies de aranhas que vivem em cavernas está relacionada com a disponibilidade de habitat, ou seja, a quantidade de cavernas que é encontrada em uma região (Christman & Culver 2001, Cardoso 2012, Borges *et al.* 2016). Em relação à diversidade alfa, as comunidades cavernícolas apresentam baixa redundância funcional, possuindo estreitas faixas de diversidade local, o que implica cadeias alimentares mais simplificadas, já que apresentam altos níveis de fragmentação populacional e são taxonomicamente menos abundantes, devendo apresentar proporções de espécies ameaçadas mais elevadas do que em comunidades epígeas (Carvalho & Felfili 2011, Cardoso 2012).

Levando em consideração que organismos cavernícolas geralmente têm distribuição restrita, justamente pelo motivo de que as cavernas são, em sua maioria, restritas a certas áreas geológicas, como regiões cársticas, elas podem ser vistas como ilhas cercadas por habitat inóspito, e suas assembleias acabam apresentando maior diversidade beta, que é definida como variação na composição de espécies, em comparação com suas contrapartes epígeas. Ou seja, a diversidade de aranhas é relativamente grande em ambientes cavernícolas, porém menor que no ambiente externo, já que uma parcela das espécies epígeas consegue sobreviver às condições do meio hipógeo (Gibert & Deharveng 2002, Christman *et al.* 2005, Ferreira *et al.* 2007). Então, a diversidade beta, entre essas áreas, expressa por índices de similaridade é, em geral, elevada quando são utilizados índices que levam em conta presença e ausência de espécie, mas decresce quando são utilizados índices quantitativos, e até o momento, os estudos comparativos têm sido feitos apenas entre locais, ou seja, faz-se uma amostragem em certa localidade, encontra-se os valores médios de abundância e riqueza e esses valores são comparados com resultados de outras localidades obtidos de modo similar (Culver *et al.* 2009, Cardoso 2012).

Como efeito disso, já que a diversidade de modo geral costuma ser baixa para comunidades de cavernas, com relação às aranhas, esse padrão de baixa riqueza local, estreita distribuição e endemismo não foge à regra e tem sido bastante registrado (Culver *et al.* 2009, Culver 2014). Isso se deve, principalmente, pela tendência das cavernas apresentarem um padrão homogêneo e estável no que diz respeito aos fatores ambientais, logo estão sujeitas a fortes filtros, já que a falta de luz e a escassa entrada de energia constituem um desafio para a adaptação de organismos com dieta específica, em contrapartida, favorece a sobrevivência de poucas espécies de aranhas (Gibert & Deharveng 2002, Moseley 2009, Singh *et al.* 2012, Prous *et al.* 2015). Como consequência, as cavernas e seu entorno constituem excelentes sistemas para estudar assembleias com altos padrões de complexidade, o que as tornam excepcionalmente interessantes no ponto de vista ecológico.

Os organismos cavernícolas têm diferentes relações evolutivas e ecológicas com a teia energética subterrânea, classificada de acordo com a dependência do ambiente hipógeo: os organismos troglógenos, que são aqueles que visitam as cavernas, porém necessitam voltar regularmente para o meio epígeo para poderem completar seu ciclo de vida; organismos troglófilos, que são aqueles capazes de completar seu ciclo de vida em ambos os habitats, como é o caso de uma gama considerável de espécies de aranhas (Mammola & Isaia 2017b); e os troglóbios, que são aquelas espécies restritas à teia subterrânea, distinguidos por especializações (troglomorfismo) como redução dos olhos, despigmentação e alongamento de apêndices sensoriais, que evoluíram pela força da

pressão seletiva nas cavernas ou à ausência de pressões seletivas no meio epígeo (Prous *et al.* 2004, Zakšek *et al.* 2009, Trajano & Bichuette 2010). Sendo assim, espécies paraepígeas (aquelas associadas à entrada da caverna) são de maneira geral comuns no ambiente cárstico, pois entradas de cavernas são consideradas ecótonos, ou seja, um ambiente onde são encontradas características do meio hipógeo e epígeo, sendo possível encontrar espécies semelhantes em comunidades de ambos os meios pois esses ambientes são locais onde se deposita abundância de recursos, favorecendo o deslocamento de espécies que interagem em ambos ambientes (Prous *et al.* 2004, 2015, Cardoso 2012).

Pesquisas sobre o modo como estão organizadas e distribuídas a biodiversidade nas comunidades cavernícolas, são ainda escassas. Consequente, o conhecimento adquirido a partir desses estudos são necessários para avaliar os impactos decorrentes de atividades antrópicas, planejar a criação de unidades de conservação e adoção de técnicas de manejo em geral (Diniz-Filho *et al.* 2009, Carvalho & Felfili 2011). Justamente por esse motivo, Unidades de Conservação (UCs) têm um papel imprescindível para a preservação de recursos naturais (Carvalho & Felfili 2011). E como na região neotropical o número de espécies é consideravelmente elevado e a distribuição de abundância desigual, são poucas espécies que contém muitos indivíduos e um grande número de espécies que contém um número reduzido de indivíduos, podendo ser consideradas raras localmente, por isso áreas de conservação são tão importantes (Santos *et al.* 2017).

Contrariamente, atividades antrópicas tem sido a maior fonte de giro de capital no planalto calcário, onde se insere o Carste da Bodoquena. Então, atividades como o turismo, a pecuária extensiva, a monocultura e a mineração causam impacto nas áreas adjacentes à Unidade de Conservação lá instituída. Assim sendo, principalmente atividades relacionadas ao ecoturismo têm alavancado a economia de municípios próximos ao Parque Nacional. Dessa forma, fatores não naturais tendem a afetar a dinâmica das comunidades de organismos cavernícolas da região, já que algumas dessas cavernas estão relacionadas com atividade turística e outras apresentam potencial turístico (Weinstein 1997). Assim, o ecoturismo é um fator que pode modificar drasticamente o ambiente cavernícola, principalmente por ação direta do ser humano construindo estruturas dentro de cavernas, influenciando a luminosidade do ambiente com luzes artificiais, poluição sonora, modificando o aporte de matéria orgânica para o interior da caverna e causando pisoteio (Pellegrini & Ferreira 2012, Faille *et al.* 2015, Silva *et al.* 2020, Pacheco *et al.* 2021).

Então, algo que chama a atenção é que estudos sobre os efeitos do turismo em cavernas são focados, na sua maioria, nos impactos em espeleotemas, no microclima, na microbiota e na capacidade que o turismo tem em carregar matéria orgânica não natural para o meio hipógeo (Baker & Genty 1998, Song *et al.* 2000, Freitas & Schmekal 2003, Santos & Ortega 2003, Russel & MacLean 2008, Augusto *et al.* 2009, Freitas 2010, Lobo *et al.* 2013, Luís *et al.* 2015, Mammola & Isaia 2017a, Cigna 2019). Porém, é notável a escassez de publicações do impacto do turismo em populações de invertebrados cavernícolas (Gunn *et al.* 2000, Eberhard 2001, Diniz-Filho *et al.* 2009, Silva & Ferreira 2009, Pellegrini & Ferreira 2012, Faille *et al.* 2015, Geremias *et al.* 2019, Moldovan *et al.* 2020, Silva *et al.* 2020).

Já que estudos nesse âmbito necessitam de maior foco, e como o ser humano se sente atraído para locais de beleza natural, as cavernas, invariavelmente, sofrem impacto pela atividade turística (Song *et al.* 2000, Pacheco *et al.* 2021). Entretanto, não conhecemos a influência que ambientes cavernícolas antropicamente modificados, com a finalidade de serem acessíveis a turistas, têm em comunidades de aranhas que habitam

esses ambientes. Logo, da mesma forma que a modificação desses ambientes pelo ecoturismo influencia a paisagem cavernícola, alterando espeleotemas, o clima e o próprio ar dessas cavernas, hipoteticamente, as comunidades de aranhas também podem sofrer influência (Baker & Genty 1998, Song *et al.* 2000, Faille *et al.* 2015, Sebela *et al.* 2015, Guirado *et al.* 2019, Pacheco *et al.* 2021). Assim, esse trabalho busca responder se o ecoturismo em cavernas do complexo Cárstico da Serra da Bodoquena influencia comunidades de aranhas cavernícolas da região.

Para concluir essa introdução, sabemos que estudos relacionados a diversidade e abundância de Arachnida, bem como sua importância ecológica como grupo de predadores exclusivamente terrestres, nos permite compreender melhor esses animais, e sendo um grupo indicador de diversidade ambiental (Gonzaga, Santos, and Japyaçú 2003; Santos *et al.* 2017), esse estudo permitirá contribuir para o desenvolvimento de pesquisas relativas à conservação tanto de aranhas como de cavernas.

## **2. Métodos**

### **2.1. Local de estudo**

O Planalto da Bodoquena é um mosaico inserido entre os *hotspots* de biodiversidade do Cerrado e da Mata Atlântica do Brasil, sendo que sua importância única possibilitou a criação do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB), sendo incluído no Geopark Bodoquena-Pantanal (UNESCO 2009). O Planalto é considerado o mais representativo afloramento rochoso do grupo Corumbá, com sua origem a aproximadamente  $543 \pm 2$  Ma, se estende por mais de mil quilômetros ao longo da Faixa Paraguai e ao longo do Cráton Amazônico e do Bloco Rio APA (Alvarenga *et al.* 2011).

O Parque Nacional da Serra da Bodoquena está localizado a sudeste do estado do Mato Grosso do Sul, apresenta formações rochosas, que estão entre as mais extensas do país, datadas do Pleistoceno Tardio e são constituídas por afloramentos calcários tectonizados e intemperizados. A maioria das cavernas calcárias foram formadas sob um conjunto de rochas sedimentares que, por um processo pluvial e intempérico de desgaseificação de águas supersaturadas com carbonato de cálcio, mantêm-se em constante processo de desolubilização e corrosão (Baker & Genty 1998, Cordeiro *et al.* 2014). À vista disso, no carste, a infiltração da água pelo calcário permite que sejam esculpidas na rocha várias formas internas, possibilitando o aparecimento de vários tipos de cavernas (Cordeiro *et al.* 2014).

O parque tem uma área de 77.232 ha e foi criado no ano de 2000 como Unidade de Conservação (UC) abrangendo Bonito, Bodoquena, Jardim e outros municípios do entorno do parque. Em consonância com as diretrizes do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, o parque visa à conservação, proteção e preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica apresentando um complexo espeleológico com grande potencial para pesquisa. Existem, também, quatro assentamentos rurais nas cercanias do parque, com mais de 20 anos de existência. Eles fazem parte, majoritariamente, da área de amortecimento do PARNA, justamente onde se encontram a maioria das cavernas catalogadas no Cadastro Nacional de Informações Espeleológicas (CANIE), que é parte integrante do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas (CECAV), por sua vez, subordinado ao ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade) do Ministério do Meio Ambiente (ICMBio, 2021).

## 2.2. Amostragem

No período de 28 de janeiro a 08 de maio de 2021, foram amostradas 30 cavernas, distribuídas em uma área de aproximadamente ~96.000 Km<sup>2</sup>, na qual se encontra o Carste do Planalto da Bodoquena, no Centro Oeste brasileiro. A localização das cavernas amostradas ao longo de toda região do carste da Bodoquena permitiu levantar a diversidade das comunidades de aranhas cavernícolas encontradas e como elas estão distribuídas ao longo de todo o gradiente amostrado (Figura.1).

Das 30 cavernas amostradas apenas as cavernas Santa Maria, Morro do Jericó e Encontro estão na sua total extensão dentro dos limites do Parque. A caverna Dente de Cão apresenta sua entrada fora dos limites do Parque, porém a sua extensão subterrânea está dentro dos limites internos do Parque. Todas as outras 26 cavernas estão fora dos limites do Parque como está mostrado na Figura 1. Todas as cavernas que estão dentro do parque podem ser consideradas conservadas. A maioria das cavernas que estão fora dos limites do Parque foram consideradas conservadas, com exceção das cavernas turísticas. As cavernas turísticas são as cavernas Gruta do Mimoso, Nossa Senhora Aparecida e Gruta do Lago Azul. A caverna Dr. Goro foi considerada degradada pelo fato do município de Bodoquena se desenvolver, a partir do ano de 1977, nos seus arredores. Assim, consideramos essas quatro últimas cavernas como sendo impactadas, com acesso turístico, e as demais conservadas.

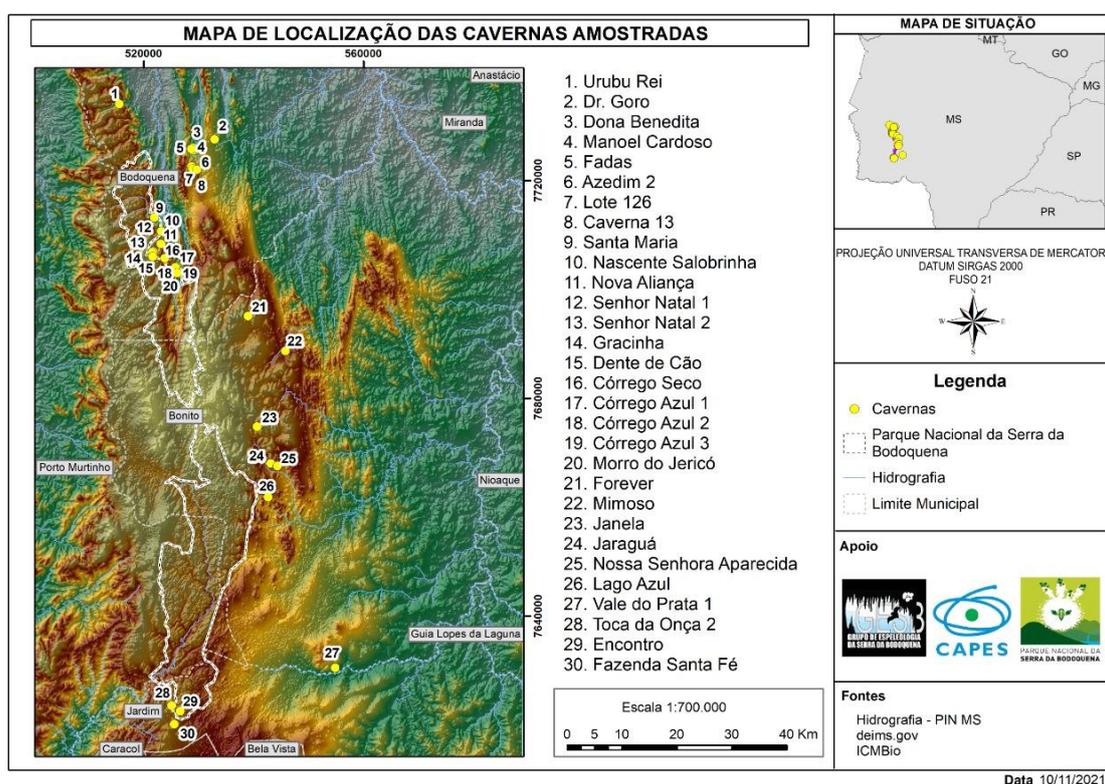


Figura 1. Mapa de localização das 30 cavernas amostradas. As cavernas estão distribuídas ao longo de todo o Planalto da Bodoquena, tanto dentro do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, como no seu entorno.

Com o intuito de organizar as cavernas para as análises estatísticas, separamos as localidades da seguinte forma: cavernas fora do Parque Nacional da Serra da

Bodoquena (Caverna 13, Gruta do Azedim 2, Gruta da Janela, Gruta das Fadas, Gruta do Dr. Goro, Gruta do Mimoso, Gruta Dona Benedita, Gruta Forever, Gruta Jaraguá, Gruta do Lote 126, Gruta Manoel Cardoso, Gruta Nossa Senhora Aparecida, Gruta Nova Aliança, Gruta do Urubu Rei, Gruta do Vale do Prata1), cavernas na área de amortecimento (Caverna Gracinha, Gruta do Córrego Azul 1, Gruta do Córrego Azul 2, Gruta do Córrego Azul 3, Gruta do Córrego Seco, Gruta da Fazenda Santa Fé, Gruta Dente de Cão, Gruta do Lago Azul, Gruta do Senhor Natal 1, Gruta do Senhor Natal 2, Gruta Nascente do Salobrinha, Gruta Toca da Onça 2), e dentro do Parque (Gruta do Encontro, Gruta do Morro do Jericó, Gruta Santa Maria).

### **2.3. Coleta das aranhas**

As aranhas foram coletadas por busca ativa, lançando mão de pinça, luvas de EPI de tecido com palma emborrachada e potes PET. Nos potes despejamos álcool 70% para o armazenamento dos espécimes. Em cada pote foi introduzido uma etiqueta de papel vegetal, da qual foi escrito com caneta de tinta nanquim, a localização da caverna que era definida pelo país, estado, município, nome da caverna e coordenadas geográficas, se era no meio epígeo, ou hipógeo, a data especificada com dia, mês em numerais romanos e ano e finalmente, nome do coletor. Não fizemos discriminação das espécies de aranhas. Foram coletadas tanto indivíduos adultos e juvenis, machos e fêmeas. No meio epígeo foi estabelecido um raio de 15 metros com o centro sendo a entrada da caverna; contabilizamos 1 (uma) hora de coleta ativa e findando o tempo, a coleta mudava para o interior da caverna. No interior das cavernas, as aranhas foram coletadas indistintamente por tempo indeterminado, desde a entrada, passando pela zona de penumbra e finalmente até a zona afótica.

### **2.4. Características estruturais e ambientais das cavernas**

Para analisar se a entrada da caverna influencia a diversidade das aranhas cavernícolas, foi medido a altura e largura da entrada das 30 cavernas. Nas cavernas com mais de uma entrada, foi considerada a entrada maior para a análise. A área da entrada foi medida considerando a área de uma elipse, figura geométrica que mais se aproxima do padrão bidimensional da entrada das cavernas amostradas.

Também, foi feito a medida da concentração de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) dissolvido no ar em p.p.m. (partículas por milhão), umidade relativa e temperatura do ar de todas as 30 localidades, tanto no meio epígeo como no meio hipógeo. No meio hipógeo, como o ar pode variar de acordo com a distância da entrada ou profundidade da galeria em relação à boca da caverna, as medidas foram realizadas no local onde aparentemente foi encontrado mais aranhas. Essas três medidas foram coletadas com auxílio de um termo-higrômetro da marca AKSO, modelo CO277.

### **2.5. Triagem e identificação**

Após findada as coletas em campo, as aranhas nos potes de cada caverna, meio hipógeo e epígeo, foram triadas com auxílio de pinça entomológica, lupa, placa de petri e álcool 70%. O conteúdo de cada pote contendo todas as aranhas de uma localidade era despejado na placa de petri, e com auxílio de uma lupa estereoscópica binocular com aumento óptico de 60x, as aranhas foram separadas por morfoespécies, sendo que no mesmo pote PET com tampa de rosca e lacre, foram colocadas em *eppendorfs* separados os machos e fêmeas adultos e imaturos. Nos potes contendo as morfoespécies coloquei uma etiqueta de identificação do mesmo material e com as mesmas informações que as descritas na sessão anterior, com a informação adicional, em cada *eppendorf*, se as aranhas ali armazenadas eram machos ou fêmeas adultos, imaturos ou ovos.

