



UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA  
CAMPUS I - CAMPINA GRANDE  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO  
MESTRADO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

LEYDIANE GALDINO DE OLIVEIRA VIEIRA

**HERPETOFAUNA DE INSELBERGUES NA PARAÍBA: DIVERSIDADE E  
INFLUÊNCIA DE FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS NA OCORRÊNCIA DAS  
ESPÉCIES**

CAMPINA GRANDE-PB  
2022

LEYDIANE GALDINO DE OLIVEIRA VIEIRA

**HERPETOFAUNA DE INSELBERGUES NA PARAÍBA: DIVERSIDADE E  
INFLUÊNCIA DE FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS NA OCORRÊNCIA DAS  
ESPÉCIES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Ecologia e Conservação.

**Área de concentração:** Ecologia e Conservação de Ecossistemas.

**Orientador:** Prof. Dr. Marcelo Nogueira de Carvalho Kokubum.

CAMPINA GRANDE-PB

2022

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

V658h Vieira, Leydiane Galdino de Oliveira.  
Herpetofauna de inselbergues na Paraíba [manuscrito] : diversidade e influência de fatores bióticos e abióticos na ocorrência das espécies / Leydiane Galdino de Oliveira Vieira. - 2022.  
89 p. : il. colorido.  
  
Digitado.  
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa, 2022.  
Orientação : Prof. Dr. Marcelo Nogueira de Carvalho Kokubum, UFCG - Universidade Federal de Campina Grande.  
  
1. Heterogeneidade ambiental. 2. Caatinga. 3. Anfíbios. 4. Répteis. 5. Diversidade de espécie. 6. Biodiversidade. I. Título  
21. ed. CDD 577.5

LEYDIANE GALDINO DE OLIVEIRA VIEIRA

**HERPETOFAUNA DE INSELBERGUES NA PARAÍBA: DIVERSIDADE E INFLUÊNCIA DE FATORES BIÓTICOS E ABIÓTICOS NA OCORRÊNCIA DAS ESPÉCIES**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Universidade Estadual da Paraíba, como requisito parcial à obtenção do título de Mestra em Ecologia e Conservação.

Área de concentração: Ecologia e Conservação de Ecossistemas.

Aprovada em: 30 / 06 / 2022.

**BANCA EXAMINADORA**



Prof. Dr. Marcelo Nogueira de Carvalho Kokubum (Orientador)  
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)



Prof. Dra. Maria de Fátima de Araújo (Membro externo)  
Universidade Federal de Campina Grande (UFCG)



Prof. Dr. Paulo Sérgio Bernarde (Membro externo)  
Universidade Federal do Acre (UFAC)

## RESUMO

Os inselbergues são afloramentos rochosos graníticos frequentemente encontrados na região nordeste do Brasil. Essas formações geomorfológicas relictuais apresentam características distintas da área matriz na qual estão inseridas, fornecendo uma maior possibilidade de nichos, especialmente para espécies xerófitas. Segundo a hipótese da heterogeneidade de habitats, quanto mais complexo e heterogêneo é um ambiente, maior a diversidade de espécies que ele abriga. Com base nisso, o objetivo deste trabalho foi analisar como as variáveis ambientais nestes inselbergues influenciam a ocorrência da herpetofauna. Os dois inselbergues que foram estudados estão localizados em uma área de Caatinga, no município de Patos, estado da Paraíba. As coletas de dados foram realizadas mensalmente pelo período de um ano, sendo feito o registro dos avistamentos através do método de busca ativa nos transectos e de encontros ocasionais. Para a identificação da estrutura das variáveis ambientais foram delimitadas 20 quadrantes/parcelas de 16m<sup>2</sup>. Foram registradas características vegetacionais e variáveis abióticas. Foram registrados 1.874 avistamentos, sendo 148 de anfíbios (17 spp), 1689 de lagartos (13 spp) e 37 de serpentes (7spp). Os anuros consistiram em 5 famílias, com Leptodactylidae (n=8) e Hylidae (n=5) apresentando a maior riqueza. Para os lagartos foram 7 famílias, com Gekkonidae (n=3) e Teiidae (n=3) com as maiores riquezas e, para as serpentes, 2 famílias foram registradas, Dipsadidae (n=6) apresentou a maior riqueza. A análise de PCA demonstrou que as variáveis relacionadas à estrutura vegetacional, como altura e densidade das árvores, altura da serrapilheira, densidade de sub-bosque e número de galhos caídos, são as que mais explicam a riqueza de espécies. Os locais com maior estrutura vegetacional e umidade favorecem a riqueza de répteis e anfíbios, desta forma, demonstrando que a heterogeneidade ambiental tem importante papel na diversidade local de espécies.

**Palavras-chave:** Heterogeneidade. Afloramentos rochosos graníticos. Caatinga. Anfíbios. Répteis.

## ABSTRACT

Inselbergs are granitic rocky outcrops frequently found in the northeastern region of Brazil. These relict geomorphological formations present distinct characteristics from the matrix area in which they are inserted, providing a greater possibility of niches, especially for xerophytic species. According to the hypothesis of habitat heterogeneity, the more complex and heterogeneous an environment is, the greater the diversity of species it harbors. Based on this, the objective of this work was to analyze how environmental variables in these inselbergs influence the occurrence of herpetofauna. The two inselbergs that were studied are located in a Caatinga area, in the municipality of Patos, state of Paraíba. Data collection was carried out monthly for a period of one year, recording sightings by active search of transects and occasional encounters. To identify the structure of environmental variables, 20 quadrants/parcels of 16m<sup>2</sup> were delimited. Vegetation characteristics and abiotic variables were recorded. A total of 1,874 sightings were recorded, of which 148 were amphibians (17 spp), 1689 were lizards (13 spp), and 37 were snakes (7spp). The anurans consisted of 5 families, with Leptodactylidae (n=8) and Hylidae (n=5) showing the highest richness. For lizards there were 7 families, with Gekkonidae (n=3) and Teiidae (n=3) having the highest richness and for snakes, 2 families were recorded, Dipsadidae (n=6) showed the highest richness. PCA analysis showed that variables related to vegetational structure, such as tree height and density, leaf litter height, understory density and number of fallen branches, explained the species richness the most. Sites with greater vegetational structure and humidity favor the richness of reptiles and amphibians, thus demonstrating that environmental heterogeneity plays an important role in local species diversity.

**Keywords:** Heterogeneity. Granitic rocky outcrops. Caatinga. Amphibians. Reptiles.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente ao Senhor, meu Deus Todo Poderoso, que me concedeu a vida e me fez chegar até aqui. Mesmo eu querendo desistir em alguns momentos, Ele me deu forças para continuar. Ele foi o meu refúgio e minha fortaleza em momentos de aflição, quando eu pensei que não tinha capacidade para seguir em frente. *“Lançando sobre Ele toda a vossa ansiedade, porque Ele tem cuidado de vós”* 1 Pedro 5:7.

Agradeço a minha família, minha mãe, Lourdinha, e meu pai, Sebastião, que nunca mediram esforços para que eu atingisse meus objetivos, nunca conseguirei agradecer o suficiente por tudo que já fizeram por mim. Aos meus irmãos, Leandro e Lucas, que trazem tanta alegria pra minha vida. Agradeço por todo amor, paciência, proteção e apoio que recebo de vocês até hoje. Amo-os demais!

Agradeço ao meu marido, Lucas, por ter acreditado em mim e ter me ajudado a correr atrás do meu sonho de fazer o mestrado, por todo esforço que ele fez para que eu pudesse me dedicar aos estudos durante os últimos anos. Além disso, agradeço por ouvir minhas reclamações, meus choros, obrigada por me acolher e me incentivar a continuar. A sua presença tornou tudo mais leve e tranquilo, eu te amo demais!