Depois de terminada a triagem, organização e armazenamento do material biológico, todos os potes PET, foram organizados em uma caixa adequada para ser transportada a fim de que o especialista em aranhas no Museu Biológico do Instituto Butantan identificasse todo o material a nível de espécie (sempre que possível).

## 2.6. Diversidade alfa

Foi avaliada a diversidade alfa de comunidades de aranhas cavernícolas do planalto da Bodoquena em relação ao ambiente (epígeo e hipógeo), à localização das cavernas (fora do Parque, na área de amortecimento e dentro do Parque) e em relação ao turismo (com ou sem atividade turística). A diversidade alfa refere-se ao número e a abundância de espécies dentro de uma comunidade (Magurran & McGill 2011).

A diversidade alfa foi analisada a partir do método proposto por Chao et al. (2020), quantificando a cobertura amostral e comparando a diversidade entre assembleias. Assim temos o conceito de cobertura amostral, ou completude amostral, que se refere à proporção do número de indivíduos na comunidade que pertencem às espécies que foram amostradas (Chao *et al.* 2020).

### 2.6.1. Números de Hill

Então, como já comentado, foi utilizado o método proposto por Chao et al. (2020), para comparar e quantificar a biodiversidade de comunidades das aranhas de cavernas da região da Serra da Bodoquena, devido à impossibilidade de, virtualmente, detectar todas as espécies através de métodos convencionais de coleta, especialmente em uma assembleia hiperdiversa como as que estão presentes no Carste da região de Bonito, Bodoquena e Jardim. Pensando em uma possível quantidade de espécies raras, foi necessário quantificar a completude amostral para acessar a extensão de toda diversidade não detectada e assim ser possível conhecer melhor a ecologia das comunidades de aranhas cavernícolas da região. Desse modo, como o ambiente cavernícola é singular em relação aos demais ambientes terrestres, onde aranhas costumam habitar, é natural que espécies raras ocorram. Assim sendo, essas espécies não podem ser consideradas tendo o mesmo peso dentro da diversidade da comunidade, isso faz sentido quando análises de riqueza da comunidade não trata cada indivíduo equanimemente ponderando sua abundância (Magurran & McGill 2011, Gonzaga *et al.* 2003, Gotelli & Chao 2013, Mammola & Isaia 2017).

Dessa forma, temos um modelo estrutural estatístico ligando os conceitos de diversidade e abundância numa classe de medidas que é conhecida como os números de Hill, definido como o número efetivo de espécies abundantes que é parametrizada por uma ordem de diversidade  $q$ , mesma ordem usada nesse texto (Chao *et al.* 2020). Assim sendo, foram adotados os números de Hill para quantificar a diversidade de espécies de uma assembleia, onde para os dados de abundância, a ordem de diversidade  $q$ ,  ${}^qD$  pode, teoricamente, ser expressa como uma função da soma da  $q$  potência, sendo:

$${}^qD = (q\lambda)^{1/(1-q)} = \left( \sum_{i=1}^s p_i^q \right)^{1/(1-q)}$$

onde  $q\lambda = \sum_{i=1}^s p_i^q$ , denota a potência  $q$ -ésima das abundâncias relativas das espécies.

Assim, Chao *et al.* (2020) propôs essa nova classe de medida da plenitude amostral, tendo como parâmetro a ordem de  $q \geq 0$ , onde  $q$  é o número que determina a medida da sensibilidade para abundância de espécie. Nesse mesmo raciocínio de Chao *et al.* (2020), a medida da plenitude amostral vai além do conceito de cobertura amostral, desenvolvida por Alan Turing, para que cada indivíduo seja proporcionalmente

ponderado pela potência de  $q$ ; quando  $q = 0$ , a completude, ou plenitude, amostral se reduz à medida da razão entre a riqueza de espécies observadas pela verdadeira riqueza de espécies; quando  $q = 1$ , a cobertura amostral é reduzida pela simples “cobertura” de Turing, em que cada espécie é ponderada proporcionalmente pela sua abundância real amostrada, ou seja diversidade de Shannon; quando  $q = 2$ , a cobertura amostral é generalizada, sendo que cada espécie é ponderada pela sua abundância ao quadrado, sendo esta medida, então desproporcionalmente sensível às espécies altamente abundantes, equivalente à diversidade de Simpson.

Logo, de forma simplificada e intuitiva, os números de Hill podem ser classificados como: na ordem 0, temos a riqueza, ou seja, o número de espécies pura e simplesmente; na ordem 1, as espécies comuns; e por fim, na ordem 2, temos as espécies dominantes. Desse modo, a medida de completude amostral de qualquer ordem  $q \geq 0$  quantifica uma cobertura amostral generalizada, ou seja, a proporção do número total de indivíduos na assembleia pertencentes às espécies detectadas, sendo que cada espécie é proporcionalmente ponderada por  $p^q$ , onde  $q$  é um número que determina a medida de sensibilidade da abundância de espécies representada por  $p$  (Gotelli & Chao 2013, Chao *et al.* 2020).

Temos então, os números de Hill, observados ou empíricos, que em qualquer ordem  $q \geq 0$ , com base nos dados amostrados, dependem do tamanho da amostra e da sua completude (Chao *et al.* 2014). Primeiro temos uma análise assintótica por estimativa estatística da verdadeira diversidade. A assíntota é uma expectativa teórica de uma função, ou seja, é o limite de um valor máximo de uma função (Chao *et al.* 2020). Essa abordagem visa comparar a diversidade real ou observada de toda assembleia de cavernas; o valor “assintótico” se refere a diversidade estimada que foi alcançada, já que a amostra pode ser hipoteticamente considerada grande; então considerando que os dados foram suficientes, eles podem ser verificados na curva de acumulação de diversidade estimada em relação ao tamanho da amostra, ou seja, na rarefação baseada no tamanho da amostra e a curva de amostragem de extrapolação dos números de Hill (Chao *et al.* 2014, 2020).

Segundo, temos a padronização não assintótica via rarefação e extrapolação baseadas na cobertura amostral. Essa abordagem visa comparar as estimativas de diversidade para amostras igualmente completas, onde a plenitude da amostra é medida pela cobertura amostral. Aqui, inferimos a diversidade pela cobertura das amostras padronizadas numa fração dos indivíduos da assembleia, fazendo comparações de diversidade entre múltiplas assembleias (Colwell *et al.* 2012).

E por fim Chao e Ricotta (2019), propuseram vincular a uniformidade à diversidade (os números de Hill) e desenvolveram quatro classes de medidas de uniformidade: uma classe de medidas baseada nas curvas dos perfis de diversidade, que foi considerado a curva conectando dois pontos com ordens de diversidade 0 e qualquer  $q > 0$  nos números de Hill. A inclinação da curva é então normalizada para o intervalo de  $[0,1]$  e convertida para a medida de uniformidade correspondente, com isso suas medidas podem ser aplicadas para comparar a uniformidade quando a riqueza de espécies não é fixa entre as assembleias (Chao *et al.* 2020).

### **2.6.2. Protocolo em quatro passos para análise de diversidade de espécies**

O procedimento adotado nesse estudo compreende um processo de quatro passos para acessar cada assembleia. Os quatro passos são: avaliação dos perfis de plenitude amostral, análise de rarefação e extrapolação baseadas em tamanho da amostra e os perfis

de diversidade assintótica, análise não assintótica para as ordens de diversidade dos números de Hill e perfil de diversidade ao longo das ordens de diversidade entre 0 e 2 (Chao *et al.* 2020).

*Passo 1: Avaliação dos perfis de plenitude amostral*

Segundo Chao *et al.* (2020), assumimos que em  $S$  espécies na assembleia de cavernas amostradas com abundância relativa de espécies  $(p_1, p_2, \dots, p_s)$ ,  $\sum_{i=1}^S p_i = 1$ . Então uma amostra de referência de  $n$  indivíduos foi selecionada para deixar que a abundância relativa de espécies  $X_i$ , em que  $i = 1, 2, \dots, S$ , seja  $\sum_{X_i \geq 1} X_i = n$ . Ou seja, a teoria da plenitude amostral na ordem  $q$  na abundância relativa de espécies  $(p_1, p_2, \dots, p)$ , é definida como a proporção detectada da soma da potência quiésima da assembleia toda, incluindo as espécies não detectadas. Assim a equação teórica da completude amostral da quiésima potência é:

$${}^qC = ({}^q\lambda_{\text{detectado}})/{}^q\lambda = \frac{\sum_{i \in \text{detectado}} p_i^q}{\sum_{i=1}^S p_i} = \frac{\sum_{i=1}^S p_i^q I(X_i > 0)}{\sum_{i=1}^S p_i^q}, q \geq 0,$$

onde  $I(\cdot)$  é um indicador de função que é igual a 1 quando a condição específica é verdadeira e 0 ao contrário.

Essa equação gera uma linha horizontal no nível unitário de todas as ordens  $q \leq 0$ , então quando a amostragem for completa não haverá diversidade indetectada. Mas na maioria das aplicações o perfil estimado cresce na ordem  $q$ , revelando a existência de uma diversidade não detectada. A completude amostral para  $q = 0$  proporciona um limite superior para espécies *observadas*; mas se os dados não apresentarem espaçamento significativo, o valor da completude amostral para  $q = 1$  medirá com precisão a proporção *individual* de uma assembleia pertencentes à espécies detectadas; e quando  $q = 2$ , os dados estarão bem próximos da unidade, o que significa que quase todas as espécies *altamente abundantes* serão detectadas na amostra referida.

*Passo 2: Análise de rarefação e extrapolação baseada em tamanho e o perfil de diversidade assintótica para  $q \leq 0$*

Passo 2a. Primeiro examinamos o padrão de cada curva até o dobro do tamanho da amostra para  $q = 0, 1$  e  $2$ . Se a curva permanecer constante (isso geralmente ocorre para as medidas de  $q = 1$  e  $2$ ), então a estimativa assintótica pode ser usada para inferir com precisão a verdadeira diversidade de todo o conjunto. Caso contrário, nossa estimativa de diversidade assintótica representa apenas um limite inferior.

Passo 2b. Então, se a verdadeira diversidade puder ser inferida com precisão, a extensão da diversidade não detectada em cada conjunto de dados é obtida comparando o perfil de diversidade assintótica estimado e o perfil empírico.

*Passo 3: Análise não assintótica para as ordens de diversidade  $q = 0, 1$  e  $2$*

Nos casos em que os dados amostrais não contemplam o total de informação contida na assembleia para medir a verdadeira diversidade com acurácia, é preciso fazer comparações de diversidade entre as múltiplas assembleias, padronizando a cobertura amostral. Essa comparação foi feita com base na integração perfeita de curvas de amostragem de rarefação e extrapolação baseadas em cobertura até um valor de cobertura máximo.

*Passo 4: Perfil de uniformidade ao longo das ordens de diversidade  $q = 0, 1$  e  $2$*

A inclinação das curvas normalizadas do perfil de diversidade foram usadas para obter medidas de uniformidade entre as espécies abundantes. O perfil de uniformidade que descreve sua medida é fornecido pelo valor:

$${}^qE = ({}^qD - 1)/(S - 1),$$

respeitando a ordem  $q$ ,  ${}^qE$  representa a uniformidade (*evenness*), onde a diversidade,  ${}^qD$ , e as espécies,  $S$ , são calculadas pelo valor de cobertura amostral máxima. Todas as medidas de uniformidade foram padronizadas para o intervalo de [0,1] para ajustar o efeito de diferentes riquezas de espécies.

## 2.7. Diversidade Beta

Foi analisada a variação na composição de espécies baseada no ambiente (epígeo e hipógeo) e na localização (fora do Parque, na área de amortecimento e dentro do Parque) das 30 cavernas.

Primeiramente para verificar o tanto que as amostras do ambiente epígeo e hipógeo eram similares, foi calculada a diferença em relação à composição de espécies pelo índice de Bray-Curtis baseada na abundância absoluta de cada espécie que foi transformada em abundância relativa. O índice Bray-Curtis mede bem essas diferenças relativas de acordo com a proporção da abundância dessas espécies, considerando gradientes ecológicos heterogêneos, como é o caso do ambiente cavernícola e seu entorno (Trontelj *et al.* 2012). O Índice de Bray-Curtis é definido pela fórmula:

$$C_{BC} = \frac{2 \sum_{i=1}^{S_{12}} \min(N_i, M_i)}{\sum_{i=1}^{S_1} N_i + \sum_{i=1}^{S_2} M_i}$$

onde número total de indivíduos para cada espécie nas duas assembleias completas é definido por  $(N_1, N_2, \dots, N_{S_1})$  e  $(M_1, M_2, \dots, M_{S_2})$ , respectivamente.

Logo em seguida, foi calculado cada par de observação e arranjado essas observações num plano em duas dimensões usando um escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), uma técnica onde o gradiente analisado é ordenado de acordo com cada uma das amostras, respeitando as diferenças em relação às espécies de aranhas. Este método permite comparações entre amostras com diferentes padrões de distribuição de espécies (Colwell *et al.* 2012). Dessa forma, foi possível observar o quanto esse arranjo recuperou daquelas distâncias Bray-Curtis através da função *stressplot()* que nos devolve um valor ( $R^2$ ) que representa a proporção de variância recuperada, ou seja, o quanto da variação da matriz de Bray-Curtis foi recuperada pelo NMDS.

A análise pelo NMDS serviu para sabermos o quanto a ordenação pôde ser explicada pela variação do meio epígeo e hipógeo e pela localização das cavernas (fora do Parque, área de amortecimento e dentro do Parque). Posteriormente, foi realizado, através da função *envfit()*, um teste de permutação com 999 repetições para descobrir o quanto a ordenação resultante poderia ter sido por mero acaso.

Também foi calculada a abundância relativa, aplicando dissimilaridade de Bray-Curtis e ordenada em uma NMDS para distinguir as cavernas amostradas segundo a posição fora do Parque, na área de amortecimento e dentro do Parque, com relação à atividade turística e a ao tamanho da entrada da caverna baseada na altura e largura. Para a entrada das cavernas foi considerado o cálculo relativo à área de uma elipse, pois é a figura geométrica que melhor representa o padrão da abertura de uma caverna.

Pela NMDS, a partir de um padrão na estrutura da comunidade que independe de qualquer variável externa, foi realizada uma análise de coordenadas principais baseadas em distâncias Bray-Curtis, onde a estrutura da comunidade foi guiada pela estruturação espacial obtida por pcnm (Principal Coordinates of Neighbourhood Matrix), pela posição em relação ao parque, pela atividade turística e pelas características estruturais e ambientais das cavernas.

Para a diversidade Beta das aranhas também foi feita uma análise de coordenadas principais baseadas em distâncias, ou análise de redundância parcial. Para isso foi usada a função *capscale()* para fazer a análise (escalonamento multidimensional métrico ou clássico). Essa análise é parecida com uma análise de componentes principais (PCA), porém é baseada em matrizes de distância. A PCoA vai indicar os efeitos das variáveis ambientais sobre os eixos. Então foi usada a função *ordiplot()* {*vegan*}, que permitiu gerar um gráfico que ordenou os efeitos das variáveis (*sites/cavernas* vs. *species*). Essa análise resultou em uma ordenação guiada pela estruturação espacial, pela posição em relação ao parque, pela atividade turística e pelas características estruturais e ambientais das cavernas, para verificarmos os efeitos dessas variáveis na estrutura das comunidades de aranhas cavernícolas da região.

## 2.8. Software utilizado para análise

As análises do perfil de plenitude amostral, as estimativas de diversidade assintótica e as curvas de amostragem não assintóticas de rarefação e extrapolação associadas com o perfil de uniformidade ao longo das ordens de diversidade  $q = 0, 1$  e  $2$  foram realizadas utilizando o pacote iNEXT. A análise de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS), pcnm e dissimilaridade de Bray-Curtis foram realizadas com o pacote “vegan”. Todas as análises mencionadas foram conduzidas no *software* R, com o *spacework* RStudio.

A aplicação iNEXT-4steps, pode ser encontrada gratuitamente no endereço [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/). Este freeware é uma versão expandida e atualizada do pacote iNEXT para R (Hsieh *et al.* 2016).

## 3. Resultados

### 3.1. Aranhas amostradas

Durante todo o período de amostragem, foram coletadas, nas 30 cavernas, 1107 aranhas, sendo 428 aranhas no meio epígeo e 679 aranhas no meio hipógeo, somando todos os indivíduos machos, fêmeas e imaturos. Dentre todas essas aranhas coletadas foram identificadas um total de 27 famílias, 40 gêneros e 53 espécies.

Na Gruta do Dr. Goro, Gruta do Lago Azul, Gruta do Mimoso e Gruta Nossa Senhora Aparecida, cavernas consideradas impactadas, foram contadas um total de 15 espécies de aranhas, a espécie mais abundante foi a *Mesabolivar* sp.1, coletada em todas as grutas amostradas com um total de 42 indivíduos. As espécies mais raras foram *Argyrodes* sp., *Corythalia* sp., *Thymoites* sp. e *Uloborus* sp. com um indivíduo cada coletadas na Gruta do Lago Azul; *Scytodes* sp. e *Soesilarischius* sp.1 com um indivíduo cada coletadas na Gruta Nossa Senhora Aparecida.

Já nas 26 demais cavernas que foram consideradas preservadas foram encontradas 48 espécies de aranhas. A espécie mais abundante foi, assim como nas cavernas impactadas, a *Mesabolivar* sp.1, encontrada em todas as cavernas amostradas com um total de 249 indivíduos. As espécies mais raras coletadas foram *Arygodes* sp., *Leucauge*

sp., *Noegus* sp.1, encontradas na Caverna Gracinha; *Viracucha*, coletada na Gruta do Córrego Azul 2; *Mecynogea* coletada na Gruta da Janela; *Alpaida* sp.1, *Latrodectus* gr. *Curacaviensis*, ambas encontradas na Gruta das Fadas; *Chrysso* sp., *Noegus* sp., *Plato* sp.2, coletadas na Gruta do Encontro; *Araneus* sp., *Cryptachaea* *dea*, *Eustala* sp. 1, *Isoctenus*, *Chira* sp., encontradas na Gruta Jaraguá; *Nops* sp. coletada na Gruta Santa Maria; *Agyneta* sp. e *Lycosa* *sericovitatta*, coletada na Gruta Toca da Onça 2; *Ibotyporanga* sp.1, *Trachelas* sp.1, encontradas na Gruta do Urubu Rei e *Trichonephila* *clavipes* coletada na Gruta do Vale do Prata. Todas essas espécies tiveram apenas um indivíduo coletado.

Levando em consideração todas as espécies em todas as localidades amostradas, independente do meio hipógeo e epígeo, a espécie mais recorrente foi *Mesabolivar* sp.1. Nota-se uma tendência linear ascendente da esquerda para a direita da abundância relacionada com as observações. A espécie *Mesabolivar* sp.1 guia todo o gradiente, sendo que ocorre, basicamente, em todas as observações (Figura 2.).