Agradeço ao professor Marcelo por ter aceitado me orientar, por ter sido tão paciente comigo, por tudo que me ensinou ao longo do mestrado. Ele sempre me orienta com toda humildade e gentileza. O professor Marcelo não é só um ótimo profissional, mas uma ótima pessoa. Obrigada por tudo! Que Deus abençoe o senhor e sua família!

Agradeço a Fernanda, Dona Tana, Dona Socorro, Seu Geraldo e Luiza por terem me acolhido em suas casas com tanto amor e cuidado, não sei como teria sido esse trabalho sem a ajuda de vocês! Mesmo nas épocas mais críticas da Covid-19, nunca deixaram de me receber. Nunca vou esquecer de tudo que fizeram por mim. Vocês são uma família linda, pessoas maravilhosas, que Deus os abençoe demais!

Agradeço ao pessoal do laboratório de herpetologia LHUF CG por terem sido tão prestativos comigo desde o início, principalmente por se disporem a me ajudar em um período tão difícil como esse. Muito obrigada a todos que me ajudaram durante as coletas de dados em campo: Juliana, Eduarda, Gabriel Marinho, Gabriel Leão, João Paulo, Alfredo, José Vinícius e Abraão. Alguns de vocês tiveram que se deslocar de suas cidades para enfrentar calor, cansaço, chuva e tudo mais! Muito obrigada por estarem comigo nesses momentos, pelas brincadeiras, amizade e aprendizado! Sempre vou lembrar de tudo com muito carinho!

Agradeço aos proprietários das áreas onde fizemos este estudo, que nos deram

permissão para entrar e fazer nossas coletas.

Agradeço à banca examinadora da qualificação e da defesa final, com a profa. Fátima Araújo, o prof. Saymon Albuquerque e Prof. Paulo Bernarde, por terem contribuído com observações importantíssimas para a construção dessa dissertação e por se disporem a me auxiliar caso precisasse de mais orientações. São ótimos profissionais e eu admiro-os muito!

Agradeço aos motoristas da UEPB que me levavam à Patos e aos motoristas da UFCG que nos levavam ao campo. Muito obrigada pela gentileza, pelas conversas e conselhos. À Tânia que recebia as solicitações de auxílio transporte e sempre foi tão prestativa e compreensiva comigo.

Todo esse processo foi muito desafiador pra mim, mas Deus me abençoou colocando pessoas maravilhosas no meu caminho, que se dispuseram a me ajudar, sem a contribuição de todos vocês eu não teria conseguido. Muito obrigada e desejo a todos muito sucesso e felicidade!

*“Porque Deus amou ao mundo de tal maneira  
que deu o seu Filho unigênito,  
para que todo aquele que nele crê não pereça,  
mas tenha a vida eterna.”*

João 3:16

*“Quando estiver perante o trono  
Vestido numa beleza que não é minha;  
Te vendo como és,  
Amando-te com um coração sem pecado;  
Então, Senhor, saberei plenamente –  
Não antes disso – quanto eu te devo.”*

Charles H. Spurgeon

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO I

#### DIVERSIDADE DE RÉPTEIS E ANFÍBIOS EM INSELBERGUES EM UMA ÁREA DE CAATINGA, SERTÃO DA PARAÍBA

- Figura 01 – Mapa da localização dos inselbergues onde as pesquisas de campo foram realizadas, na zona rural do município de Patos, estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. Fonte: Delfino, J..... 34
- Figura 02 – Imagem de satélite do Pedro Agostinho com a delimitação dos transectos 1 (Linha azul), 2 (linha amarela) e as parcelas (quadrados vermelhos)..... 35
- Figura 03 – Imagem de satélite do Espinho Branco com a delimitação dos transectos 1 (Linha azul), 2 (linha amarela) e as parcelas (quadrados)..... 35
- Figura 04 – Espécies de anuros encontradas nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, entre novembro de 2020 e outubro de 2021. (A) *Rhinella diptycha*, (B) *Rhinella granulosa*, (C) *Boana crepitans*, (D) *Boana raniceps*, (E) *Corythomantis greeningi* (F) *Dendropsophus nanus*, (G) *Scinax X-signatus*, (H) *Leptodactylus macrosternum*, (I) *Leptodactylus fuscus*, (J) *Leptodactylus troglodytes*, (K) *Leptodactylus vastus*, (L) *Physalaemus albifrons* (Fotos por Juliana Delfino e Marcelo Kokubum)..... 42
- Figura 04 – **(Continuação)** (M) *Physalaemus cuvieri*, (N) *Pleurodema diplolister*, (O) *Pseudopalodicola pocoto*, (P) *Proceratophrys cristiceps*, (Q) *Pithecopus gonzagai*. (Fotos por Juliana Delfino e Marcelo Kokubum)..... 43
- Figura 05 – Espécies de lagartos encontradas nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, entre novembro de 2020 e outubro de 2021. (A) *Gymnodactylus geckoides*, (B) *Hemidactylus agrius*, (C) *Lygodactylus klugei*, (D) *Vanzosaura multiscutata*, (E) *Iguana iguana*, (F) *Polychrus acutirostris*, (G) *Phyllopezus periosus*, (H) *Phyllopezus pollicaris* (Fotos: Juliana Delfino)..... 44
- Figura 05 – **(Continuação)** (I) *Tropidurus hispidus*, (J) *Tropidurus semitaeniatus*, (K) *Ameiva ameiva*, (L) *Ameivula ocellifera*, (M) *Salvator merianae*. (Fotos: Juliana Delfino)..... 45
- Figura 06 – Espécies de serpentes encontradas nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, entre novembro de 2020 e outubro de 2021. (A) *Boa constrictor* (B) *Erythrolamprus viridis*, (C) *Pseudoboa nigra*, (D) *Thamnodynastes phoenix*, (E) *Leptodeira annulata*, (F) *Oxyrhopus trigeminus*, (G) *Philodryas nattereri*,. (Fotos por Juliana Delfino e Gabriel Marinho)..... 46

|  |    |
|--|----|
| Figura 07 – Diagrama de distribuição das frequências e abundâncias das espécies encontradas nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, em Patos, Paraíba.....                        | 47 |
| Figura 08 – Curva de acumulação e rarefação para as espécies de répteis (A) e anfíbios (B) encontradas nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco no município de Patos, Paraíba..... | 48 |

## CAPÍTULO II

### INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS BIÓTICAS E ABIÓTICAS NA DIVERSIDADE DE RÉPTEIS E ANFÍBIOS EM INSELBERGUES, NO SERTÃO PARAIBANO

|   |    |
|---|----|
| Figura 01 – Mapa da localização dos inselbergues onde as pesquisas de campo foram realizadas, na zona rural do município de Patos, estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. Fonte: Delfino, J.....  | 64 |
| Figura 02 – Imagem de satélite do Pedro Agostinho com a delimitação dos transectos 1 (Linha azul), 2 (linha amarela) e as parcelas (quadrados vermelhos).....   | 65 |
| Figura 03 – Imagem de satélite do Espinho Branco com a delimitação dos transectos 1 (Linha azul), 2 (linha amarela) e as parcelas (quadrados).....  | 65 |
| Figura 04 – Dendrograma de similaridade de Jaccard com base na presença-ausência de répteis e anfíbios dos quatro transectos nos Inselbergues Pedro Agostinho (PA1 e PA2) e Espinho Branco (EB1 e EB2), no município de Patos, estado da Paraíba.....   | 70 |
| Figura 05 – Representação com as relações entre a precipitação mensal e os números de avistamentos e riqueza de espécies de anfíbios, lagartos e serpentes registrados nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, no município de Patos, estado da Paraíba, de novembro de 2020 e outubro de 2021. Fonte: AESA, posto meteorológico Patos/EMBRAPA.....  | 73 |
| Figura 06 – Habitats e microhabitats observados nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, utilizados pelas espécies de répteis e anfíbios. (A) Lajedo, espaços embaixo de/entre grandes rochas, (B) Folhas de bromélias (C) Tronco de cactáceas, (D) Galhos de árvores, (E) áreas de transição entre lajedo e solo, (F) Poças temporárias em cavidades rochosas, (G) Serrapilheira, (H) Embaixo de troncos em decomposição, solo exposto. (Fotos por Leydiane Vieira, Gabriel Marinho, Gabriel Leão, Juliana Delfino e José Vinícius)..... | 74 |