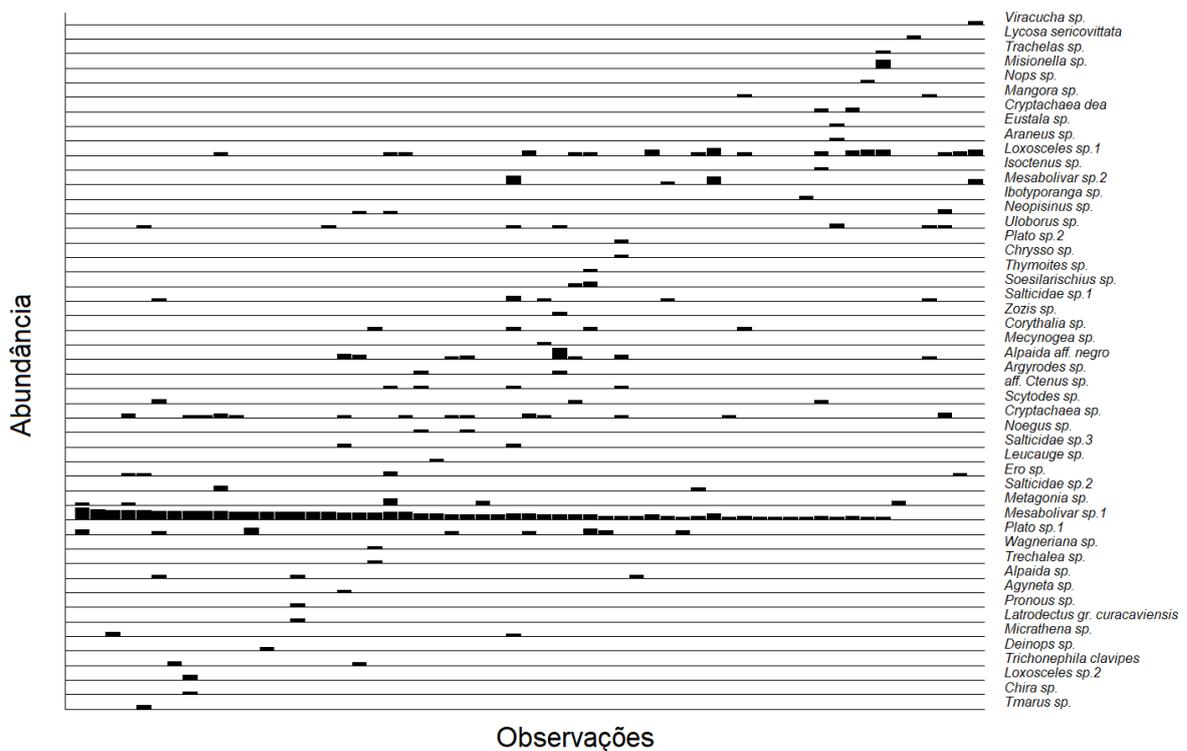


Figura 2. Planilha transformada em imagem de abundância das espécies de aranhas por observações. Cada barra representa, para cada espécie, uma das trinta cavernas amostradas. A altura de cada barra representa a abundância relativa de cada espécie por caverna. A espécie mais observada foi *Mesabolivar* sp.1, e as menos observadas foram as mais raras que foram observadas uma vez em apenas uma caverna.

### 3.2. Diversidade Alfa

#### 3.2.1. Diversidade assintótica de cavernas em relação ao ambiente (epígeo e hipógeo)

O perfil de plenitude amostral para os ambientes epígeo e hipógeo crescem na ordem de diversidade, o que implica na existência de uma pequena parte da diversidade

que não foi detectada (Figura 3.). Assim, a plenitude amostral para  $q = 0$  foi de 0,693 e 0,209 no meio epígeo e no meio hipógeo, respectivamente. Para  $q = 1$  a plenitude amostral foi de 0,938 no meio epígeo e de 0,947 no meio hipógeo e para  $q = 2$  de 0,999 no meio epígeo e hipógeo, significando uma alta proporção em detecção de espécies altamente abundantes. A análise revela, desse modo, que no meio epígeo foi detectada 69,3% das espécies como um todo e 93,8% das espécies abundantes. Já no meio hipógeo, 20,9% das espécies como um todo e 94,7% das espécies abundantes foram detectadas. Tanto no meio epígeo como hipógeo todas as espécies altamente abundantes (99,9%) foram detectadas, sendo que a amostragem alcançou uma proporção satisfatória dessas espécies. Tudo isso implica dizer que 30,7% das espécies de aranhas do meio epígeo e 79,1% das espécies de aranhas do meio hipógeo não foram detectadas. Já em relação às espécies abundantes, 6,2% e 5,3% do meio epígeo e hipógeo, respectivamente, não foram detectadas e não houve espécies altamente abundantes que não foram detectadas.

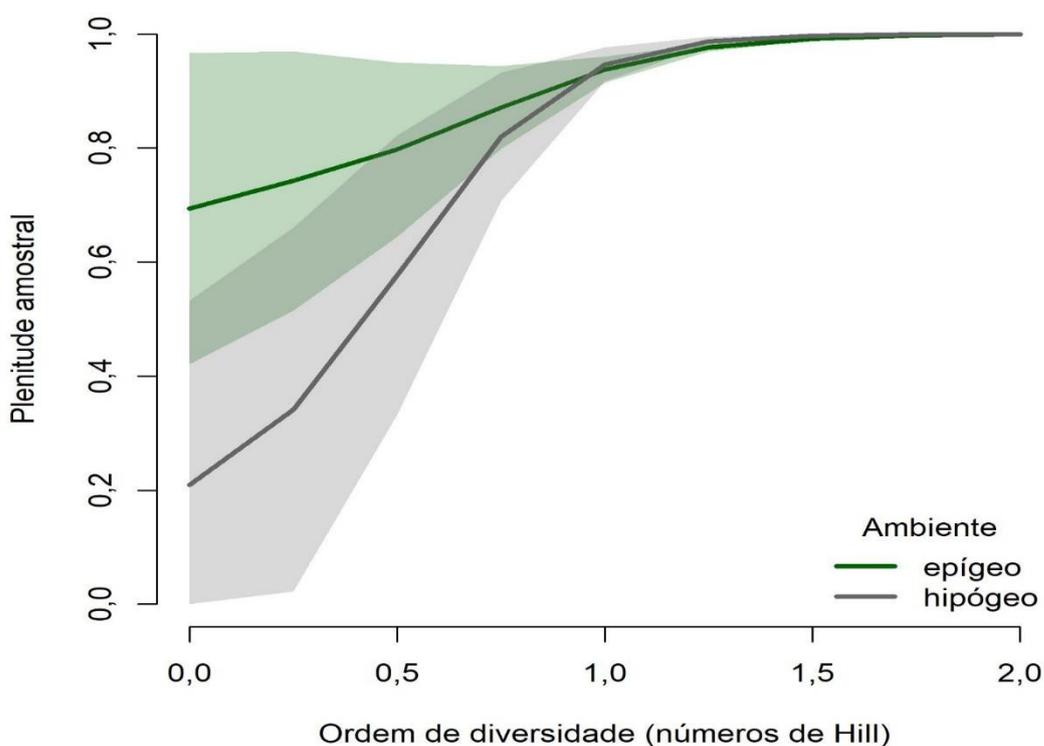


Figura 3. Curvas de plenitude amostral pela ordem de diversidade (números de Hill entre  $q = 0$  a 2) para os dados de abundancia das espécies de aranhas coletadas no ambiente epígeo (curva verde, 428 aranhas de 35 espécies) e hipógeo (curva cinza, 679 aranhas de 32 espécies) de 30 cavernas da região da Serra da Bodoquena. As áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

As curvas representando as cavernas no meio epígeo e do meio hipógeo para a ordem de diversidade  $q = 0$  não atingem a assíntota, mesmo com a extrapolação ao dobro do tamanho da amostra, o que implica que as estimativas de diversidade para ambas as áreas, tanto no meio epígeo como para o meio hipógeo não puderam revelar com exatidão

suas diversidades reais, considerando o intervalo de confiança de 95%. O número total de espécies no meio epígeo foi de 34 espécies, e levando em consideração o intervalo de confiança, foi maior que no meio hipógeo com 30 espécies. A estimativa do número de espécies abundantes também foi maior no ambiente epígeo, com 6,44 mais espécies estimadas, do que no ambiente hipógeo, com 8,04 espécies estimadas. E em relação às espécies altamente abundantes as estimativas não diferiram significativamente em ambos os ambientes, considerando que a assíntota foi atingida, no meio epígeo e no meio hipógeo foi de 3,07 e 4,72 espécies, respectivamente (Figura 4.).

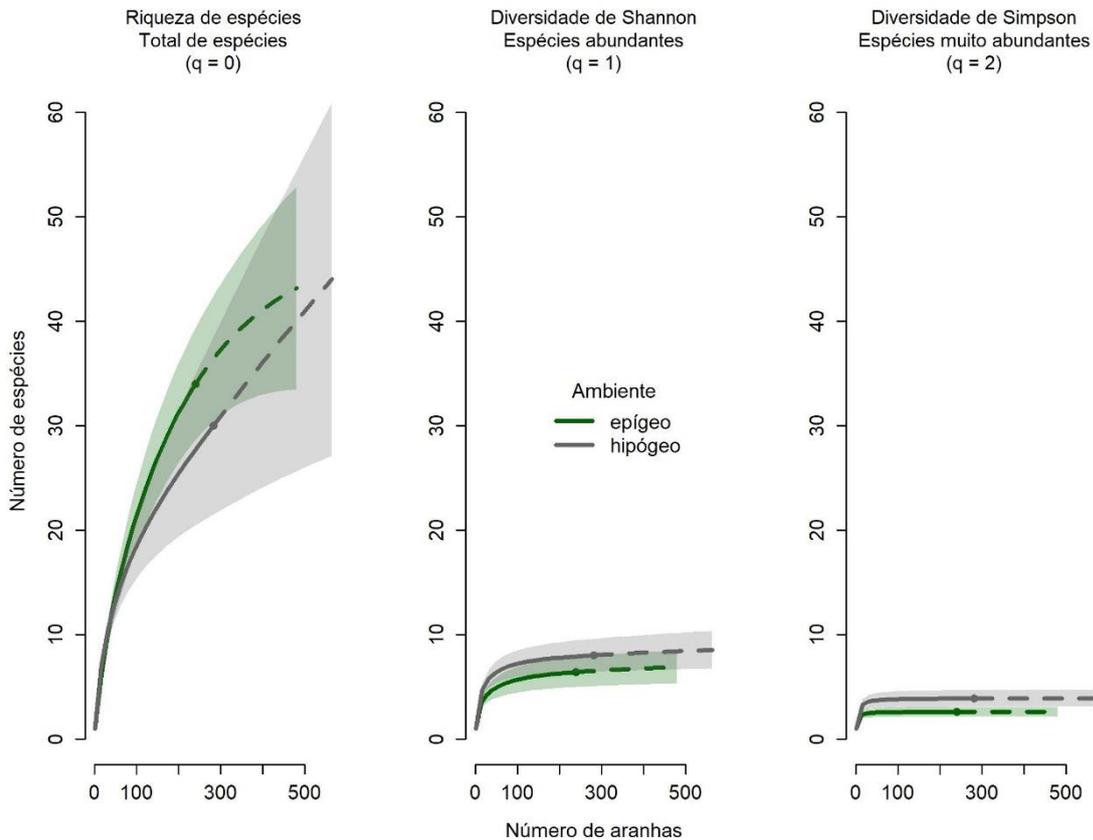


Figura 4. Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação para (linhas tracejadas) da diversidade de espécies (números de Hill entre  $q = 0$  a 2) em função do tamanho amostral (número de indivíduos) para os dados de abundância das espécies de aranhas coletadas no ambiente epígeo (curva verde, 428 aranhas de 35 espécies) e hipógeo (curva cinza, 679 aranhas de 32 espécies) de 30 cavernas da região da Serra da Bodoquena. O ponto ao final da linha contínua estabelece o início da extrapolação. As áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

As curvas de diversidade assintótica (Figura 5.) decrescem conforme os números de Hills aumentam, demonstrando que a diversidade do meio epígeo e do meio hipógeo, em todas as ordens não diferiram significativamente, pois os intervalos de confiança se sobrepõe para as ordem de diversidade  $q = 0, 1$  e 2.

Comparando o perfil de diversidade assintótica estimada (linhas contínuas, na Figura 5.) e o perfil dos dados observados ou empíricos (linhas tracejadas, também Figura

5.), podemos perceber a parcela de diversidade que não foi detectada em cada área e a sua diferença correspondente entre ambas. Assim, a riqueza de espécies não detectadas em cavernas do meio epígeo e do meio hipógeo foi de, ao menos, 34 ( $\geq 30,7\%$ ) e 30 ( $\geq 79,1\%$ ), respectivamente. Curioso notar que, apesar das curvas de diversidade empírica (linhas tracejadas) do meio epígeo e hipógeo estarem muito próximas entre si, as curvas de diversidade assintótica (linhas contínuas) de ambos os meios, estão mais distantes em relação às curvas com linhas tracejadas, isso demonstra que apesar de haver sido amostradas mais aranhas no meio hipógeo que epígeo, o número de espécies permanece bem próximo.

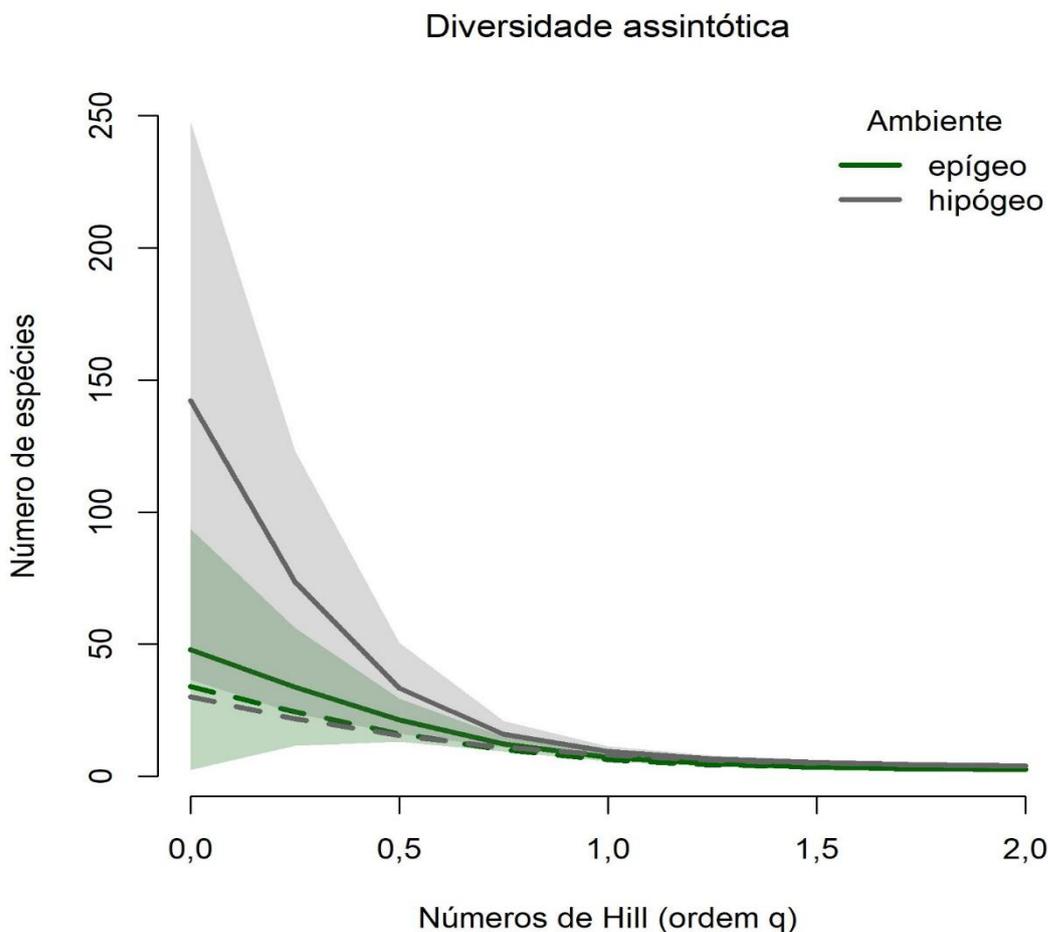


Figura 5. Perfis de estimativas de diversidade assintótica (linhas contínuas) e observadas (linhas tracejadas) para os dados de abundância das espécies de aranhas coletadas no ambiente epígeo (curva verde, 428 aranhas de 35 espécies) e hipógeo (curva cinza, 679 aranhas de 32 espécies) de 30 cavernas da região da Serra da Bodoquena. As áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

Contudo, no meio hipógeo houve mais espécies não detectadas que no meio epígeo. Entretanto, sob a condição de que essas são estimativas de limites inferiores, o grau de diferença em riqueza empírica da comunidade não pode ser precisamente acessado. A diversidade não detectada de Shannon ( $q = 1$ ) foi de 6,44 (6,2%) e 8,04

(5,3%) em cavernas do meio epígeo e hipógeo, respectivamente. Como as curvas de rarefação e extrapolação não atingiram a assíntota para essa ordem de diversidade esses valores assintóticos não representam bem a diversidade real das espécies mais abundantes. Já a diversidade não detectada de Simpson ( $q = 2$ ) foi de 2,62 (0,1%) e 3,90 (0,1%) em cavernas no meio epígeo e no meio hipógeo, respectivamente, indicando que quase todas as espécies altamente abundantes foram detectadas (figura 5.).

A análise assintótica anterior implica afirmar que a diversidade real da comunidade de aranhas de cavernas do meio epígeo não é maior que no meio hipógeo. Na análise de rarefação e extrapolação baseada em tamanho e os perfis de diversidade assintótica (Figura 6.), essa percepção também é válida, embora para riqueza de espécies os dados amostrados foram insuficientes para inferir com precisão o número real de espécies da comunidade como um todo. Nesse caso, a diversidade e a uniformidade podem ser calculadas com valor de cobertura padronizado de até 95,3% ( $C_{max}$  – a menor cobertura máxima entre as duas áreas com as curvas extrapoladas para o dobro do tamanho das amostras).