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

#### **DIVERSIDADE DE RÉPTEIS E ANFÍBIOS EM INSELBERGUES EM UMA ÁREA DE CAATINGA, SERTÃO DA PARAÍBA**

- Tabela 01 – Lista de espécies da herpetofauna registradas entre novembro de 2020 e outubro de 2021 nos Inselbergues Espinho Branco e Pedro Agostinho, localizados no município de Patos, Estado da Paraíba. A categorização foi realizada considerando o número de avistamentos, classificação (frequência x abundância), local e tipo de registro. \*=Registro somente por encontro ocasional..... 39
- Tabela 02 – Valores dos Indicadores de diversidade da herpetofauna nos inselbergues Pedro Agostinho (PA) e Espinho Branco (EB)..... 48
- Tabela 03 – Valores dos estimadores de riqueza de espécies da herpetofauna para cada transecto nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, no município de Patos, no estado da Paraíba..... 49

### CAPÍTULO II

#### **INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS BIÓTICAS E ABIÓTICAS NA DIVERSIDADE DE RÉPTEIS E ANFÍBIOS EM INSELBERGUES, NO SERTÃO PARAIBANO**

- Tabela 01 – Lista de espécies da herpetofauna registradas entre novembro de 2020 e outubro de 2021 nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, localizados no município de Patos, Estado da Paraíba. A categorização foi realizada considerando o número de avistamentos por local e apenas pelo método PVLT..... 68
- Tabela 02 – Lista de espécies da herpetofauna registradas em cada transecto dos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, entre novembro de 2020 e outubro de 2021, localizados no município de Patos, Estado da Paraíba. A categorização foi realizada considerando o número de avistamentos por local, apenas pelo método PVLT..... 69
- Tabela 03 – Indicadores de diversidade da herpetofauna para os transectos do Pedro Agostinho (PA1 e PA2) e do Espinho Branco (EB1 e EB2), no município de Patos, estado da Paraíba..... 71
- Tabela 04 – Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando os três conjuntos de Componentes Principais que explicam a maior variabilidade dos dados relacionados aos avistamentos das espécies nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, no município de Patos, estado da Paraíba..... 72

|   |    |
|---|----|
| Tabela 05 – Valores de largura de nicho (LN), quanto ao habitat e microhabitat para espécies da herpetofauna presente nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, no município de Patos, estado da Paraíba.....  | 75 |
| Tabela 06 – Sobreposição de microhabitat das espécies de répteis e anfíbios – com mais de 10 avistamentos – registrados de novembro de 2020 a outubro de 2021, em dois inselbergues em uma área de Caatinga, no município de Patos, no Semiárido paraibano..... | 76 |

## SUMÁRIO

|   |    |
|---|----|
| <b>1 INTRODUÇÃO</b> .....   | 14 |
| <b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....  | 16 |
| 2.1 Fatores ambientais que afetam a ocorrência e distribuição de répteis e anuros.....  | 16 |
| 2.2 Caatinga.....   | 18 |
| 2.3 Inselbergues.....   | 19 |
| 2.4 Anfíbios anuros da Caatinga.....  | 21 |
| 2.5 Répteis da Caatinga.....  | 22 |
| <b>CAPÍTULO I</b> .....   | 24 |
| <b>1 INTRODUÇÃO</b> .....   | 25 |
| <b>2 METODOLOGIA</b> .....  | 27 |
| 2.1 Área de estudo.....   | 27 |
| 2.2 Procedimentos metodológicos.....  | 28 |
| 2.3 Análise dos dados.....  | 29 |
| <b>3 RESULTADOS</b> .....   | 31 |
| <b>4 DISCUSSÃO</b> .....  | 43 |
| <b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....   | 48 |
| <b>CAPÍTULO II</b> .....  | 49 |
| <b>1 INTRODUÇÃO</b> .....   | 50 |
| <b>2 METODOLOGIA</b> .....  | 52 |
| 2.1 Área de estudo.....   | 52 |
| 2.2 Procedimentos metodológicos.....  | 53 |
| 2.3 Análise dos dados.....  | 54 |
| <b>3 RESULTADOS</b> .....   | 56 |
| <b>4 DISCUSSÃO</b> .....  | 65 |
| <b>5 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....   | 71 |
| <b>REFERÊNCIAS</b> .....  | 72 |
| <b>APÊNDICES</b> .....  | 85 |
| Apêndice A: Variáveis ambientais registradas nas parcelas de 16m <sup>2</sup> estabelecidas ao longo dos transectos nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, município de Pa- |    |

|   |    |
|---|----|
| tos, estado da Paraíba, entre novembro de 2020 e outubro de 2021.....   | 85 |
| Apêndice B: Número de tomo dos espécimes coletados nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, no município de Patos, estado da Paraíba, Brasil, entre novembro de 2020 e outubro de 2021..... | 86 |
| Apêndice C: Tabela com as médias das variáveis em cada transecto do Pedro Agostinho (PA1 e PA2) e do Espinho Branco (EB1 e EB2).....  | 87 |
| <b>ANEXOS</b> .....   | 88 |
| ANEXO A. Licença permanente para coleta concedida pelo ICMBio ao Prof. Dr. Marcelo Nogueira de Carvalho Kokubum.....  | 88 |
| ANEXO B. Certidão do CEUA com aprovação para realização da pesquisa com uso de animais.....   | 89 |

## 1 INTRODUÇÃO

Entender a interação entre as espécies e o meio onde estão inseridas é um dos principais objetivos na ecologia (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; RICKLEFS, 2010). Muitos fatores complexos influenciam na ocorrência, distribuição e abundância das espécies, dentre eles estão as interações interespecíficas, condições climáticas, disponibilidade de recursos, fragmentação de habitats (JACKSON *et al.*, 2001; RODRIGUES; BORGES-LEITE; BORGES-NOJOSA, 2016; START; GILBERT, 2016) e a heterogeneidade ambiental, sendo este um dos principais elementos que pode influenciar diretamente a comunidade biológica (BROWN; DORROUGH; RAMSEY, 2011; FOERSTER; LIRA; ALMEIDA, 2020; GARDA *et al.*, 2013; VITT; CALDWELL, 2014).

Os inselbergues são um tipo de ambiente que apresenta condições climáticas e edáficas extremas para muitas espécies (POREMBSKI *et al.*, 1994), mas trazem uma variedade de habitats não encontrados nas áreas circundantes, como: tapetes de monocotiledôneas (Bromeliaceae, Cyperaceae, Velloziaceae), vegetação efêmera em pequenas depressões, piscinas rochosas e fendas (POREMBSKI; BECKER; SEINE, 2000; POREMBSKI, 2007). Esses habitats apresentam condições físicas especiais e, como resultado, sustentam diferentes comunidades, algumas das quais são mais adaptadas ao ambiente rochoso, como determinadas espécies de bromélias, cactos e orquídeas (POREMBSKI, 2007).