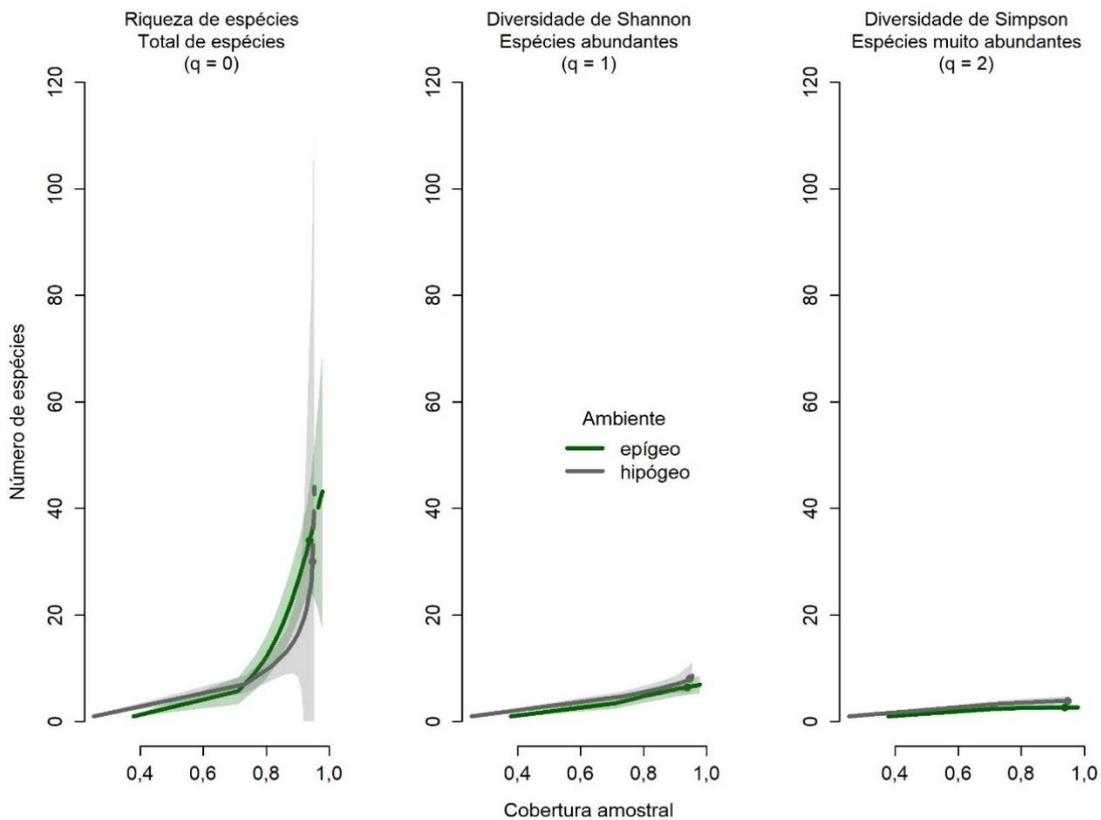


Figura 6. Curvas baseadas em cobertura amostral de rarefação (linhas sólidas) e extrapolação (linhas tracejadas) para os dados de abundância de espécie de aranhas coletadas no ambiente epígeo (curva verde, 428 aranhas de 35 espécies) e hipógeo (curva cinza, 679 aranhas de 32 espécies) de 30 cavernas da região da Serra da Bodoquena. Os pontos indicam a diversidade observada e as áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

De qualquer forma, essa diferença diminui à medida que a importância das espécies mais abundantes aumenta, ou seja em  $q = 0$  a diversidade de espécies atinge 37,5 espécies, em  $q = 1$  cai para 6,6 espécies e em  $q = 2$  temos 2,6 espécies no meio epígeo; enquanto que no meio hipógeo a diversidade de espécies em  $q = 0$  atinge 44,1 espécies, em  $q = 1$ , 8,5 espécies e em  $q = 2$  a diversidade de espécies está em 3,9 (Figura 6.). Apenas as aranhas das espécies altamente abundantes ( $q = 2$ ) de ambos os meios foram bem representadas quanto à cobertura das espécies pertencentes às comunidades que foram amostradas.

Em  $q = 0$  ambos os meios, tanto epígeo como hipógeo, apresentam 100% de uniformidade, caindo naturalmente de acordo com que os números de Hill vão aumentando. Em  $q = 1$  no meio epígeo a uniformidade está em 0,15 e no meio hipógeo apresenta 0,17 de uniformidade e por fim em  $q = 2$ , é possível observar a uniformidade em relação às espécies altamente abundantes com 0,04 no meio epígeo e 0,06 no meio hipógeo (Figura 7.). Porém, como os intervalos de confiança de ambas as curvas se sobrepõem, não há uma diferença significativa na uniformidade do meio epígeo com o meio hipógeo.

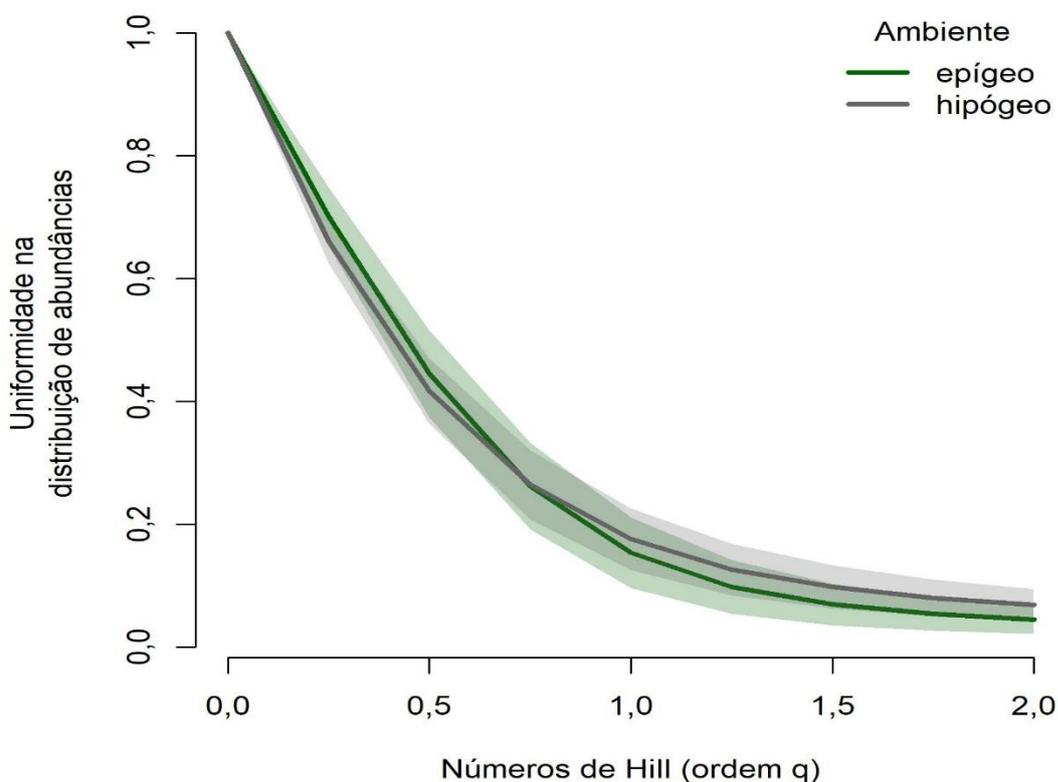


Figura 7. Perfil de uniformidade em função das ordens de diversidade  $q = 0, 1$  e  $2$ , baseado na inclinação normalizada dos números de Hill para os dados de abundância de espécie de aranhas coletadas no ambiente epígeo (curva verde, 428 aranhas de 35 espécies) e hipógeo (curva cinza, 679 aranhas de 32 espécies) de 30 cavernas da região da Serra da Bodoquena. As áreas achuradas denotam os intervalos de confiança de 95% obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

### 3.2.2. Diversidade assintótica de cavernas em relação ao turismo

Os perfis de plenitude amostral para as cavernas sem atividade turística e com atividade turística (Figura 8.) crescem proporcionalmente com os números de Hill (ordens de diversidade  $q = 0, 1$  e  $2$ ), o que implica na existência de uma parte da diversidade não detectada em cada local.

Os dois perfis entrecruzam-se, não diferindo estatisticamente, devido a amplitude dos intervalos de confiança (dados mais esparsos nas cavernas com atividade turística). Contudo, mesmo com o tamanho das duas amostras diferindo-se bastante, ambos os perfis são próximos. Por exemplo, a cobertura amostral nas cavernas sem atividade turística (577 aranhas amostradas) foi de aproximadamente 95,4% e nas cavernas com atividade turística (81 aranhas amostradas) foi de 92,5%.

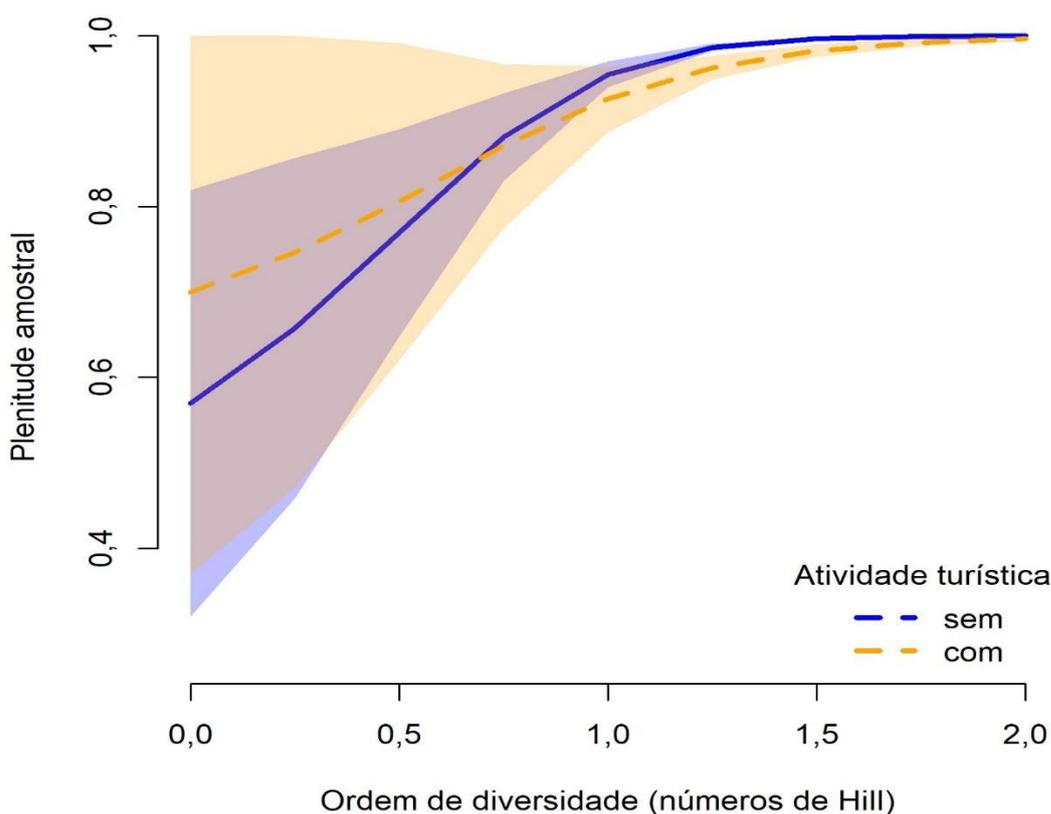


Figura 8. Curvas de plenitude amostral pela ordem de diversidade (números de Hill entre  $q = 0$  a  $2$ ) para os dados de abundância das espécies de aranhas coletadas em cavernas sem atividade turística (curvas azuis, 577 aranhas de 48 espécies) e com atividade turística (curvas laranjas, 81 aranhas de 15 espécies) da região da Serra da Bodoquena. As áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

Na análise de rarefação e extrapolação baseada em tamanho e os perfis de diversidade assintótica, as curvas para as ordens de diversidade  $q = 1$  e  $2$  se estabilizam, o que implica que as estimativas de diversidade assintótica para as duas áreas revelam bem suas diversidades reais (Figura 9.). Entretanto, nenhuma das curvas da riqueza de espécies ( $q = 0$ ) atingiu a assintota ou o nível assintótico, mesmo com a extrapolação ao dobro do tamanho amostral, o que indica que os dados não tem informação suficiente para uma estimativa acurada do número real de espécies.

A análise revelou que há um maior número de espécies no geral e espécies abundantes nas cavernas sem atividade turística, logo maior diversidade nessas cavernas que estão representadas pelas curvas azuis em relação às cavernas com atividade turística, representadas pelas curvas laranjas. Contudo, nas espécies altamente abundantes, não podemos perceber uma diferença significativa entre ambas as localidades, já que os intervalos de confiança das cavernas sem atividade turística e com atividade turística se sobrepõe (Figura 9.).

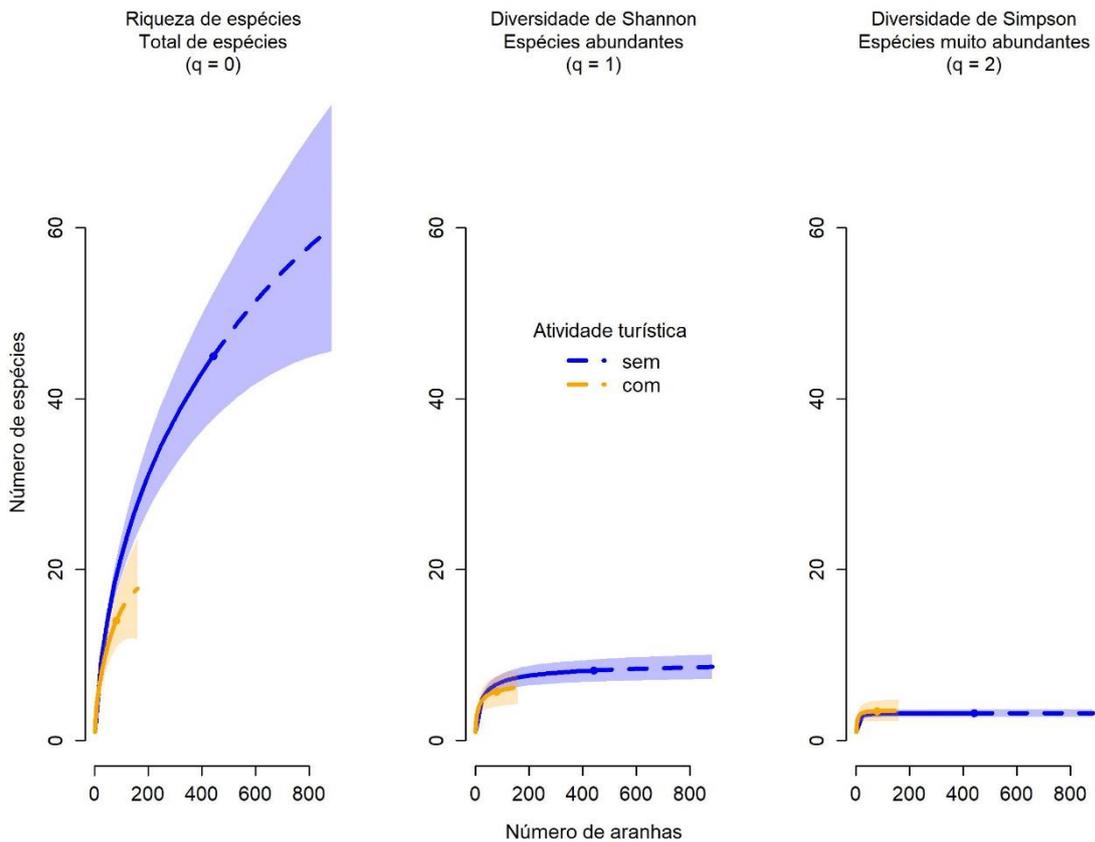


Figura 9. Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas tracejadas) da diversidade de espécies (números de Hill entre  $q = 0$  a  $2$ ) em função do tamanho amostral (número de indivíduos) para os dados de abundancia das espécies de aranhas coletadas em cavernas sem atividade turística (curvas azuis, 577 aranhas de 48 espécies) e com atividade turística (curvas laranjas, 81 aranhas de 15 espécies) da região da Serra da Bodoquena. O ponto ao final da linha contínua estabelece o início da extrapolação. As áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

Ao comparar o perfil de diversidade assintótica estimada (linhas sólidas, na Figura 10.) e o perfil que corresponde aos dados observados ou empíricos (linhas tracejadas na mesma figura), percebemos a parcela de diversidade que não foi detectada em cada área e a sua diferença correspondente entre ambas.

Logo, a riqueza de espécies não detectadas em cavernas sem atividade turística e com atividade turística foi de, ao menos, 4,5 ( $\geq 49,6\%$ ) e 1,4 ( $\geq 14,0\%$ ), respectivamente. Sob a condição de que essas são estimativas de limites inferiores, o grau de diferença em riqueza observada da comunidade não pode ser precisamente acessado (Figura 10.).

A diversidade não detectada de Shannon ( $q = 1$ ) foi de 0,82 (7,32%) e 0,57 (4,53%) em cavernas sem atividade turística e com atividade turística, respectivamente. Contando que esses valores assintóticos são estimativas acuradas da diversidade real das espécies mais abundantes-, a diferença entre ambas, com 2,4 espécies a mais nas cavernas sem atividade turística, foi significativa (sem atividade turística: 8,19 e com atividade turística: 5,75), pois os intervalos de confiança de 95% não se sobrepuseram na ordem de diversidade  $q = 1$  (Figura 10.).

Já a diversidade não detectada de Simpson foi de 0,32 (2,69%) e 0,34 (2,43%) em cavernas sem atividade turística e com atividade turística, respectivamente, indicando que a grande maioria das espécies altamente abundantes foram detectadas. Como seus intervalos de confiança de 95% se sobrepuseram (sem atividade turística: 3,20 e com atividade turística: 3,45), a diferença do número de espécies não foi significativo (Figura 10.).