Os inselbergues suportam também uma alta densidade de espécies de répteis (KIRCHHOF *et al.*, 2010), anfíbios (KÖHLER; BÖHME, 1996) e pequenos mamíferos (SCHMIDT; SNYMAN; GRUSCHWITZ, 2005). Estes ambientes podem oferecer meios de proteção contra predadores, para reprodução e abrigo, fazendo com que muitas espécies encontrem nos inselbergues condições ideais para sobreviver (FITZSIMONS; MICHAEL, 2017).

Estudos sobre a composição florística de inselbergues no sertão paraibano têm registrado uma alta diversidade na vegetação (LOPES-SILVA *et al.*, 2019; LUCENA *et al.*, 2015), o que sugere uma alta riqueza da fauna. Apesar disso, há poucos estudos sobre as comunidades faunísticas nesses ecossistemas, que são importantes também para o desenvolvimento de estratégias conservadoras visando a paisagem local e toda a comunidade biológica (GARDA *et al.*, 2018).

Dessa forma, esta pesquisa propõe responder às seguintes questões: Como as variáveis

ambientais influenciam a ocorrência de espécies da herpetofauna em inselbergues do sertão paraibano? Quais os principais fatores? Para isso, objetiva-se conhecer a composição das espécies nesses locais, quantificar as variáveis físicas e características vegetacionais, a fim de analisar e compreender como as variáveis ambientais influenciam a distribuição e diversidade de espécies de répteis e anfíbios anuros nos inselbergues.

## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Fatores ambientais que afetam a ocorrência e distribuição de répteis e anuros

O nicho ecológico diz respeito à forma como um organismo vive (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007), engloba todas as condições e recursos que ela precisa para sobreviver, incluindo tempo, espaço e comida (PIANKA, 1994). A oferta e diferenciação dessas três dimensões podem reduzir a competição e promover a coexistência de múltiplas espécies (PIANKA, 1975; TEWS *et al.*, 2004). Dessa forma, a complexidade ambiental está diretamente relacionada à riqueza de espécies, pois permite o uso mais especializado de diferentes microhabitats para reprodução, abrigo e forrageamento (SILBERSTEIN; SIVAPALAN, 1995).

Um dos pontos centrais da teoria de nicho é a hipótese da heterogeneidade de habitats (CHASE; LEIBOLD, 2003) que começou a ser desenvolvida por MacArthur e MacArthur (1961) e defende a ideia de que ambientes mais heterogêneos suportam uma maior quantidade de nichos, podendo abrigar mais espécies que um ambiente menos complexo (HUSTON, 1994). Através do estudo da complexidade e oferta de habitats em um local pode-se prever quantas espécies poderiam ser suportadas em um ambiente similar (PIANKA, 1966).

Os répteis e anfíbios ocupam uma gama variada de ecossistemas, ambientes marinhos e de água doce, florestas úmidas, savanas, montanhas e até desertos (HERRMANN; BRANCH, 2013; TAYLOR *et al.*, 2020; VITT; CALDWELL, 2014). Além disso, adaptações morfológicas e fisiológicas lhes dão a plasticidade necessária para amenizar os efeitos das flutuações climáticas (TAYLOR *et al.*, 2020).

A temperatura é a condição mais importante na vida dos seres vivos, pois tem uma estreita relação com as taxas de crescimento, desenvolvimento, reprodução, atividade e sobrevivência dos indivíduos (BERVEN, 1982; BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Os padrões de locomoção e de atividade dos lagartos diferem de acordo com a temperatura a que foram expostos, espécies noturnas costumam se movimentar mais rapidamente em temperaturas mais baixas durante a noite (DAYANANDA; JEFFREE; WEBB, 2020). Através das mudanças de temperatura os anuros podem prever o fim do período chuvoso, o que também tem implicações em suas atividades (ETEROVICK; SAZIMA, 2000).

A umidade também tem grande influência na movimentação dos indivíduos, na seleção de habitats, deposição de ovos pelos répteis e, principalmente, pelos anfíbios; além de

prevenir a dessecação (VITT; CALDWELL, 2014). Devido à permeabilidade da pele dos anfíbios, eles podem desidratar rapidamente em locais muito quentes ou com baixa umidade. Os répteis, no entanto, podem se expor ao sol sem sofrer perda excessiva de água (VITT; CALDWELL, 2014).

A estrutura da vegetação e cobertura do solo estão entre as variáveis mais relacionadas à diversidade faunística, pois oferecem uma variedade de recursos e habitats que dão suporte a nichos mais variados, além de dispor ao meio ambiente mecanismos funcionais participantes nos ciclos de energia e nutrientes (DRONOVA, 2017) tendo assim uma conexão direta, ou indireta, com todos os fatores bióticos do meio (SILBERSTEIN; SIVAPALAN, 1995). O pH do solo e profundidade da serrapilheira pode também afetar a teia alimentar no solo, onde os anfíbios e répteis são consumidores de alto nível (DEGRAAF; RUDIS, 1990).

Herrera-Montes e Brokaw (2010) observaram que alterações na riqueza de espécies vegetais, densidade de caule, cobertura de herbáceas e do dossel, tiveram um efeito direto na composição da herpetofauna, aumentando a diversidade de espécies; áreas em fases mais avançadas de recuperação florestal dão suporte a uma comunidade mais estruturada. A vegetação também tem um efeito indireto na diversidade da fauna ao aumentar a estabilidade da umidade relativa e da temperatura (HERRERA-MONTES; BROKAW, 2010).

A retirada da vegetação natural traz consequências graves para os vertebrados (BETTS *et al.*, 2019). A fragmentação e perda de habitat afetam negativamente o sucesso reprodutivo e dispersão, reduzem a densidade populacional e aumentam a taxa de mortalidade, podendo levar espécies à extinção (FAHRIG, 2003). A perda de habitats em decorrência de desmatamentos, queimadas, avanço da fronteira agrícola, mineração e outros usos alternativos do solo tem-se mostrado a maior ameaça à riqueza de espécies em todo o mundo (NEWBOLD *et al.*, 2016; SILVANO; SEGALLA, 2005). Esse fator é ainda agravado pelo aquecimento global, pois acabam atuando de forma sinérgica sobre a biodiversidade, diminuindo sua capacidade de adaptação às pressões, sujeitando muitas espécies à extinção (NORTHRUP *et al.*, 2019).

Betts *et al.* (2019) realizaram uma meta-análise sobre os efeitos da fragmentação de habitats e observaram que espécies historicamente ligadas a regiões com maiores perturbações possuem mais resiliência à fragmentação do que as espécies em locais que sofreram pouca perturbação. Observaram também que, em geral, o grau de distúrbio coincidia com a latitude, e foram mais frequentes à medida que se aproximava dos pólos. Portanto, esforços conservacionistas para evitar a fragmentação de habitats nos trópicos são mais importantes e urgentes (BETTS *et al.*, 2019).

Dessa forma, a integridade do ecossistema é de suma importância na riqueza e diversidade da herpetofauna. Embora algumas dessas espécies possam viver em ambientes degradados, de maneira geral, a riqueza de répteis e anfíbios tende a crescer à medida que as condições naturais de um ecossistema são regeneradas e a complexidade ambiental aumenta (GARDNER; BARLOW; PERES, 2007; ROTA *et al.*, 2017). O esforço em pesquisas acerca do impacto das ações antrópicas nos habitats das espécies não tem sido compatível com os riscos enfrentados, além disso, há muitas divergências nos resultados de estudos causados por diferenças nas metodologias e amostragens insuficientes ou inadequadas, o que pode não refletir a real dimensão dos problemas (GARDNER; BARLOW; PERES, 2007)

## 2.2 Caatinga

A Caatinga é um domínio morfoclimático exclusivamente brasileiro, possui uma extensão de aproximadamente 912,000 km<sup>2</sup> na região Nordeste, abrange os estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Bahia e Sergipe, sendo considerada a maior floresta tropical sazonalmente seca da América do Sul (PENNINGTON; LAVIN; OLIVEIRA-FILHO, 2009; SILVA; LEAL; TABARELLI, 2017). A temperatura média anual fica entre 25° a 30°C (SILVA; LEAL; TABARELLI, 2017). A precipitação varia muito no tempo e no espaço, tendo uma média anual de 773mm em 68% da região (ANDRADE *et al.*, 2017).

A Caatinga apresenta diversas fitofisionomias que podem variar de uma floresta com árvores altas a uma vegetação arbustiva baixa e espalhada, dependendo do regime de chuvas e do tipo de solo. Muitas espécies apresentam espinhos, folhas pequenas e troncos contorcidos (PRADO, 2003). As chuvas se concentram em poucos meses do ano, o que induz muitas espécies a perderem as folhas no período seco, um fenômeno que é chamado de caducifolia (QUEIROZ *et al.*, 2017), mas algumas espécies nativas apresentam perenifolia, como o *Ziziphus joazeiro* Mart. (juazeiro) e *Licania rigida* Benth. (oiticica) (PRADO, 2003).

A formação das diferentes fitofisionomias da Caatinga é resultado da influência dos biomas que se encontram geograficamente próximos, a Mata Atlântica, o Cerrado e a Amazônia (QUEIROZ *et al.*, 2017). A dinâmica transformação ecológica e climática ocorrida ao longo de milhares de anos possibilitou que espécies originárias de outros biomas se estabelecessem com sucesso em uma floresta tropical sazonalmente seca, contribuindo para o nível de diversidade e endemismo que a Caatinga apresenta hoje (FERNANDES; CARDOSO; PENNINGTON, 2022).

Embora a Caatinga não apresente um nível alto de fragmentação, como a Mata Atlântica p.e., e ter seus fragmentos maiores e mais conectados (ANTONGIOVANNI; VENTICINQUE; FONSECA, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2009), o nível de degradação do semiárido nordestino continua avançando, com a vegetação natural sendo substituída por campos agrícolas com práticas insustentáveis, o que vem levando grandes áreas a se tornarem sujeitas à desertificação (SÁ *et al.*, 2010). Grande parte dos estabelecimentos agrícolas na Caatinga são familiares e de pequeno porte, e estão inseridos em um contexto socio-econômico que configura grandes desafios na vivência com o semiárido (MORAIS, 2019). A agricultura, a extração de vegetação para produzir carvão e cercas, as criações de bovinos e caprinos, são necessidades que precisam ser conciliadas com práticas mais sustentáveis para esse ecossistema, atendendo também às demandas da população (RIBEIRO *et al.*, 2015).

Os esforços conservacionistas na Caatinga ainda são incipientes, 8,4% de seu território é protegido por unidades de conservação, mas apenas 1,4% está no grupo de proteção integral (HAUFF, 2010), ou seja, a maioria unidades são de uso sustentável, onde é permitida a caça, exploração dos recursos e uso alternativo do solo (Lei nº 9.985/00). Portanto, faz-se necessário mais estudos nesse bioma que vem sendo tão degradado pelas ações antrópicas. O conhecimento de áreas prioritárias e dos desafios enfrentados é fundamental para a criação de mais unidades de conservação, a fim de que a riqueza única da Caatinga seja preservada.

### **2.3 Inselbergues**

Os inselbergues são afloramentos rochosos formados por rocha granítica ou gnáissica, seu tamanho pode variar de poucos metros a vários quilômetros quadrados (KRIEGER; POREMBSKI; BARTHLOTT, 2000; KRIEGER; POREMBSKI; BARTHLOTT; 2000). Eles têm uma origem geomorfológica bem antiga, pois estudos indicam que essas rochas emergiram da Terra, em meio às planícies, no período pré-cambriano, tornando-se comuns nas zonas tropical e subtropical (POREMBSKI, 2005).

Em sua maioria, os inselbergues têm formato de domo, com grande parte da rocha exposta, ocorrendo a formação de solo em locais propícios (SARTHOU *et al.*, 2010). Eles constituem um tipo de ambiente que apresenta condições climáticas e edáficas extremas para muitas espécies, como altas temperaturas e estresse hídrico, onde somente aquelas que estão adaptadas a essas circunstâncias conseguem sobreviver (POREMBSKI *et al.*, 1994). Mesmo que estejam localizados em uma floresta tropical úmida, em sua superfície apresentarão

condições mais xéricas que a paisagem do seu entorno (POREMBSKI *et al.*, 1994; MARES; SEINE, 2000). A diversidade florística dos inselbergues presentes na Caatinga é muito representada pelas famílias Fabaceae, Malvaceae, Apocynaceae, Convolvulaceae, Asteraceae, Orchidaceae, Euphorbiaceae, Bromeliaceae, Malpighiaceae, Cactaceae, Rubiaceae, Poaceae, Bignoniaceae, Caesalpiniaceae e Solanaceae (FRANÇA; MELO; SANTOS, 1997; GOMES; ALVES, 2010; LUCENA *et al.*, 2015; PAULINO; GOMES; SILVEIRA, 2018).

Os inselbergues apresentam uma variedade de microhabitats que não estão presentes nas áreas ao redor, como: tapetes de monocotiledôneas, depressões rasas, vegetação efêmera, piscinas rochosas e fendas (POREMBSKI *et al.*, 2007). As fendas dos lajedos são importantes pela capacidade de acumular água e por beneficiar espécies que busquem abrigo, proporcionando condições microclimáticas importantes para a sobrevivência (POREMBSKI *et al.*, 2007). Os inselbergues, além de permitir a presença de espécies adaptadas a esse ambiente, podem funcionar como um local para refúgio, forrageamento ou outras atividades, para espécies que ocupam de forma esporádica (MARES; SEINE, 2000).

Muitas espécies animais desenvolveram características morfológicas que evidenciam a adaptação aos inselbergues, como um corpo mais achatado ou dígitos mais apropriados para escalar rochas (FITZSIMONS; MICHAEL, 2017; RIVAS; SCHARGEL, 2008; SCHMIDT; SNYMAN; GRUSCHWITZ, 2005). Os inselbergues também geram uma influência na vegetação que se encontra em seu entorno. Devido à baixa taxa de formação de solos, grande parte da superfície rochosa fica exposta, fazendo com que, quando ocorrem as chuvas, a maior parte da água escorra até a base, beneficiando a vegetação da matriz (POREMBSKI *et al.*, 2016).

Esses afloramentos apresentam diferentes condições microclimáticas, o que pode influenciar os padrões de vegetação e, conseqüentemente, de fauna (CARLUCCI *et al.*, 2014). Em alguns inselbergues, por exemplo, formam-se poças nas cavidades e duram a maior parte do ano. Em locais assim, na Caatinga, foram encontradas espécies de anuros como *Corythomantis greeningi* e *Phyllomedusa hypochondrialis* (NAVAS; ANTONIAZZI; JARED, 2004). Além disso, no início do período chuvoso, as poças temporárias nos lajedos são os primeiros locais disponíveis para reprodução dos anuros (KÖHLER; BÖHME, 1996).

Os inselbergues suportam uma alta densidade de espécies de répteis (KIRCHHOF *et al.*, 2010), anfíbios (KÖHLER; BÖHME, 1996), pequenos mamíferos (SCHMIDT; SNYMAN; GRUSCHWITZ, 2005), insetos e aracnídeos (MARES; LACHER, 1987; WITHERS; EDWARD, 1997) e aves (MACLEAN, 1993). Por sua influência na vegetação e microclima, além de suas condições físicas inerentes, os afloramentos rochosos representam

uma força evolutiva, pois as espécies que se especializam nesse tipo de ambiente tornam-se mais adaptadas à aridez, podendo também reduzir interações competitivas com outras espécies da região (MARES; SEINE, 2000).