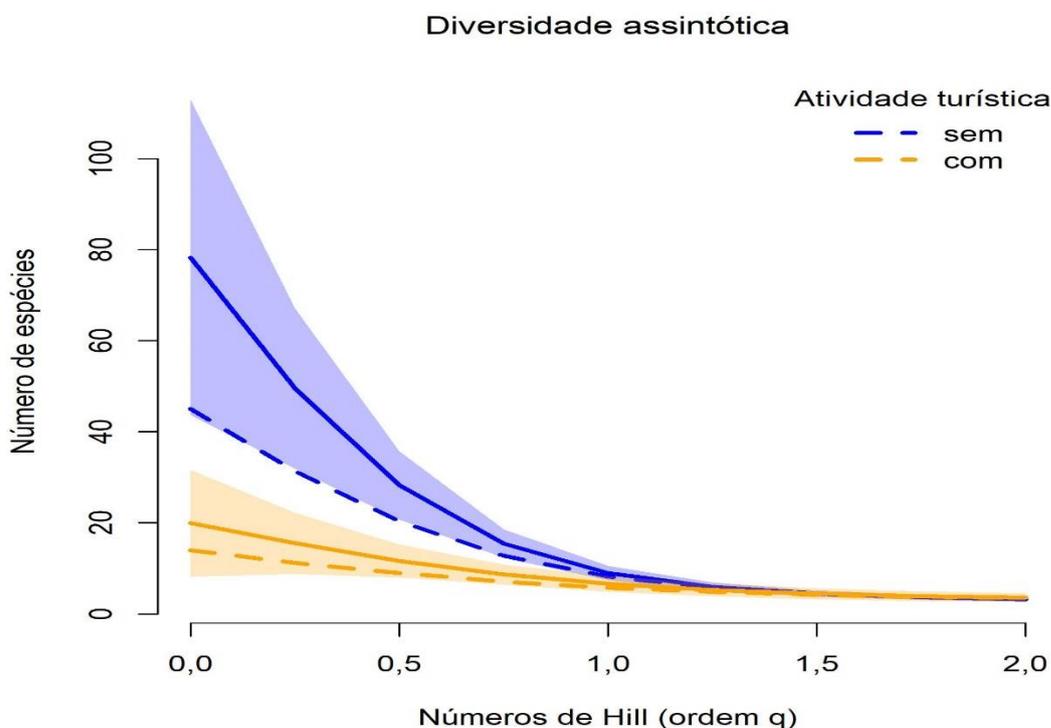


Figura 10. Perfis de estimativas de diversidade assintótica (linhas contínuas) e observadas (linhas tracejadas) para dados de abundancia das espécies de aranhas coletadas em cavernas sem atividade turística

(curvas azuis, 577 aranhas de 48 espécies) e com atividade turística (curvas laranjas, 81 aranhas de 15 espécies) da região da Serra da Bodoquena. As áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

Dessa forma, tanto nas cavernas sem atividade turística como nas que apresentam atividade turísticas, pode ser observado que a diversidade assintótica (linhas contínuas) e a diversidade empírica (linhas tracejadas) estão relativamente distantes em  $q = 0$  e aproximam-se em  $q = 1$ , havendo diferença significativa apenas na primeira ordem de diversidade (Figura 10.). Isso é evidenciado quanto mais distante a linha contínua (diversidade assintótica) estiver da tracejada (diversidade empírica), o que significa que menos espécies foram amostradas do que realmente há na comunidade (Chao *et al.* 2020). O que é o caso do perfil de diversidade empírica e assintótica comparando as comunidades das cavernas não turísticas com as cavernas turísticas, pois como há uma maior diversidade de espécies nas cavernas sem atividade turísticas em relação àquelas com atividade turísticas, podemos ver que essa diferença vai diminuindo de acordo com que os números de Hill vão aumentando de 0 para 2, ou seja a curva azul tem um decaimento ou desaceleração maior que a laranja. Desse modo, como o intervalo de confiança se sobrepôs na ordem de diversidade  $q = 2$ , podemos considerar que nessa ordem ambas as análises nos proporcionam estimativas reais da diversidade de espécies altamente abundantes.

O próximo passo é a cobertura amostral (Figura 11.), que é a estimativa do número de indivíduos, medida que é baseada na extrapolação desse número, ou seja é a estimativa da proporção do número de indivíduos de aranhas da comunidade que pertencem às espécies que foram amostradas (Chao *et al.* 2020).

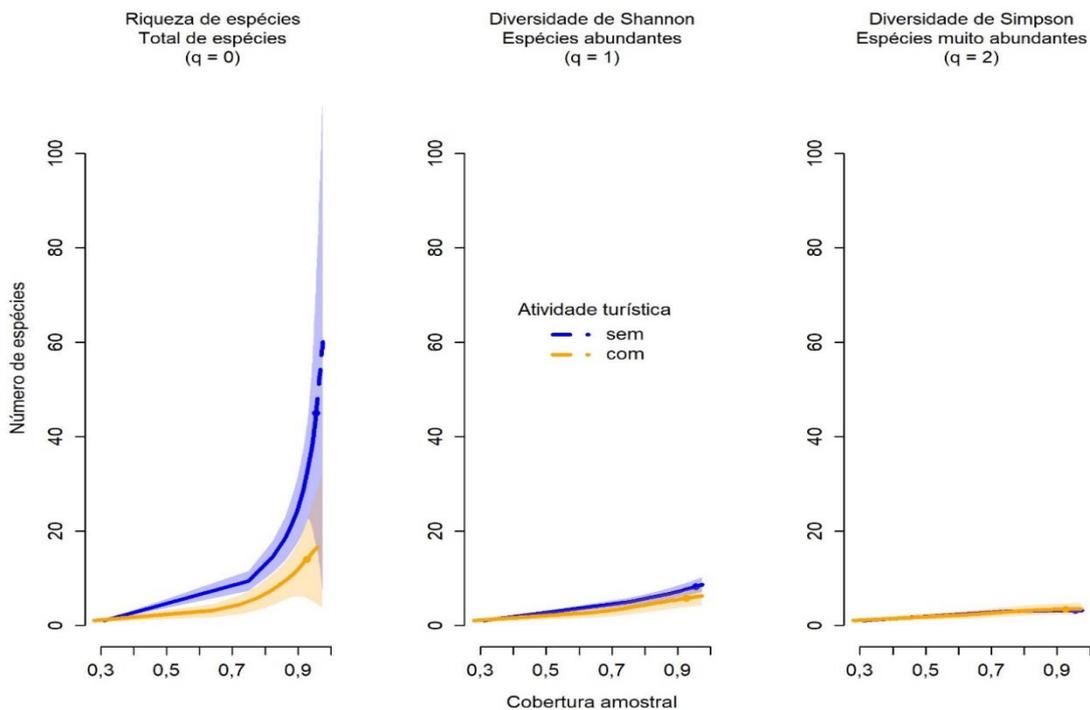


Figura 11. Curvas baseadas em cobertura amostral de rarefação (linhas sólidas) e extrapolação (linhas

tracejadas) para os dados de abundância de espécie de aranhas até o valor de cobertura correspondente para uma duplicação de cada tamanho de amostra de referência, coletadas em cavernas sem atividade turística (curvas azuis, 577 aranhas de 48 espécies) e com atividade turística (curvas laranjas, 81 aranhas de 15 espécies) da região da Serra da Bodoquena. Os pontos indicam a diversidade observada e as áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

Como não foi atingida a diversidade assintótica, a cobertura amostral mostra que nem todas as aranhas da comunidade pertencem às espécies que foram amostradas.

Pela riqueza dos 2,7% da comunidade restante não ser estimada, devido à falta de informação dessa parcela de indivíduos, as curvas de cobertura amostral permitem fazer comparações sensatas dos perfis de diversidade e suas inclinações para frações padronizadas de até 97,3% da comunidade (Figura 11.).

Para este valor máximo de cobertura amostral, a riqueza estimada de espécies nas cavernas sem atividade turística foi de 58,33, enquanto que nas cavernas com atividade turística foi de 17,75 (40,58 espécies a mais nas cavernas sem turismo). Para espécies abundantes (diversidade Shannon:  $q = 1$ ) foi de 8,58 e 6,23 nas cavernas sem atividade turística e nas cavernas com atividade turística, respectivamente. Para as espécies altamente abundantes (diversidade de Simpson:  $q = 2$ ) foi de 3,21 e 3,51 nas cavernas sem atividade turística e nas cavernas com atividade turística, respectivamente, não diferindo significativamente entre si (Figura 11.).

Em  $q = 0$ , a uniformidade sempre será máxima, pois quando  $q = 0$  todas as espécies apresentam o mesmo peso, ou seja a abundância não é relevante e apenas a presença das espécies é relevante (Figura 12.).

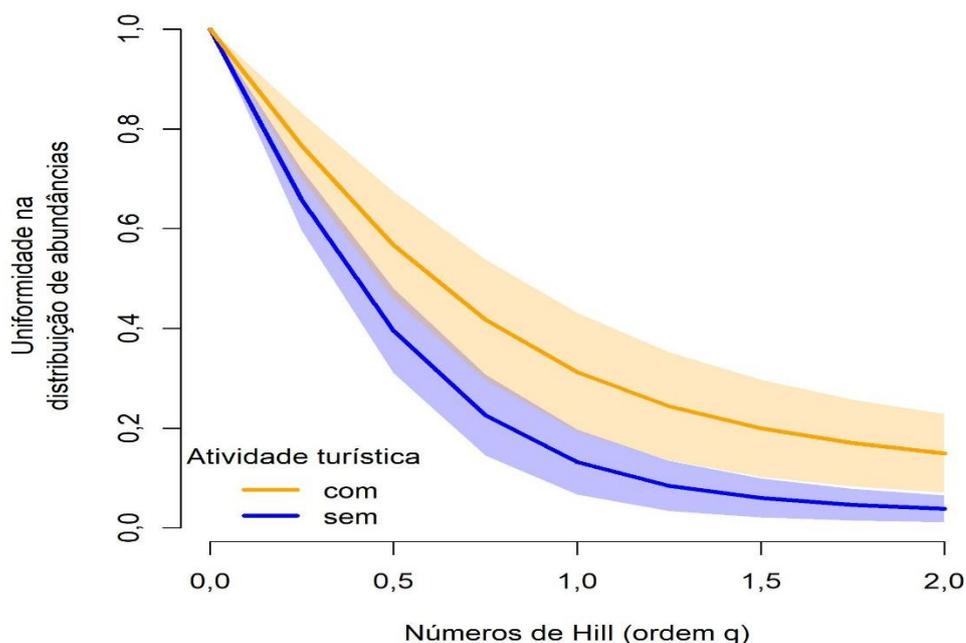


Figura 12. Perfil de uniformidade em função das ordens de diversidade  $q = 0, 1$  e  $2$ , baseado na inclinação

normalizada dos números de Hill para os dados de abundância de espécies de aranhas coletadas em cavernas sem atividade turística (curva azul, 577 aranhas de 48 espécies) e com atividade turística (curva laranja, 81 aranhas de 15 espécies) da região da Serra da Bodoquena. As áreas achuradas denotam os intervalos de confiança de 95% obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

Então, à medida que os números de Hill crescem as espécies vão apresentando maior peso e conseqüentemente a curva de uniformidade vai decaindo (Figura 12.). Com isso explicado, podemos ver que nas cavernas com atividade turística (0,31 de uniformidade em  $q = 1$ ) a redução da uniformidade, apresentada para espécies abundantes, foi ligeiramente menor do que nas cavernas sem atividade turística (0,13 de uniformidade em  $q = 1$ ), o que implica dizer que há uma maior diversidade de espécies nas cavernas que não apresentam atividade turística. Assim, nas cavernas sem atividade turística houve uma queda mais brusca na uniformidade (0,04 de uniformidade para  $q = 2$ ), pois há uma diferença entre o total de espécies e o número de espécies altamente abundantes, ao contrário das cavernas com atividade turística, em que o número total de espécies não foi tão distante em relação ao número de espécies altamente abundantes (0,15 de uniformidade para  $q = 2$ ).

### 3.2.3. Diversidade assintótica de cavernas em relação às áreas do parque e seu entorno

Os perfis de plenitude amostral nas zonas de amortecimento, fora do parque e no parque crescem com a ordem de diversidade ( $q$ : números de Hill), o que implica na existência de parte da diversidade não detectada em cada local. Embora os três perfis de diversidade estejam afastados entre si, os intervalos de confiança se cruzam para todas as posições que as cavernas estão em relação ao Parque, não diferindo estatisticamente na primeira ordem de diversidade (Figura 13.).

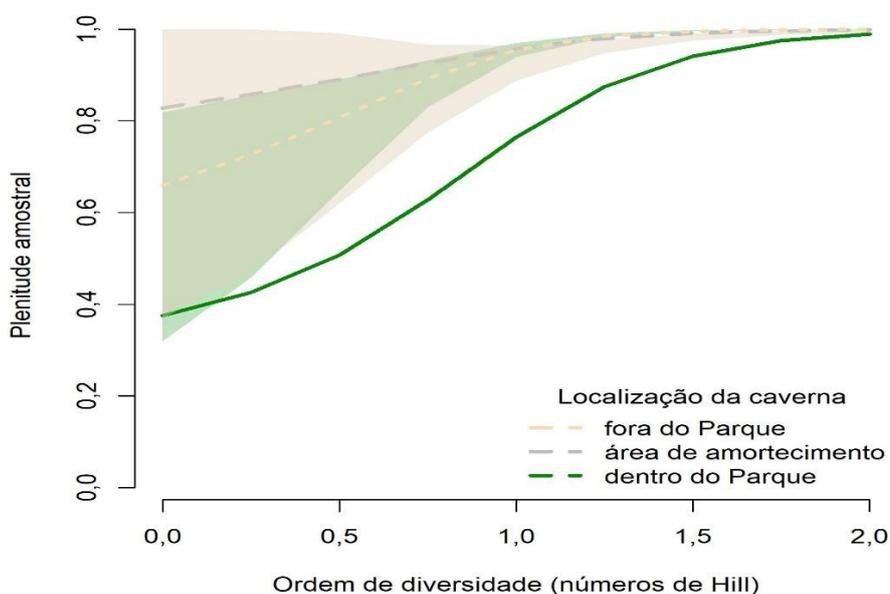


Figura 13. Curvas de plenitude amostral pela ordem de diversidade (números de Hill entre  $q = 0$  a 2) para

os dados de abundancia das espécies de aranhas coletadas nas cavernas fora do Parque (546 aranhas de 30 espécies), na área de amortecimento (438 aranhas de 29 espécies) e dentro do Parque (106 aranhas de 15 espécies) da região da Serra da Bodoquena. As áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

Por exemplo, a cobertura amostral para fora do Parque (546 aranhas amostradas) foi de 65,9%, na área de amortecimento (438 aranhas amostras) foi de 82,8% e dentro do Parque (106 aranhas amostradas) foi de 37,5%. Para  $q = 1$  e 2 o perfil de diversidade de dentro do Parque (98,9% de plenitude amostral) se difere estatisticamente das outras duas posições, fora do Parque (99,9% de plenitude amostral) e área de amortecimento (99,8% de plenitude amostral), onde ambos não diferem estatisticamente entre si, sendo que a diversidade de espécies altamente abundantes nessas duas últimas posições foi totalmente amostrada (Figura 13.).

Tanto nas áreas de amortecimento, fora do parque e dentro do parque, a análise de rarefação e extrapolação baseadas no tamanho e os perfis de diversidade não atingiram a assíntota para além da extrapolação ao dobro do tamanho amostral, nas ordens  $q = 0$  e 1, o que implica que em todas as áreas não foi possível revelar bem suas diversidades reais, não apresentando informações sensatas para uma estimativa acurada do número empírico das espécies (Figura 14). Em todas as três áreas (fora do Parque, amortecimento e dentro do Parque) o intervalo de confiança das curvas se sobrepõem. O mesmo se observa para a diversidade de espécies abundantes. Agora, para as espécies altamente abundantes, há uma redução justa das espécies, pois as curvas das três áreas que atingem a assíntota.

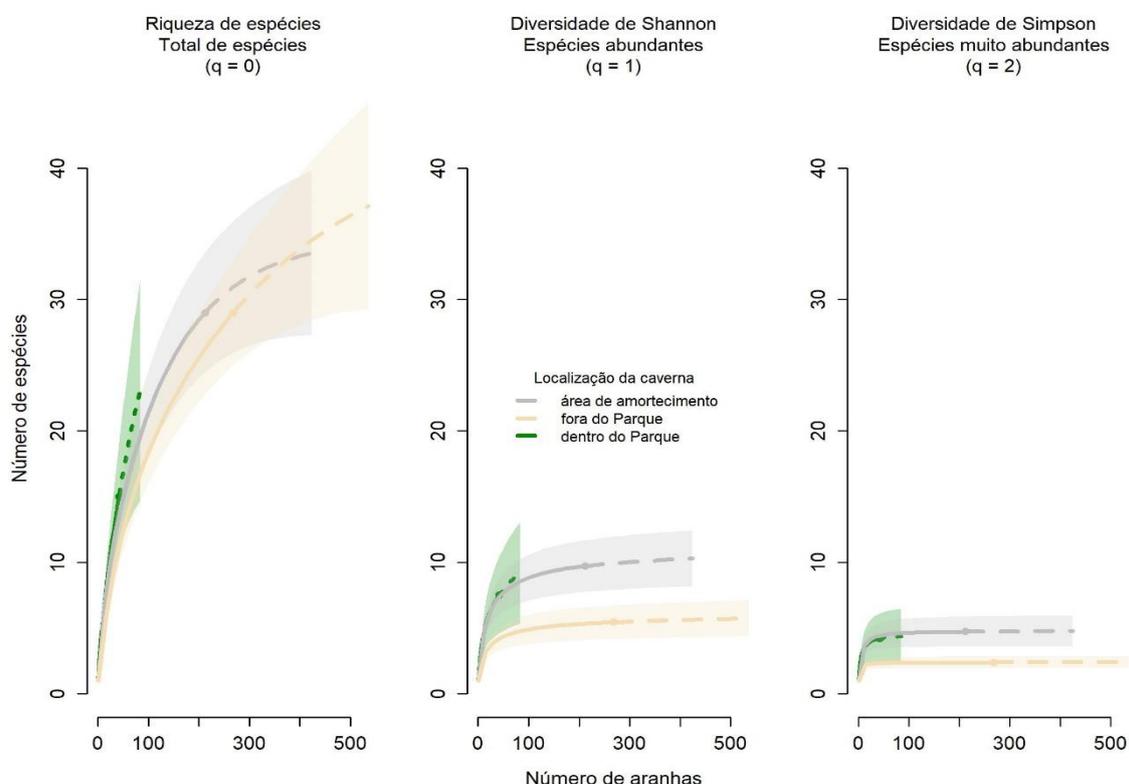


Figura 14. Curvas de rarefação (linhas contínuas) e extrapolação (linhas tracejadas) da diversidade de espécies (números de Hill entre  $q = 0$  a 2) em função do tamanho amostral (número de indivíduos) para os

dados de abundância das espécies de aranhas coletadas nas cavernas fora do Parque (546 aranhas de 30 espécies), na área de amortecimento (438 aranhas de 29 espécies) e dentro do Parque (106 aranhas de 15 espécies) da região da Serra da Bodoquena. O ponto ao final da linha contínua estabelece o início da extrapolação. As áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

As curvas de diversidade assintótica (Figura 15.) decrescem de acordo com que os números de Hills aumentam. Demonstrando que a diversidade geral fora do Parque, na área de amortecimento e dentro do Parque, em todas as ordens não diferiram significativamente, pois os intervalos de confiança se sobrepõe. Dessa forma, ao comparar o perfil de diversidade assintótica estimada e o perfil dos dados observados ou empíricos, podemos perceber a parcela de diversidade que não foi detectada em cada área e a sua diferença correspondente entre ambas.

Assim, a riqueza de espécies não detectadas em cavernas fora do Parque, área de amortecimento e dentro do Parque foi de, ao menos, 29 ( $\geq 34,1\%$ ), 30 ( $\geq 17,2\%$ ) e 15 espécies ( $\geq 62,5\%$ ), respectivamente. Entretanto, sob a condição de que essas são estimativas de limites inferiores, o grau de diferença em riqueza empírica da comunidade não pode ser precisamente acessado. Já a diversidade não detectada de Shannon ( $q = 1$ ), que representa estimativa das espécies abundantes, foi de 5,4 ( $\geq 4,5\%$ ), 9,7 ( $\geq 4,3\%$ ) e 7,5 ( $\geq 23,6\%$ ) em cavernas fora do Parque, área de amortecimento e dentro do Parque, respectivamente. Já a estimativa da diversidade não detectada de Simpson foi de 2,39 ( $\geq 0,1\%$ ), 4,73 ( $\geq 0,2\%$ ) e 4.19 ( $\geq 1,1\%$ ) em cavernas fora do Parque, área de amortecimento e dentro do Parque, respectivamente, indicando que todas as espécies altamente abundantes foram detectadas (Figura 15.).