Portanto, são de extrema importância na preservação de espécies em locais áridos e semiáridos (FITZSIMONS; MICHAEL, 2017). Infelizmente, em todo o mundo, os inselbergues sofrem muita degradação. Atividades como processos de mineração, captação de água, turismo, construções, queimadas acabam afetando a biodiversidade e serviços ecossistêmicos desses locais (POREMBSKI *et al.*, 2016).

#### **2.4 Anfíbios anuros da Caatinga**

A Caatinga é um ambiente desafiador para os anfíbios, além da baixa pluviosidade e das secas prolongadas, as chuvas são imprevisíveis, assim como a duração das poças (QUEIROZ *et al.*, 2017). Apesar dos desafios, a diversidade de anuros é considerada alta para um ambiente semiárido, em áreas de Caatinga e transição foram registradas 98 espécies de anfíbios pertencentes a 12 famílias, das quais 67% da diversidade concentrada em duas famílias: Hylidae e Leptodactylidae (GARDA *et al.*, 2018).

Os anfíbios anuros são caracterizados pela sua especificidade em relação aos habitats e microhabitats, sendo bem seletivos na escolha dos locais para forrageamento, abrigo e, principalmente, reprodução (PROVETE *et al.*, 2014). Sendo assim, a complexidade ambiental e a oferta de microhabitats disponíveis aliados às características climáticas são fatores tão importantes no ciclo de vida e na formação das comunidades de anuros, contribuindo para a riqueza de espécies (OLIVEIRA; ETEROVICK, 2009).

Vieira *et al.* (2007) observaram que a oferta de microhabitats e duração do hidroperíodo têm influência na composição e distribuição espaço-temporal da anurofauna associada a lagoas temporárias no Cariri paraibano. Como o percentual de umidade é um fator crucial para a sobrevivência dos anfíbios, os mesmos desenvolveram estratégias para lidar com o período seco em regiões semiáridas (VITT; CALDWELL, 2014). A grande maioria dos anuros da Caatinga tem hábitos noturnos e estão ativos principalmente durante o período chuvoso, quando a temperatura e a umidade estão em um nível favorável (NAVAS; ANTONIAZZI; JARED, 2004; VITT; CALDWELL, 2014).

Outras estratégias e mecanismos têm sido estudados ao longo dos anos, tais como: adaptações cutâneas, associações a microhabitats mais específicos para retraimento (NAVAS; ANTONIAZZI; JARED, 2004; NAVAS *et al.*, 2007), processo de estivação, com o aumento

na produção de antioxidantes (MOREIRA *et al.*, 2020) e diminuição na síntese de proteínas que possam gerar um alto gasto energético (MADELAIRE; GOMES; SOKOLOVA, 2020).

Leptodactylidae é a maior família de anuros, eles são muito variáveis no tamanho, podendo medir de 2 a 25cm, algumas são exclusivamente aquáticas, outras são terrestres ou arborícolas. A maioria das espécies da subfamília Leptodactylinae constroem ninhos de espuma (LIMA *et al.*, 2006). Os hilídeos têm uma distribuição mais ampla que os leptodactilídeos, estando presentes na América do Norte e do Sul, Índias Ocidentais e Região Australo-Papuana; temperada da Eurásia, incluindo o extremo norte da África e o arquipélago japonês (FROST, 2022). Eles também variam muito em tamanho e aparência, podem chegar a medir 14cm. Muitas espécies são arborícolas, mas também há semi-aquáticas e fossoriais (LIMA *et al.*, 2006).

## 2.5 Répteis da Caatinga

Os répteis apresentam uma grande diversidade, passaram por muitas radiações adaptativas, o que lhes permitiu estarem distribuídos por quase todo o planeta (VITT *et al.*, 2003). A Caatinga apresenta uma grande riqueza de répteis, distribuída por várias de suas fitofisionomias, compartilhando espécies com o Cerrado, Mata Atlântica e Floresta Amazônica, mas ainda assim apresentando alto endemismo (MESQUITA *et al.*, 2017).

O tegumento dos répteis permite que estes se exponham ao sol sem que ocorra a perda excessiva de água, entretanto, em áreas tropicais abertas como a Caatinga, onde as temperaturas podem alcançar valores muito altos, as espécies alternam a termorregulação em locais ou horários mais frios (VITT; CALDWELL, 2014). Espécies como *Ameiva ameiva*, *Iguana iguana* e *Salvator merianae* são as espécies de lagartos mais abundantes por toda a Caatinga, estando presentes tanto em áreas mais abertas quanto em áreas mais fechadas (WERNECK; COLLI, 2006).

Segundo um levantamento realizado por Mesquita *et al.* (2017), utilizando banco de dados e pesquisa de campo em vários locais do Nordeste brasileiro, foram encontradas 79 espécies de lagarto, pertencentes a 13 famílias. Entre essas, 49 são típicas da Caatinga e 38 são endêmicas, a maioria delas associadas a solos arenosos (RODRIGUES, 2005). As famílias com maior representatividade na Caatinga são Tropicoduridae (18 espécies) e Gymnophthalmidae (25 espécies) (MESQUITA *et al.*, 2017).

Embora possua muitas áreas abertas, a Caatinga apresenta uma grande quantidade de serpentes arborícolas/semi-arborícolas (GUEDES, 2012). Durante o período seco, muitas

espécies buscam por alimento em afloramentos rochosos, que servem de refúgio para pequenos vertebrados (VANGILDER; VITT, 2009) e, conseqüentemente, a seleção de habitat das serpentes pode ser refletida pela seleção de habitat de suas presas (SCHMIDT; SNYMAN; GRUSCHWITZ, 2005). A anurofagia é comum na grande maioria das serpentes da Caatinga, embora esse recurso possa ser escasso durante o período seco, a demanda energética relativamente baixa das serpentes permite que possa sobreviver por certo período de tempo com pouco recurso alimentar (VANGILDER; VITT, 2009).

Guedes *et al.* (2014) registrou 112 espécies de serpentes com ocorrência na Caatinga, pertencentes a nove famílias, dentre as quais Dipsadidae (66 spp.; 58,93%), Colubridae (18 spp.; 16,07%) e Viperidae (9 spp.; 8,04%) tiveram a maior representatividade. Dentre as espécies das famílias mais comuns, algumas endêmicas para a Caatinga são: *Bothrops erythromelas*, *Boiruna sertaneja*, *Thamnodynastes almae* e *Bothrops jabrensis* (GUEDES; NOGUEIRA; MARQUES, 2014; BARBO *et al.*, 2022).

## **CAPÍTULO I**

### **DIVERSIDADE DE RÉPTEIS E ANFÍBIOS EM INSELBERGUES EM UMA ÁREA DE CAATINGA, SERTÃO DA PARAÍBA**

## 1 INTRODUÇÃO

A região Neotropical possui uma das maiores biodiversidades do mundo (PENNINGTON; HUGHES; MOONLIGHT, 2015; RULL, 2008). A combinação entre mecanismos paleogeográficos, com o clima quente e estável, promoveu ao longo do tempo uma vantagem nos processos de especiação (RULL, 2008; FINE, 2015).

O Brasil ocupa boa parte dessa região e é detentor de uma das maiores riquezas de espécies, mesmo possuindo elevados números de áreas fragmentadas. Entre os grupos de animais, destacam-se os animais integrantes da herpetofauna (anfíbios e répteis), possuindo 1,156 espécies de anfíbios anuros registradas, correspondendo a 13,6% de todas as espécies de anfíbios do mundo (AMPHIBIAWEB, 2022). Em relação às espécies de répteis (Squamata), atualmente estão registradas 804 espécies, representando 7,19% dos Squamata de todo o mundo (UETZ; FREED; HOSEK, 2021).

O Domínio Fitogeográfico da Caatinga, exclusivamente restrito ao território brasileiro, com extensão de 912,529 km<sup>2</sup> (SILVA *et al.*, 2017) foi, durante muito tempo, subestimado quanto à sua biodiversidade, e atualmente com o número de pesquisas aumentando consideravelmente nos últimos anos, reforçando a riqueza em fauna e flora que a região possui, o torna comparável em riqueza e endemismo a outros biomas neotropicais (VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980; RODRIGUES, 2003; GUEDES *et al.*, 2017; GARDA *et al.*, 2018).

Até o início dos anos 2000, os levantamentos de fauna na Caatinga consideravam apenas as regiões semiáridas, sem incluir espécies de outras fitofisionomias, como das ilhas florestais relictuais presentes ao longo do seu domínio (LOEBMANN; HADDAD, 2010). Em áreas de Caatinga e transição, GARDA *et al.* (2018) registraram 98 espécies de anfíbios pertencentes a 12 famílias, das quais 67% da diversidade era concentrada em duas famílias: Hylidae e Leptodactylidae, sendo 20 endêmicas da Caatinga. Em relação aos répteis, são conhecidas 224 espécies para a Caatinga, dentre estas temos 112 serpentes (22 endêmicas), 79 lagartos (38 endêmicos) e 23 anfisbenas (9 endêmicas) (GUEDES *et al.*, 2014).

Os anfíbios e répteis são peças centrais em muitos ecossistemas. São ótimos bioindicadores e a diminuição, ou desaparecimento, de suas populações sugere uma diminuição na qualidade ambiental, como nos casos de fragmentação/perda de habitats e contaminação química por pesticidas, por exemplo (HALL; HENRY, 1992; TEIXIDO *et al.*, 2021; VITT *et al.*, 1990). Monitorar as populações de répteis e anfíbios contribui na elaboração de estratégias de conservação que podem beneficiar também outras espécies que

são menos detectáveis (WELSH; HODGSON, 1997).

Embora os estudos sobre a herpetofauna da Caatinga tenham aumentado nos últimos anos, ainda há muitos locais a serem inventariados (GUEDES; NOGUEIRA; MARQUES, 2014). Há também poucas pesquisas sobre a fauna dos inselbergues, embora esses ecossistemas sejam centros de diversidade e endemismo (POREMBSKI *et al.*, 2016; POREMBSKI; BARTHLOTT, 2000). Sendo assim, o objetivo do presente estudo foi inventariar a herpetofauna de dois afloramentos rochosos graníticos localizados na cidade de Patos, Paraíba, Sertão Paraibano.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada em dois inselbergues localizados no município de Patos (07°03'43.4"S e 37°17'59.1"W), na mesorregião sertaneja do estado da Paraíba (Figura 1). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo (Bsh) semiárido, com pluviometria média anual abaixo de 800 mm (AQUINO, 2012). O município se encontra dentro do domínio fitogeográfico da Caatinga, nos inselbergues há uma grande representatividade das famílias Fabaceae, Euphorbiaceae, Convolvulaceae e Malvaceae (LOPES-SILVA *et al.*, 2019; LUCENA *et al.*, 2015).

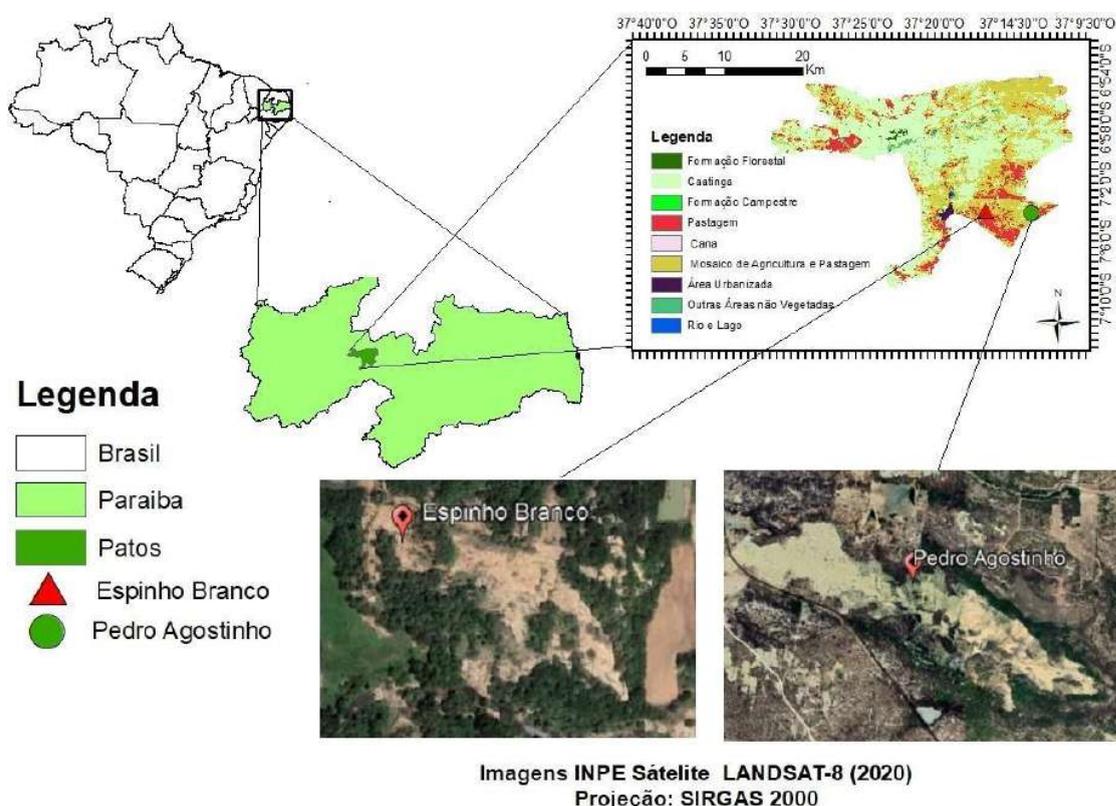


Figura 1: Localização dos inselbergues onde as pesquisas de campo foram realizadas, na zona rural do município de Patos, estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. Fonte: Delfino, J.

O Serrote de Pedro Agostinho (Figuras 1 e 2) está localizado na zona rural do município, na comunidade Poço Cercado, tem uma altitude máxima de 464m, sendo considerado o ponto mais alto do município (AQUINO, 2012). A Pedra do Espinho Branco (Figura 1 e 3) está localizada a sudoeste do município de Patos, ocupando uma área de aproximadamente 12,94 ha. O inselbergue apresenta dois açudes particulares utilizados para

irrigação e consumo animal, e um rio intermitente conhecido localmente como rio da Cruz (LUCENA *et al.*, 2015).

## 2.2 Procedimentos metodológicos

As coletas de dados foram realizadas mensalmente, entre novembro de 2020 e outubro de 2021, totalizando 12 excursões de campo, cada uma com duração de 2 dias. Em cada inselbergue foram delimitados dois transectos, no Pedro Agostinho cada transecto possuía 600m de comprimento (Figura 2) e no Espinho branco os transectos foram de 430m e 150m (Figura 3). Todos eles buscando abranger o máximo de microhabitats possíveis, com variação de temperatura, umidade e altitude.



Figura 02: Imagem de satélite do Pedro Agostinho com a delimitação dos transectos 1 (Linha azul), 2 (linha amarela) e as parcelas (quadrados vermelhos).



Figura 03: Imagem de satélite do Espinho Branco, com a delimitação dos transectos 1 (Linha azul), 2 (linha amarela) e as parcelas (quadrados).