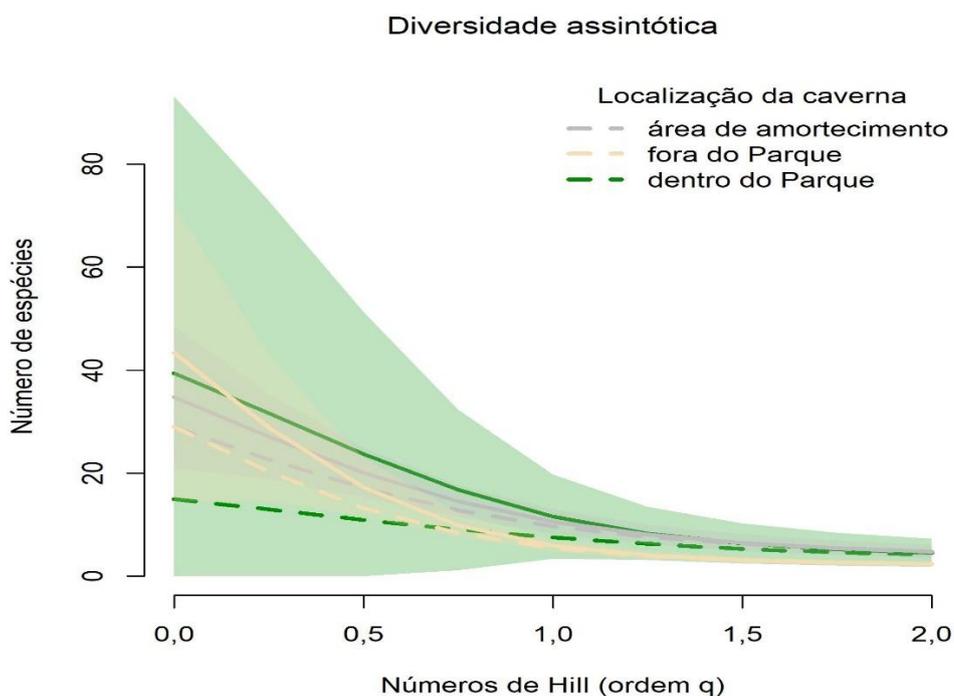


Figura 15. Perfis de estimativas de diversidade assintótica (linhas contínuas) e observadas (linhas

tracejadas) para os dados de abundancia das espécies de aranhas coletadas nas cavernas fora do Parque (546 aranhas de 30 espécies), na área de amortecimento (438 aranhas de 29 espécies) e dentro do Parque (106 aranhas de 15 espécies) da região da Serra da Bodoquena. As áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

As curvas de rarefação e extrapolação baseadas na cobertura amostral mínima de dentro do Parque, em todas as ordens de diversidade, não atingiram 84,3% do valor padrão da menor cobertura máxima entre todas as localizações, mesmo com as curvas extrapoladas para o dobro do tamanho amostral, o que significa que o número estimado de espécies de aranhas de dentro do Parque não representa de forma precisa o tamanho real das comunidades amostradas. Da mesma forma, podemos afirmar que não houve diferença significativa na riqueza de espécies nas áreas de amortecimento e fora do Parque, já que os intervalos de confiança de ambas essas curvas se sobrepõem (Figura 16.). Em  $q = 1$  e 2, houve um decréscimo natural da diversidade em todas as localizações das cavernas. Contudo, em  $q = 1$  e 2, nas áreas de amortecimento (curva cinza) e fora do Parque (curva amarela) houve 3,49 espécies abundantes de diferença significativa e 2,16 espécies altamente abundantes de diferença significativa entre ambas as localizações de cavernas amostradas, já que os intervalos de confiança não se interpõem (Figura 16.).

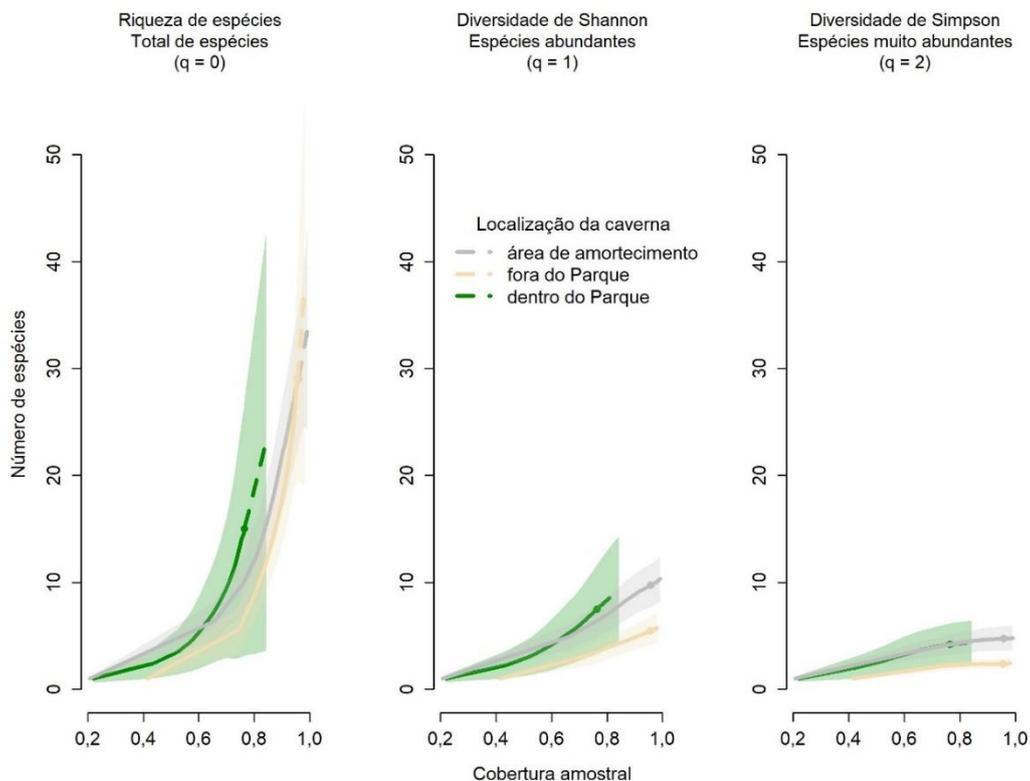


Figura 16. Curvas baseadas em cobertura amostral de rarefação (linhas sólidas) e extrapolação (linhas tracejadas) para os dados de abundancia das espécies de aranhas coletadas nas cavernas fora do Parque (546 aranhas de 30 espécies), na área de amortecimento (438 aranhas de 29 espécies) e dentro do Parque (106 aranhas de 15 espécies) da região da Serra da Bodoquena. Os pontos indicam a diversidade observada e as

áreas achuradas delimitam o intervalo de confiança de 95% das estimativas obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

O intervalo de confiança em todas as curvas, representando todas as localidades, se sobrepõe no gráfico que mostra o perfil de uniformidade ao longo das ordens de diversidade (Figura 17.). Isso demonstra que a uniformidade entre as áreas de fora do Parque, na área de amortecimento e dentro do Parque não apresentou diferença significativa para nenhuma das ordens de diversidade, representada pelos números de Hill ( $q = 0, 1$  e  $2$ ).

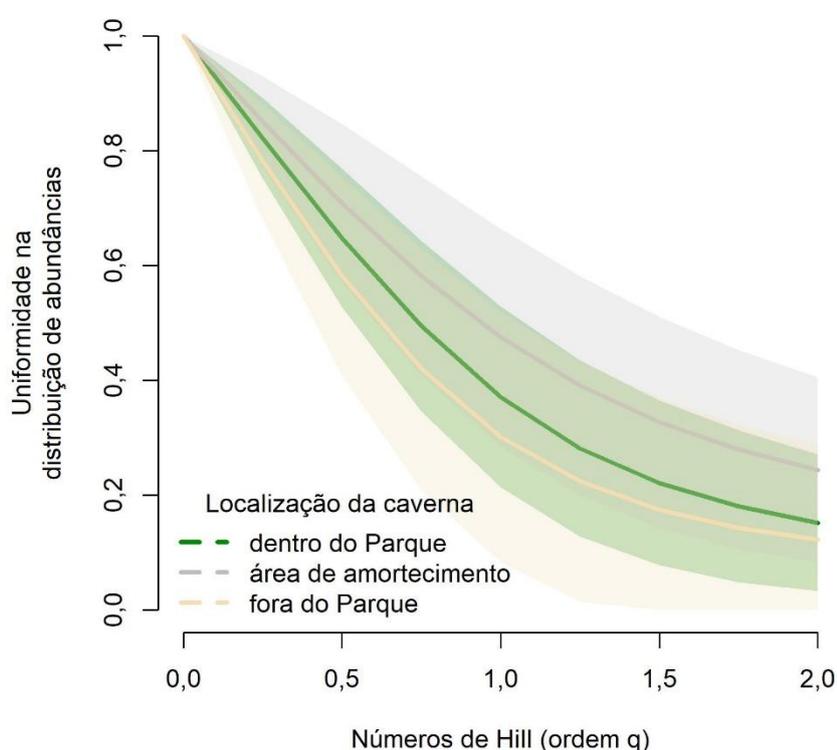


Figura 17. Perfil de uniformidade em função das ordens de diversidade  $q = 0, 1$  e  $2$ , baseado na inclinação normalizada dos números de Hill para os dados de abundancia das espécies de aranhas coletadas nas cavernas fora do Parque (546 aranhas de 30 espécies), na área de amortecimento (438 aranhas de 29 espécies) e dentro do Parque (106 aranhas de 15 espécies) da região da Serra da Bodoquena. As áreas achuradas denotam os intervalos de confiança de 95% obtidos a partir de um método bootstrap com 999 repetições.

### 3.3. Diversidade Beta

#### 3.3.1. Variação da composição de espécies baseada nos ambientes epígeo e hipógeo

No gráfico de escalonamento multidimensional não métrico, são representados 60 pontos que são as observações do meio epígeo (pontos e linhas verdes) e do meio hipógeo (pontos e linhas cinza). As espécies que mais contribuíram para a diferença em relação à





comunidade (abundância relativa), usando distância Bray-Curtis, a partir de 30 amostras (cavernas) baseada no arranjo de espécies em duas dimensões explicada pela localização de cada caverna, com relação à atividade turística e ao tamanho da entrada da caverna baseada na altura e largura. Os círculos amarelos são as cavernas de fora do Parque, os círculos verdes são as cavernas de dentro do Parque e os círculos cinzentos são as cavernas na área de amortecimento. As cavernas com atividade turística estão representadas pelos círculos que contém o quadrado com triângulo azul dentro. O tamanho do círculo é diretamente proporcional à área da abertura de cada caverna.

### 3.3.3. Análise de coordenadas principais baseadas em distâncias ou análise de redundância parcial

Foi obtido um padrão na estrutura da comunidade que é independente de qualquer variável externa com exceção do viés relacionado à abertura da entrada da Gruta do Lago Azul, isso quando baseado apenas nas espécies (Figura 20.).

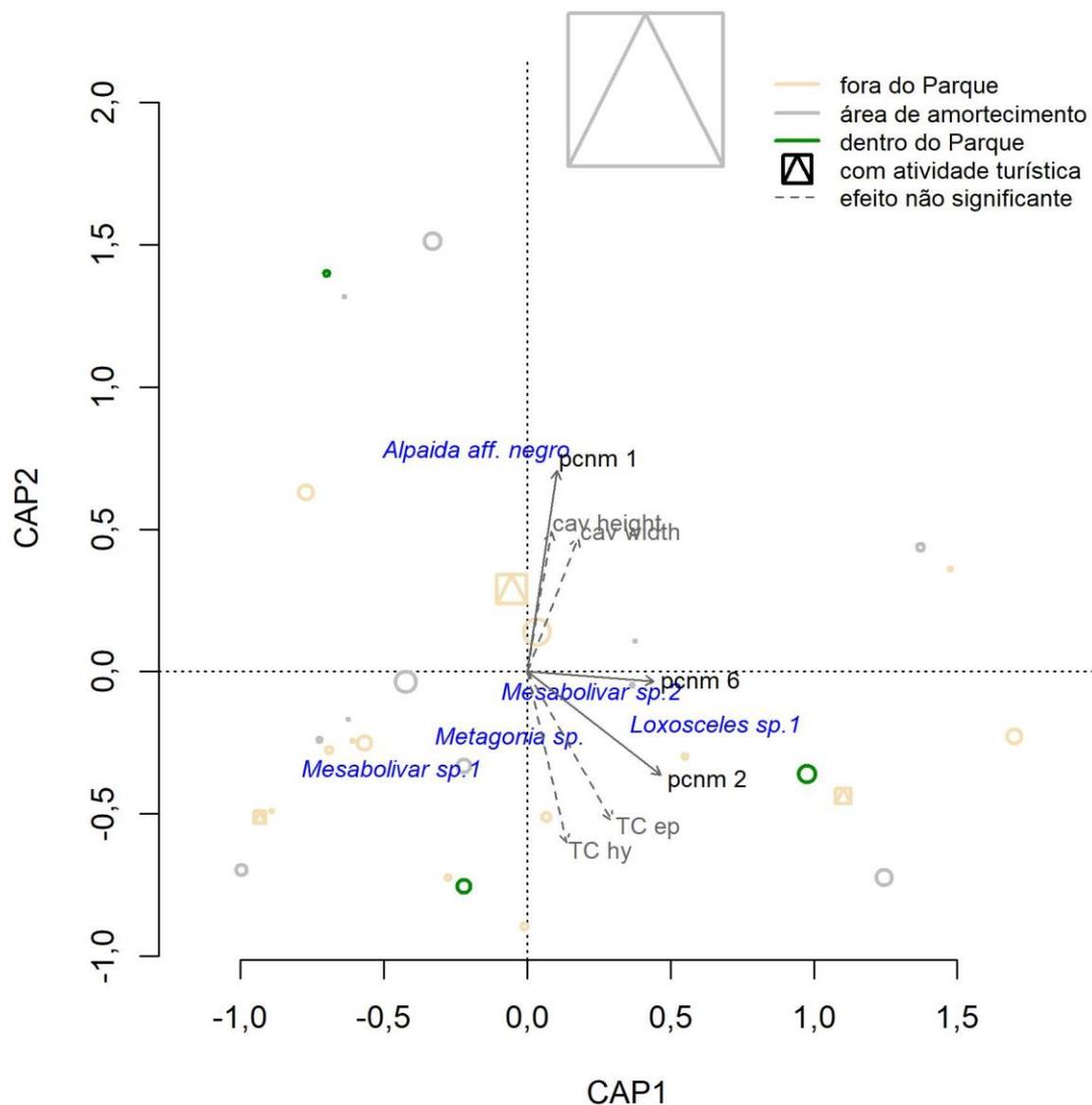


Figura 20. Análise de coordenadas principais baseadas em distâncias Bray-Curtis, guiadas pela estruturação espacial, pela posição em relação ao parque, pela atividade turística e pelas características estruturais e ambientais das cavernas. As cavernas foram representadas pelos pontos cujo tamanho é proporcional à área da abertura da caverna. Os círculos amarelos representam as cavernas fora do Parque, cinzentos a área de

amortecimento e verdes as cavernas dentro do parque e o símbolo quadrado com triângulo representa a presença de atividade turística na caverna. As espécies mais relevantes para diferenciar as cavernas guiadas pelas variáveis já citadas, estão dispersas no gráfico. As setas indicam o efeito das variáveis significantes (setas com linhas contínuas) e não significantes (setas com linhas tracejadas). O tamanho das setas é proporcional à explicação da variável com a estrutura da comunidade. A pcnm (Principal Coordinates of Neighbourhood Matrix) é o índice que representa a estruturação espacial. Os primeiros eixos da pcnm recuperam estruturas espaciais de escala mais ampla (associadas às cavernas mais distantes), seguindo de uma escala mais refinada. Pcnm 1 é o eixo associado à escala das cavernas mais distantes, sendo uma variação significativa. O pcnm 2, está associado às cavernas menos distantes um pouco e pcnm 6 às cavernas mais próximas. Pcnm 3, 4 e 5, não explicaram de forma significativa estrutura da comunidade, sendo irrelevante suas representações gráficas. As setas representando cav height (altura da caverna), cav width (largura da caverna), TC ep (temperatura do meio epígeo) e TC hy (temperatura do meio hipógeo), isoladamente, não apresentaram efeito significativo.

Usando as pcnm's como uma das variáveis preditoras na PCoA, foi observado que a estruturação espacial, ou seja, a distribuição das cavernas na região do Planalto da Bodoquena, dependendo das distâncias entre as cavernas e a entrada das mesmas, explica, significativamente, 11,6% da variação da diversidade de espécies de aranhas ( $R^2 = 0,116$  e  $p = 0,015$ ). A diversidade de espécies também foi explicada pela abertura da caverna e pelos fatores ambientais como a quantidade de partículas por milhão de CO<sub>2</sub> no meio, temperatura e umidade relativa do ar, apresentando 8,0% de efeito significativo. Os outros ~80% da variação é residual, fatores não controlados na comunidade, como esperado.

Então, a variação em composição de espécies na estrutura da comunidade dependeu significativamente da estrutura espacial da amostragem, independente das demais variações do modelo, porém não exclusivamente, por que as características climáticas relacionadas às cavernas também explicaram a forma como a comunidade de aranhas está organizada. Contudo há muita variação residual, ou seja, uma grande porcentagem da variação é explicada por fatores não controlados, fatores desconhecidos que ocorrem no ambiente, como é de se esperar.

O pcnm 1, que é o eixo associado à escala mais ampla, aponta para a Gruta do Lago Azul, significando que essa estruturação espacial, definida pela maior distância entre as cavernas, indica uma variação significativa de 11,0% na estrutura da comunidade de espécies de aranhas. O tamanho da seta, que representa o pcnm 1, é diretamente proporcional ao tanto que ela explica a estrutura da comunidade. Dessa forma, toda variação e composição encontrada na estrutura da comunidade, ou seja, a diversidade beta, se deve exclusivamente à estrutura espacial, melhor dizendo, à distância das cavernas e sua posição no espaço.

Com isso é possível afirmar que as cavernas mais próximas apresentaram espécies semelhantes e cavernas distantes apresentaram espécies mais diferentes. Assim, as espécies que mais contribuíram para diferenciar as cavernas no arranjo da análise de coordenadas principais baseada na diversidade beta foram *Alpaida aff. negro*, *Mesabolivar* sp.1, *Metagonia* sp., *Loxosceles* sp1, *Mesabolivar* sp.2. Para evitar sobreposição de espécies, foram excluídas do plano as demais espécies que apresentaram menor contribuição.

#### 4. Discussão

A espécie de aranha cavernícolas da Serra da Bodoquena mais recorrente pertence à família Pholcidae, sendo um grupo de aranhas extremamente generalista, com muita

plasticidade adaptativa, hábitos noturnos e apresentando baixa demanda energética, o que favorece a espécie sobreviver bem em uma gama consideravelmente ampla de habitats, principalmente em cavernas e seu entorno (Huber 2018). Por *Mesabolivar* sp.1 ter apresentado uma abundância muito maior em relação a todas as outras espécies amostradas, pode-se dizer que essa espécie é a mais comum no complexo cárstico da Bodoquena.

Isso corrobora a hipótese de que espécies paraepígeas são em sua maioria comuns no ambiente cárstico, como é o caso de *Mesabolivar* sp.1 ser uma espécie amplamente observada tanto no ambiente epígeo e hipógeo, além de ter sido muito observada, também, na entrada das cavernas (Ferreira *et al.* 2005, Prous *et al.* 2015).

Por outro lado, mais de uma espécie foi observada apenas uma única vez. Dessa forma, foi observado mais de uma espécie rara com apenas um indivíduo amostrado, o que reforça os altos níveis de fragmentação populacional, onde a proporção dessas espécies é obviamente muito menor que *Mesabolivar* sp.1, que foi a única espécie que se destacou de tal modo, sendo amostrada em quase todas as cavernas (Metzger 2000).

Agora em relação ao ambiente, podemos observar que as amostras do meio epígeo possuem mais diversidade detectada, de forma a representarem melhor a plenitude amostral do que o meio hipógeo, ou seja, houve mais espécies detectadas no meio epígeo que no meio hipógeo. Isso se deve pelo ambiente dentro das cavernas apresentar maior estabilidade que fora, e pelo ambiente epígeo ser menos homeostático, menos estável, que dentro das cavernas, além de apresenta fatores que favorecem maior diversidade, como ciclagem mais rápida de nutrientes e dinâmica de recursos mais intensa, uma teia ecológica com mais elementos e maior variação climática, favorecendo, assim, uma maior diversidade (Trajano 2000, Mammola *et al.* 2019). Esses mesmos fatores podem também ter causado, um pouco, a não detecção de parte da diversidade de aranhas no ambiente fora das cavernas. Pois quanto mais diversa uma assembleia mais difícil se torna detectar todas as espécies. Por isso percebemos que a estimativa no ambiente epígeo foi menos acurada que no ambiente hipógeo.

Agora, quando foi comparado os perfis de diversidade, a rarefação e extrapolação baseadas no tamanho das comunidades, esses perfis possibilitaram a avaliação de diversidade empírica e assintótica (Chao *et al.* 2020). Dessa forma, foi averiguado que o meio hipógeo apresentou mais espécies não detectadas do que o meio epígeo. Contudo, é necessário levar em consideração que na análise, o grau de diferença em riqueza empírica da comunidade de aranhas cavernícolas não pode ser precisamente acessado. Isso ocorre devido ao ambiente epígeo ser menos homeostático, como dito anteriormente, e apresentar mais recursos, além de uma dinâmica energética mais rápida em comparação com o meio hipógeo (Mammola & Isaia 2017b, Mammola *et al.* 2019).

Contraditoriamente ao esperado, a análise indicou que houve mais espécies detectadas no meio epígeo e mais espécies não detectadas no meio hipógeo, sendo que fora das cavernas o ambiente apresenta maior diversidade como um todo e mais dinâmica energética, já dentro das cavernas temos uma estrutura completamente diferente que no ambiente onde há luz e vegetação (Christman & Culver 2001). Com isso, espécies raras e endêmicas são mais difíceis de observar numa amostragem de busca ativa dentro das cavernas, justamente pela estruturação física do ambiente apresentar uma gama

inumerável de deformações rochosas, pois a própria superfície das rochas calcáreas contém vários sulcos, rachaduras e entradas, devido à dissolução pela água, o que proporciona um ambiente perfeito para que espécies incomuns encontrem abrigos seguros (Maia & Bezerra 2015). Outro fator que pôde contribuir para o meio epígeo ter apresentado mais espécies detectadas que o meio hipógeo é justamente por que as espécies mais raras foram amostradas, em sua maioria, no ambiente cavernícola, tornando esse ambiente levemente mais desigual em diversidade, que o ambiente fora das cavernas.

Já o perfil de uniformidade mede o quanto a distribuição da abundância de espécies é regular em sua diversidade como um todo dentro de uma ou mais assembleias (Chao *et al.* 2020). Dito isso, em ambos os meios, epígeo e hipógeo, não foi observado diferença significativa na abundância regular de suas diversidades. Talvez, por que ambos os meios se conectam, visto que a maioria das espécies comuns do meio epígeo foi encontrada no meio hipógeo e vice-versa. Levando em consideração a entrada como um ecótono, todas as espécies paraepígeoas foram observadas em ambos os ambientes, porém não muito distante da entrada da caverna.

Agora em relação à presença, ou não, de atividade turística, levando em consideração que há um número menor de cavernas turísticas, a baixa diversidade assintótica pôde ter sido influenciada pela representatividade das cavernas turísticas, que foi bem menor que nas cavernas não turísticas. Isso se relaciona com o reflexo da distribuição e espaçamento entre as cavernas como foi mostrado nas análises de escalonamento multidimensional não métrico. Reforçando a teoria de que a riqueza de espécies de aranhas cavernícolas está relacionada com a disponibilidade de habitat, dependendo da quantidade de cavernas encontradas em um local, ou se estão próximas umas das outras na região cárstica que foi feita a amostragem (Christman & Culver 2001, Cardoso 2012, Borges *et al.* 2016).

Então, justamente pelos dados para riqueza de espécies necessitarem de maior amostragem, com intuito de inferir uma análise assintótica mais precisa correspondente à diversidade empírica, a cobertura amostral baseada na rarefação e extrapolação pôde entregar uma visualização da diversidade e uniformidade que puderam ser calculadas com o valor da cobertura padronizado de até 97,3% ( $C_{max}$  – a menor cobertura máxima entre os dois conjuntos de assembleias, sem turismo e com turismo, com as curvas extrapoladas para o dobro do tamanho amostral observado). Assim, em uma porção mínima das aranhas dessas comunidades foi possível dizer que havia muitas espécies, exatamente por causa da potencial existência de espécies que não ocorrem com frequência serem mais difíceis de detectar.

Também observamos que a cobertura amostral é maior nas cavernas sem acesso ao turismo do que nas cavernas turísticas, logo a cobertura amostral aumentou mais rapidamente quando foi analisado a riqueza de espécies real do que nas espécies comuns e dominantes. Isso provavelmente se deve pelas cavernas não turísticas se encontrarem em local mais remoto e de difícil acesso. E mesmo as cavernas que foram amostradas fora do parque, das quais os turistas não têm acesso, apresentam o acesso mais complicado justamente pelo ambiente do carste ser um ambiente acidentado com vegetação fechada e árida, além do que algumas cavernas têm a entrada oculta, por causa da vegetação densa (Dias 2000, Cordeiro *et al.* 2014). Isso possibilita que as comunidades de aranhas tenham

menos influência antrópica, propiciando um ambiente para as espécies que são menos generalistas e mais raras, favorecendo maior número de espécies nessas localidades (Dias 2000).

Foi descoberto que há mais espécies ao todo do que espécies abundantes nas cavernas não turísticas em relação às turísticas. Provavelmente devido a fatores como inclusão de espécies raras e com maior exigência ambiental, maior isolamento ambiental dessas cavernas, maior disponibilidade de recursos em ambientes preservados do que em ambientes que sofreram considerável ação antrópica, além de um ambiente mais preservado e isolado conter maior diversidade, sendo natural maior incidência de presas, o que possibilita tanto uma maior quantidade de espécies de aranhas, como também de indivíduos (Gonzaga *et al.*, 2003; Mammola & Isaia, 2017).

Assim, o ritmo de decréscimo no perfil de uniformidade (Figura 12.) nos diz que as cavernas sem atividade turística são mais diversas do que as cavernas turísticas, e apesar das cavernas turísticas apresentarem menos espécies, elas têm uma distribuição de abundância de espécies mais uniforme que as que não apresentam atividade turística. Isso é explicado pela hipótese dos distúrbios intermediários, da qual defende que comunidades com uma diversidade maior são mantidas por níveis intermediários de perturbação, e quando há um distúrbio brando ao longo da história de determinada comunidade há um aumento da diversidade (Connell 1979). O que vai na contra mão das comunidades de cavernas turísticas, onde o distúrbio é intenso e constante, já que para tornar a caverna acessível aos turistas é necessário uma transformação significativa no ambiente. E como um habitat frágil, a mudança no meio cavernícola devido ao uso turístico, mesmo que sustentável, requer planejamento espacial, designando pontos específicos para visitação, com isso, diminuindo a capacidade de carregar resíduos e recursos não naturais para o meio hipógeo, minimizando os impactos humanos dentro da capacidade de resiliência do ambiente da caverna (Lobo *et al.* 2013).

Do ponto de vista das localizações que as cavernas estão inseridas, o intervalo de confiança que representa a curva de diversidade das espécies abundantes dentro do Parque é bem maior que dos outros grupos de diversidade analisados (Figura 15. e 16.). E como essa curva no gráfico de rarefação e extrapolação (Figura 14.) não atingiu a assíntota para essa ordem de diversidade, mesmo com a extrapolação ao dobro do tamanho amostral, esses valores assintóticos indicam que os dados não tem informação suficiente para uma estimativa acurada do número real de espécies. Isso se deve, contudo, ao fato de poucas cavernas de dentro do parque terem sido amostradas, dado aos obstáculos ambientais, pois são cavernas de acesso demasiadamente intrincado.

Por consequência da pequena amostragem nas caverna dentro do Parque ter ocasionado em uma quantidade menor de espécies, o decaimento do número de espécies nessas cavernas é menor do que na área de amortecimento e fora do parque. Dentro do Parque, o índice de Hill para espécies altamente abundantes, é pouco maior que 10 espécies em relação ao índice que representa o número total de espécies amostradas, ou seja, isso mostra que apesar de ter poucas espécies, todas as espécies apresentam populações grandes.

Corroborando a análise, nas 30 cavernas amostradas, apenas uma única aranha das espécies *Zoziz* sp. e *Chryso* sp. foram coletadas na Gruta do Encontro, no extremo sul

do Parque. Indo de encontro com a hipótese de que áreas preservadas e sem a influência antrópica tendem a apresentar uma maior concentração de espécies raras. E, como foi demonstrado em estudos empíricos, a relação entre diversidade e os processos ecossistêmicos que mantêm essa diversidade depende de uma relação assintótica, sugerindo que a conservação de poucas espécies raras mantém o funcionamento do ecossistema ao invés de toda diversidade (Prendergast *et al.* 1993, Schwartz *et al.* 2000, Lyons *et al.* 2005).

Indo de encontro com as hipóteses apresentadas, a variação em composição de espécies, genericamente falando, a estrutura da comunidade baseada no arranjo de espécies e reduzida ao NMDS em duas dimensões, é significativamente explicada pelo tipo do ambiente. Esse resultado foi esperado por causa da alta sobreposição de espécies de aranhas, pois é um grupo de artrópodes predadores com uma extrema plasticidade fenotípica e abrangendo vários nichos predatórios, se adaptando de forma bem sucedida em ambos os ambientes, epígeo e hipógeo, independente da espécie, com exceção de famílias com hábitos específicos, tais como Deinopidae e Lycosidae (Rovner 1980, Cardoso 2012, Borges *et al.* 2016, Huber 2018).

Porém em relação à estrutura das cavernas, como a entrada de uma caverna é considerada um ecótono por onde toda a energia chega para a dinâmica ambiental hipógea, a Gruta do Lago Azul é uma caverna única em relação às outras pela sua entrada circular apresentar altura de 39,7 metros e largura de 37,5 metros, o que faz a gruta apresentar uma concentração de CO<sub>2</sub> menor no meio hipógeo (579 ppm) do que no meio epígeo (1689 ppm), favorecendo maior energia para dentro da caverna, já que altas concentrações de O<sub>2</sub> no meio estão associadas a maior ciclagem de nutrientes, maior taxa de aceleração de decomposição e conseqüentemente, populações maiores de vários grupos, tornando o ambiente perfeito para predadores como as aranhas (Boggiani *et al.* 2008, Augusto *et al.* 2013, Lobo *et al.* 2013, 2015, Prous *et al.* 2015, Cigna 2019).

Assim sendo, a variação em composição de espécies na estrutura da comunidade dependeu significativamente da estrutura espacial da amostragem. Contudo, é possível que, se houvessem cavernas com a área da abertura de tamanhos intermediários, no Carste da Bodoquena a Gruta do Lago Azul não explicaria essa variação.

Também é interessante destacar que podem ocorrer muitas variações estocásticas, pois são tantos eventos imprevisíveis que acontecem por mero acaso na natureza, relacionados com a dispersão das espécies no próprio ambiente, fatores climáticos externos não controlados e mudanças imprevisíveis no ambiente, que faz com que todos esses fatores se tornem desconhecidos na dimensão empírica do universo natural, da qual se faz necessário mais estudos no esforço de conhecer e compreender tais efeitos (Ulrich *et al.* 2010, Singh *et al.* 2012, Brown 2016).

Por fim, na análise pcnm, que é um processo de ordenação baseado pura e simplesmente nas coordenadas geográficas, a série de eixos gerados permitiu recuperar 100% da variação e estruturação espacial (distância entre as cavernas e suas posições), e via de regra os primeiros eixos recuperam estruturas espaciais de escalas mais amplas, ou seja, aquelas que estão associadas a cavernas mais distantes (Legendre & De Cáceres 2013). Dessa forma, o resultado de que cavernas mais próximas apresentam espécies semelhantes e cavernas distantes apresentaram espécies diferentes, faz todo sentido empírico, pois a dispersão em ambientes heterogêneos está relacionada com uma grande

diversidade de aranhas (Rodriguez-Artigas *et al.* 2016). Enquanto a distância geográfica influencia o decréscimo na similaridade em comunidades de aranhas, fatores como o clima, a complexidade do ambiente, e a própria dispersão dependendo do grupo de aranhas estudado, força a explicação da diversidade beta entre cavernas distantes (Leibold *et al.* 2004, Rodriguez-Artigas *et al.* 2016).

## **5. Conclusão**

Conclui-se que a atividade turística não é um fator determinante na composição/diversidade de aranhas cavernícolas da região cárstica da Serra da Bodoquena, porém a diversidade alfa e beta dessas aranhas sofre relativa influência do turismo. Também é possível afirmar que a localização das cavernas em relação ao PNSB, também, não é um fator determinante na composição/diversidade de aranhas cavernícolas. Porém, o fator que mais influencia a diversidade destes animais, mesmo que em pouca proporção, é o arranjo espacial das cavernas, ou seja o modo como as cavernas se localizam no ambiente.

Outro viés que apresentou uma tendência em influenciar a diversidade das aranhas foi única e exclusivamente a Gruta do Lago Azul, que é uma caverna à parte das demais pela dimensão da área de sua abertura. Essa caverna se destacou nas análises explicando a diversidade de aranhas pela abertura da caverna.

Contudo, futuros estudos que avaliem variáveis adicionais podem ser necessários para identificar outros possíveis fatores que determinam a estrutura das comunidades de aranhas cavernícolas, particularmente de aranhas raras, que são importantes para a manutenção da diversidade em suas comunidades.

## 6. Referências Bibliográficas

- ALVARENGA, C. J. S., P. C. BOGGIANI, M. BABINSKI, M. A. DARDENNE, M. F. FIGUEIREDO, E. L. DANTAS, A. UHLEIN, R. V. SANTOS, A. N. SIAL, and R. TROMPETTE. 2011. Glacially influenced sedimentation of the Puga Formation, Cuiabá Group and Jacadigo Group, and associated carbonates of the Araras and Corumbá groups, Paraguay Belt, Brazil. *Geol. Soc. Mem.* 36: 487–497.
- AUGUSTO, H., S. LOBO, and E. C. MORETTI. 2009. Tourism in Caves and the Conservation of the Speleological Heritage : The case of Serra da Bodoquena (Mato Grosso do Sul State , Brazil) Jamski turizem in ohranjanje speleološke dediščine : primer iz Serra da Bodoquena (Mato Grosso do Sul , Brazilija). 265–276.
- AUGUSTO, H., S. LOBO, E. TRAJANO, M. DE ALCÂNTARA, M. ELINA, J. ANTONIO, B. SCALEANTE, O. APARECIDA, F. SCALEANTE, B. NAZARÉ, and F. VILLELA. 2013. Projection of tourist scenarios onto fragility maps: Framework for determination of provisional tourist carrying capacity in a Brazilian show cave. *JTMA* 35: 234–243. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tourman.2012.07.008>.
- BAKER, A., and D. GENTY. 1998. Environmental pressures on conserving cave speleothems: Effects of changing surface land use and increased cave tourism. *J. Environ. Manage.* 53: 165–175.
- BOGGIANI, P. C., W. S. FILHO, I. KARMANN, N. M. PHILADELPHI. 2008. Gruta do Lago Azul, Bonito, MS Onde a luz do sol se torna azul Gruta do Lago Azul, Bonito, MS Onde a luz do sol se torna azul. *Sítios Geológicos e Paleontológicos do Bras.* 1–11.
- BORGES, P. A. V., L. C. CRESPO, and P. CARDOSO. 2016. Species conservation profile of the cave spider *Turinyphia cavernicola* (Araneae, Linyphiidae) from Terceira Island, Azores, Portugal. *Biodivers. Data J.* 4.
- BROWN, C. R. 2016. The ecology and evolution of colony-size variation. *Behav. Ecol. Sociobiol.* Available at: <http://dx.doi.org/10.1007/s00265-016-2196-x>.
- CARDOSO, P. 2012. Diversity and community assembly patterns of epigeal vs. troglobiont spiders in the Iberian Peninsula. *Int. J. Speleol.* 41: 83–94.
- CARVALHO, A. C., and J. M. FELFILI. 2011. Aplicação da diversidade alfa e beta para definição de áreas prioritárias para conservação: uma análise das florestas decíduais sobre afloramentos calcários no Vale do Paraná, Goiás. FOR CONSERVATION: AN ANALYSIS OF THE DRY FORESTS ON LIMESTONE. *Biosci. J.* 27: 830–838.
- CHAO, A., N. J. GOTELLI, T. C. HSIEH, E. L. SANDER, K. H. MA, R. K. COLWELL, and A. M. ELLISON. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84: 45–67.
- CHAO, A., Y. KUBOTA, D. ZELENÝ, C. H. CHIU, C. F. LI, B. KUSUMOTO, M. YASUHARA, S. THORN, C. L. WEI, M. J. COSTELLO, and R. K. COLWELL. 2020. Quantifying sample completeness and comparing diversities among assemblages. *Ecol. Res.* 35: 292–314.

- CHRISTMAN, M. C., and D. C. CULVER. 2001. The relationship between cave biodiversity and available habitat. *J. Biogeogr.* 28: 367–380.
- CHRISTMAN, M. C., D. C. CULVER, M. K. MADDEN, and D. WHITE. 2005. Patterns of endemism of the eastern North American cave fauna. *J. Biogeogr.* 32: 1441–1452.
- CIGNA, A. A. 2019. *Show caves* 3rd ed. Elsevier Inc. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-814124-3.00108-4>.
- COLWELL, R. K., A. CHAO, N. J. GOTELLI, S. Y. LIN, C. X. MAO, R. L. CHAZDON, and J. T. LONGINO. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *J. Plant Ecol.* 5: 3–21.
- CONNELL, J. H. 1979. Intermediate-disturbance hypothesis. *Science* (80-. ). 204: 1344–1345.
- CORDEIRO, L. M., R. BORGHEZAN, and E. TRAJANO. 2014. Subterranean biodiversity in the Serra da Bodoquena karst area, Paraguay river basin, Mato Grosso do Sul, Southwestern Brazil. *Biota Neotrop.* 14: e20140114.
- CULVER, D. C. 2014. Superficial subterranean habitats – gateway to the subterranean realm? *Cave Karst Sci.* 35.
- CULVER, D. C., T. PIPAN, and K. SCHNEIDER. 2009. Vicariance, dispersal and scale in the aquatic subterranean fauna of karst regions. *Freshw. Biol.* 54: 918–929.
- DIAS, J. 2000. A região cárstica de Bonito, MS: uma proposta de zoneamento geológico a partir de unidades de paisagem. *Rev. Ciência Geográfica* 15: 1–21.
- DINIZ-FILHO, J. A. F. ET AL. 2009. Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no cerrado. *Oecologia Bras.* 13: 470–497.
- EBERHARD, S. 2001. Cave fauna monitoring and management at Ida Bay, Tasmania. 104: 97–104.
- FAILLE, A., C. BOURDEAU, and L. DEHARVENG. 2015. Weak impact of tourism activities on biodiversity in a subterranean hotspot of endemism and its implications for the conservation of cave fauna. *Insect Conserv. Divers.* 8: 205–215.
- FERREIRA, D., F. MALARD, M. J. DOLE-OLIVIER, and J. GIBERT. 2007. Obligate groundwater fauna of France: Diversity patterns and conservation implications. *Biodivers. Conserv.* 16: 567–596.
- FERREIRA, R. L., X. PROUS, S. F. MACHADO, and R. P. MARTINS. 2005. Population dynamics of *Loxosceles similis* (Moenkhaus, 1898) in a Brazilian dry cave: a new method for evaluation of population size. *Rev. Bras. Zoociências* 7: 129–141. Available at: <https://zoociencias.ufjf.emnuvens.com.br/zoociencias/index%0Ahttps://zoociencias.ufjf.emnuvens.com.br/zoociencias/article/view/180/168>.
- FREITAS, C. R. D. E., and A. SCHMEKAL. 2003. Condensation as a microclimate process: measurement, numerical simulation and prediction in the glowworm cave, New Zealand. 575: 557–575.
- FREITAS, C. R. DE. 2010. The role and importance of cave microclimate in the sustainable use and management of show caves Vloga in pomen jamske

- mikroklime pri trajnostni rabi in upravljanju turističnih jam. 477–489.
- GEREMIAS, S., D. O. S. SANTOS, H. KLOMPEN, L. F. D. E. OLIVEI-, R. A. BERNARDI, L. C. GONÇALVES, D. B. RIBEIRO, and A. ROGÉRIO. 2019. Multi-instar descriptions of cave dwelling Erythraeidae (Trombidiformes: Parasitengona) employing an integrative approach. *4717*: 137–184.
- GIBERT, J., and L. DEHARVENG. 2002. Subterranean ecosystems: A truncated functional biodiversity. *Bioscience* 52: 473–481.
- GONZAGA, M. O., A. J. SANTOS, and H. F. JAPYAÇÚ. 2003. *Ecologia e Comportamento de Aranhas*.
- GOTELLI, N. J., and A. CHAO. 2013. *Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data*. Elsevier Ltd. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00424-X>.
- GUIRADO, E., D. RAMOS-LÓPEZ, A. D. MALDONADO, J. J. MORENO-BALCÁZAR, and J. M. CALAFORRA. 2019. Modeling carbon dioxide for show cave conservation. *J. Nat. Conserv.* 49: 76–84. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2019.03.002>.
- GUNN, J., P. HARDWICK, and P. J. WOOD. 2000. The invertebrate community of the Peak – Speedwell cave system, Derbyshire, England — pressures and considerations for conservation management. 369: 353–369.
- HSIEH, T. C., K. H. MA, and A. CHAO. 2016. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol. Evol.* 7: 1451–1456.
- HUBER, B. A. 2018. Cave-dwelling pholcid spiders (Araneae, Pholcidae): A review. *Subterr. Biol.* 26: 1–18.
- LEGENDRE, P., and M. DE CÁCERES. 2013. Beta diversity as the variance of community data : dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecol. Lett.* 16: 951–963.
- LEIBOLD, M. A., M. HOLYOAK, N. MOUQUET, P. AMARASEKARE, J. M. CHASE, M. F. HOOPES, R. D. HOLT, J. B. SHURIN, R. LAW, D. TILMAN, M. LOREAU, and A. GONZALEZ. 2004. The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7: 601–613.
- LOBO, H. A. S., P. C. BOGGIANI, and J. A. J. PERINOTTO. 2015. Speleoclimate dynamics in santana cave (PETAR, São Paulo state, Brazil): General characterization and implications for tourist management. *Int. J. Speleol.* 44: 61–73.
- LOBO, H. A. S., E. TRAJANO, M. DE A. MARINHO, M. E. BICHUETTE, J. A. B. SCALEANTE, O. A. F. SCALEANTE, B. N. ROCHA, and F. V. LATERZA. 2013. Projection of tourist scenarios onto fragility maps: Framework for determination of provisional tourist carrying capacity in a Brazilian show cave. *Tour. Manag.* 35: 234–243. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tourman.2012.07.008>.
- LUÍS, M., F. LOURENÇÃO, L. M. CORDEIRO, L. PADOAN, D. S. GODINHO, R. BORGHEZAN, J. A. LABEGALINI, S. ZAGO, K. M. LIMA, H. AUGUSTO, and S. LOBO. 2015. Gruta Do Mateus ( Bonito-Ms , Serra Da Bodoquena ): Caracterização Ambiental E Proposta De Uso Turístico. 8: 27–36.
- LYONS, K. G., C. A. BRIGHAM, B. H. TRAUT, and M. W. SCHWARTZ. 2005. Rare Species

- and Ecosystem Functioning. *Conserv. Biol.* 19: 1019–1024.
- MAGURRAN, A. E., and B. J. MCGILL. 2011. *Anne E. Magurran, Brian J. McGill- Biological Diversity\_ Frontiers in Measurement and Assessment -Oxford University Press, USA (2011).pdf.* 345.
- MAIA, R. P., and F. H. R. BEZERRA. 2015. *Landscapes and Landforms of Brazil. Landscapes and Landforms of Brazil* 268. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/978-94-017-8023-0%5Cnhttp://link.springer.com/10.1007/978-94-017-8023-0>.
- MAMMOLA, S., E. ECOGRAPHY, and D. NOGUÉS-BRAVO. 2019. Finding answers in the dark: caves as models in ecology fifty years after Poulson and White. 1331–1351.
- MAMMOLA, S., and M. ISAIA. 2017a. A synthesis on cave-dwelling spiders in Europe. 1–16.
- MAMMOLA, S., and M. ISAIA. 2017b. Spiders in caves.
- METZGER, J. P. 2000. Tree functional group richness and landscape structure in a brazilian tropical fragmented landscape. *Ecol. Appl.* 10: 1147–1161.
- MOLDOVAN, O. T., S. IEPURE, T. BRAD, M. KENESZ, and C. MIREA. 2020. Database of Romanian cave invertebrates with a Red List of cave species and a list of hotspot / coldspot caves.
- MOSELEY, M. 2009. Are all caves ecotones? *Cave Karst Sci.* 36: 53–58.
- PACHECO, G. S. M., M. P. A. DE OLIVEIRA, E. CANO, M. SOUZA SILVA, and R. L. FERREIRA. 2021. Tourism effects on the subterranean fauna in a Central American cave. *Insect Conserv. Divers.* 14: 294–306.
- PELLEGRINI, T. G., and R. L. FERREIRA. 2012. Management in a neotropical show cave: Planning for invertebrates conservation. *Int. J. Speleol.* 41: 359–366.
- PRENDERGAST, J. R., R. M. QUINN, J. H. LAWTONM, B. C. EVERS HAM, and D. W. GIBBONS. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365: 335–337.
- PROUS, X., R. L. FERREIRA, and C. M. JACOBI. 2015. The entrance as a complex ecotone in a Neotropical cave. *Int. J. Speleol.* 44: 177–189.
- PROUS, X., R. LOPES FERREIRA, and R. PARENTONI MARTINS. 2004. Ecotone delimitation: Epigeal-hypogean transition in cave ecosystems. *Austral Ecol.* 29: 374–382.
- RODRIGUEZ-ARTIGAS, S. M., R. BALLESTER, and J. A. CORRONCA. 2016. Factors that influence the beta-diversity of spider communities in northwestern Argentinean Grasslands. *PeerJ* 2016.
- ROVNER, S. J. 1980. Morphological and Ethological Adaptations for Prey Capture in Wolf Spiders (Araneae, Lycosidae). *Am. Arachnol. Soc.* 8: 201–215.
- RUSSEL, M. J., and V. L. MACLEAN. 2008. Management issues in a Tasmanian tourist cave: Potential microclimatic impacts of cave modifications. 87: 474–483.
- SANTOS, A. J., A. D. BRESOVIT, M. DE OLIVEIRA-TOMASI, P. RUSSO, and U. OLIVEIRA.

2017. Curves , Maps and Hotspots: The Diversity and Distribution of Araneomorph Spiders in the Neotropics. *J. Trop. Ecol.* 22: 1–28.
- SANTOS, F., and J. ORTEGA. 2003. *Bioinformática aplicada à Genômica. Melhor. Genômico, Minas Gerais UFV.* Available at: [ftp://www.ufv.br/DBG/material curso bioinfo/Leitura Complementar/artigos/Bioinform?tica aplicada ? Gen?mica.pdf](ftp://www.ufv.br/DBG/material%20curso%20bioinfo/Leitura%20Complementar/artigos/Bioinform?tica%20aplicada%20Gen?mica.pdf).
- SCHWARTZ, M. W., C. A. BRIGHAM, J. D. HOEKSEMA, K. G. LYONS, M. H. MILLS, V, and P. J. AN MANTGEM. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function : implications for conservation ecology. *Oecologia* 122: 297–305.
- SEBELA, S., J. TURK, and T. PIPAN. 2015. Cave micro-climate and tourism: Towards 200 years (1819-2015) at Postojnska jama (Slovenia). *Cave Karst Sci.* 42: 78–85.
- SILVA, M. S., L. F. M. INIESTA, and R. L. FERREIRA. 2020. Invertebrates diversity in mountain neotropical quartzite caves: Which factors can influence the composition, richness, and distribution of the cave communities? *Subterr. Biol.* 33: 23–43.
- SILVA, S., and L. FERREIRA. 2009. Caracterização ecológica de algumas cavernas do Parque Nacional de Ubajara (Ceará) com considerações sobre o turismo nestas cavidades. *Rev. Biol. e Ciências da Terra* 9: 59–71.
- SINGH, S., A. BORKOTOKI, and C. K. SARMAH. 2012. Species distribution of spiders in Barpeta district of Assam: A diversity measure. *E-International Sci. Res. J.* 4: 47–57.
- SONG, L., W. XIAONING, and L. FUYUAN. 2000. The influence of cave tourism on CO2 and temperature in Baiyun Cave, Hebei, China. *Int. J. Speleol.* 29B: 77–87.
- TRAJANO, E. 2000. Cave Faunas in the Atlantic Tropical Rain Forest : Composition , Ecology , and Conservation ’ revising several of those groups . For these reasons , detailed faunistic analyses and geographic compar-. *Atlantic* 32: 882–893.
- TRAJANO, E., and M. E. BICHUETTE. 2010. Diversity of Brazilian subterranean invertebrates. 2009: 1–16.
- TRONTELJ, P., A. BLEJEC, and C. FIĆ. 2012. Ecomorphological convergence of cave communities. 3852–3865.
- ULRICH, W., M. ZALEWSKI, I. HAJDAMOWICZ, M. STAŃSKA, W. CIURZYCKI, and P. TYKARSKI. 2010. Tourism disassembles patterns of co-occurrence and weakens responses to environmental conditions of spider communities on small lake islands. *Community Ecol.* 11: 5–12.
- WEINSTEIN, P. 1997. Conservation of cave fauna : more than just bats. 56: 591–596.
- ZAKŠEK, V., B. SKET, S. GOTTSTEIN, D. FRANJEVIĆ, and P. TRONTELJ. 2009. The limits of cryptic diversity in groundwater: Phylogeography of the cave shrimp *Troglocaris anophthalmus* (Crustacea: Decapoda: Atyidae). *Mol. Ecol.* 18: 931–946.

## Material Suplementar

### Número de espécies de aranhas em cavernas impactadas

<b>Espécies/Cavernas</b>	<b>Gruta do Dr. Goro</b>	<b>Gruta do Lago Azul</b>	<b>Gruta do Mimoso</b>	<b>Gruta Nossa Senhora Aparecida</b>	<b>Total Geral</b>
<b>Alpaida aff. negro</b>		25		1	<b>26</b>
<b>Argyrodes sp.</b>		1			<b>1</b>
<b>Corythalia sp.</b>		1			<b>1</b>
<b>Cryptachaea dea</b>			3		<b>3</b>
<b>Cryptachaea sp.</b>	1		2		<b>3</b>
<b>Loxosceles sp.1</b>		1	15	1	<b>17</b>
<b>Mesabolivar sp.1</b>	17	3	4	18	<b>42</b>
<b>Plato sp.1</b>		4			<b>4</b>
<b>Scytodes sp.</b>				1	<b>1</b>
<b>Soesilarischius sp.</b>		3			<b>3</b>
<b>Soesilarischius sp.1</b>				1	<b>1</b>
<b>Thymoites sp.</b>		1			<b>1</b>
<b>Trichonephila clavipes</b>				2	<b>2</b>
<b>Uloborus sp.</b>		1			<b>1</b>
<b>Zozis sp.</b>		2			<b>2</b>
<b>Total Geral</b>	<b>18</b>	<b>42</b>	<b>24</b>	<b>24</b>	<b>105</b>

Tabela 1. Número total de espécies em cada caverna impactada.



Mesabolivar sp.1	16	5	10	12	5	5	11	4	7	16	4	6	5	3	13	7	4	24	21	6	20	9	9	7	2	18	249
Mesabolivar sp.2					13	7														1							21
Metagonia sp.	5			1		2												1		2							11
Micrathena sp.					3															2							5
Misionella sp. 1																								8			8
Neopisinus sp.	1																									1	2
Neopisinus sp.1															2												2
Noegus sp.												1															1
Noegus sp.1			1																								1
Nops sp.																							1				1
Plato sp.1		2					1			2			1				4	5		1							16
Plato sp.2												1															1
Pronous sp.										2																	2
Salticidae sp.1					3		1	1												1	1						7
Salticidae sp.2							3															1					4
Salticidae sp.3					1																			1			2
Scytodes sp.																	46			2							48
Tmarus sp.																										2	2
Trachelas sp. 1																								1			1
Trechalea sp.																							1				1
Trichonephila clavipes																										1	1
Uloborus sp.					1		1								1	3	1									1	8
Viracucha					1																						1
Wagneria na sp.																							1				1
<b>Total Geral</b>	<b>28</b>	<b>7</b>	<b>14</b>	<b>16</b>	<b>33</b>	<b>25</b>	<b>17</b>	<b>14</b>	<b>19</b>	<b>32</b>	<b>7</b>	<b>17</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>16</b>	<b>14</b>	<b>63</b>	<b>30</b>	<b>28</b>	<b>10</b>	<b>30</b>	<b>13</b>	<b>38</b>	<b>15</b>	<b>16</b>	<b>30</b>	<b>550</b>

Tabela 2. Número total de espécies em cada caverna preservada.

<b>Caverna</b>	<b>Temperatura Epígeo °C</b>	<b>Temperatura Hipógeo °C</b>	<b>Umidade relativa do ar Epígeo %</b>	<b>Umidade relativa do ar Hipógeo %</b>	<b>Concentração CO2 Epígeo PPM</b>	<b>Concentração CO2 Hipógeo PPM</b>
Mimoso	27,4	27,6	82,2	77,2	819	623
Jaraguá	26,7	24,3	95,8	91,5	2825	2146
Lago Azul	26,1	22,9	85,6	99,9	1689	579
Janela N. Sra.	25,9	25,7	82,2	88,9	9834	8363
Aparecida	23,9	25,8	85,3	77,9	1151	1269
Santa Maria Nascente	27,4	26,8	84,9	89,3	729	723
Salobrinha	28	26,3	77,1	89	1160	1118
Dente de Cão	23	24,6	81,3	70,3	650	741
Vale do Prata 1	28,2	25	72,8	86,4	1593	<10000
Fadas	29,6	26,2	73	95,8	458	<10000
Dr. Goro	28,7	25,2	74,4	92,1	437	2856
Dona Benedita	25,3	24,9	98,5	92,4	607	3730
Manoel Cardoso	26,3	25,9	86	95	490	4672
Urubu Rei	27	24,5	89,3	94,7	520	1586
Lote 126	28,3	25	76,4	88,4	687	704
Azedim 2	23,8	25,2	85,6	82,4	698	698
Caverna 13	25,5	25,6	89,9	82,3	850	914
Gracinha	25,9	27,5	93	69,9	611	770
Córrego Seco	30	26,5	61,4	84,6	1414	1221
Córrego Azul 3	29,7	25,1	69,6	85,5	1251	1244
Córrego Azul 2	28,1	25	64,6	94,8	1251	1139
Córrego Azul 1	26	24,2	97,5	83,8	1092	1052
Morro do Jericó	25,7	26,7	96,2	99,8	4341	8487
Nova Aliança	26,2	26,4	84,4	84,4	971	951
Sr. Natal 2	28,5	29,1	78,4	73,2	1815	2479
Sr. Natal 1	31	25,9	62	94,7	2515	1656
Toc. da Onça 2	15	22,9	94,5	98	507	1944
Encontro	19,2	22,4	77,8	71,9	485	1010
Faz. Santa Fé	18,2	18,4	78,3	91,5	585	564
Forever	21,3	20,1	69,4	96,2	507	635

Tabela 3: Dados ambientais de cada caverna no meio epígeo e hipógeo.