Ao longo dos transectos foram também delimitadas parcelas de 16m<sup>2</sup>, em cada transecto do Pedro Agostinho tinham 6 parcelas, enquanto no Espinho Branco, tinham 4 parcelas por transecto (Figuras 2 e 3), no total foram trabalhadas 20 parcelas nos inselbergues para coletarmos informações sobre as características ambientais (Apêndice A). A busca ativa foi realizada por duas pessoas em cada transecto, através do método de PVL (Procura Visual Limitada por Tempo), durante 1:30 hora em cada transecto (CRUMP; SCOTT, 1994). O mesmo percurso foi feito em três horários diferentes: manhã, tarde e noite. A captura de serpentes foi feita com o auxílio de gancho. O registro foi realizado através de forma escrita e de fotografia, no caso dos anfíbios anuros foi feita também a gravação da vocalização. Foram anotadas informações sobre cada indivíduo e as condições em que era encontrado, como nome da espécie, habitat, microhabitat, temperatura (°C) e umidade (%) do ar, coordenadas geográficas e condição do tempo.

A identificação dos espécimes coletados foi efetuada com o auxílio de chaves para gêneros e espécies (GUEDES; NOGUEIRA; MARQUES, 2014; FREITAS, 2015), pela comparação direta com exemplares identificados das coleções e análise de especialistas. Alguns indivíduos foram capturados e sacrificados para servirem como espécie testemunho do trabalho. Os sacrifícios foram realizados por injeção de solução anestésica (anuros de grande porte e répteis) e por imersão em solução aquosa de lidocaína (anuros de pequeno e médio porte) e fixados em formol 10%. Cada exemplar foi etiquetado e armazenado em álcool 70%. Todo o material coletado foi depositado nas coleções do Laboratório de Herpetologia da Universidade Federal de Campina Grande (LHUF CG), no Centro de Saúde e Tecnologia Rural (CSTR) da Universidade Federal de Campina Grande, cidade de Patos, Paraíba, sob a licença permanente de coleta de material zoológico cedida para o proponente deste projeto (Número da licença #25267-1), do Sistema de Autorização e Informação sobre Biodiversidade (SISBIO-ICMBio).

Para estudar os efeitos da heterogeneidade ambiental na diversidade das espécies foram coletadas informações de 30 variáveis bióticas e abióticas (Apêndice 1) de cada uma das 20 parcelas, delimitadas ao longo dos 4 transectos (Figura 2). As médias pluviométricas foram retiradas do site da Agência Executiva de Gestão das Águas - AESA, com informações do Posto Meteorológico da EMBRAPA no município de Patos/PB.

### **2.3 Análise dos dados**

As espécies foram representadas através de sua frequência e abundância. Os valores de

frequência foram calculados a partir do: (número de amostras com ocorrência da espécie/número total de amostras) x 100; para os valores de abundância: (número de indivíduos de uma espécie/número de indivíduos de todas as espécies coletados naquela área) x 100. Os números foram expressos em porcentagem e classificados de acordo com sua frequência em: acidental (0,1% - 25%), acessória (25% - 50%) ou constante (50% - 100%); e com sua abundância em: acidental (0% - 2,5%), acessória (2,5% - 5%) e dominante (5% - 100%).

Para padronizar os valores obtidos em cada amostra foram feitas curvas de rarefação com 1.000 aleatorizações, através do estimador não-paramétrico Mao Tau (GOTELLI; COLWELL, 2001). Os valores de dominância foram calculados através do índice de Berger-Parker, os de equitabilidade, pelo índice de Pielou e da diversidade das taxocenoses através do índice de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 1988). Os valores para as curvas de acumulação de espécies e os índices foram obtidos através do programa PAST 3.25 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). A riqueza de espécies foi estimada através dos estimadores não paramétricos que se baseiam na incidência (Bootstrap, Chao 2, Jacknife 1ª e 2ª ordem) e abundância (Chao 1), com 1000 aleatorizações (COLWELL; CODDINTON, 1994) no software EstimatesS 9.1.0 (COLWELL; ELSSENSOHN, 2014).

### 3 RESULTADOS

Ao longo de 12 meses de coleta de dados foram registrados 1874 avistamentos de indivíduos pertencentes a 37 espécies, incluídas em 15 famílias dentre as ordens Squamata e Anura (Tabela 1). Dentre o total de registros, 1801 foram através do método de PVLVT, com 21 espécies, sendo cinco anfíbios, seis serpentes e 10 lagartos. Enquanto que pelos encontros ocasionais foram registrados 73 indivíduos, pertencentes a 16 espécies, dentre estas foram 12 anfíbios, três lagartos e uma serpente. O método de EO foi muito importante para os registros das espécies de anuros que se localizavam na base dos Inselbergues, feitos principalmente pelo reconhecimento da vocalização.

Oito espécies de anuros e uma de lagarto foram encontradas apenas no inselbergue Espinho Branco: *Boana crepitans*, *Corythomantis greeningi*, *Dendropsophus nanus*, *Leptodactylus macrosternum*, *Leptodactylus troglodytes*, *Physalaemus albifrons*, *Pleurodema diplolister*, *Proceratophrys cristiceps* e *Ameiva ameiva*. Dois anuros e quatro répteis foram encontradas somente no Pedro Agostinho: *Scinax x-signatus*, *Physalaemus cuvieri*, *Vanzosaura multiscutata*, *Polychrus acutirostris*, *Boa constrictor* e *Leptodeira annulata*. Todas as outras espécies foram compartilhadas pelos dois locais (Tabela 1).

Os anfíbios anuros (Figura 4) estão representados por 5 famílias: Leptodactylidae (n=8), Hylidae (n=5), Bufonidae (n=2), Odontophrynidae (n=1), Phyllomedusidae (n=1). O número de avistamentos desse grupo foi 148, com 94 (63,5%) deles sendo de *Pithecopus gonzagai*.

Seis famílias de lagartos foram registradas: Gekkonidae (n=3), Teiidae (n=3), Phyllodactylidae (n=2), Tropiduridae (n=2), Gymnophthalmidae (n=1), Iguanidae (n=1) e Polychrotidae (n=1) (Figura 5). A espécie que apresentou o maior número de avistamentos foi o *T. semitaeniatus*, com 1.210 de um total de 1.689, ou seja, 71,6% dos avistamentos de lagartos. Em relação às serpentes (Figura 6), 2 famílias foram registradas: Boidae (n=1) e Dipsadidae (n=6). Com um total de 37 avistamentos, 24 deles da espécie *Thamnodynastes phoenix*, o que corresponde a 64,8% da taxocenose.

De acordo com a classificação de frequência e abundância, tendo como base os valores encontrados nesse local de estudo, 70,6% das espécies de anuros foram consideradas muito raras, 23,5% como intermediária e 5,9%, como comuns. Para os lagartos 38,5% foram consideradas muito raras, 38,5% intermediárias e 23,1% comuns. Enquanto que para as serpentes, 85,7% foram consideradas muito raras e 14,3% foram comuns.

**Tabela 1:** Lista de espécies da herpetofauna registradas entre novembro de 2020 e outubro de 2021 nos Inselbergues Espinho Branco e Pedro Agostinho, localizados no município de Patos, Estado da Paraíba. A categorização foi realizada considerando o número de avistamentos, classificação (frequência x abundância), local e tipo de registro. \*=Registro somente por encontro ocasional.

|               | FAMÍLIA                | ESPÉCIE   | AVISTAMENTOS | CLASSIFICAÇÃO | LOCAL    | REGISTRO             |
|---------------|------------------------|---|--------------|---------------|----------|----------------------|
| <b>Anuros</b> |                        |   |              |               |          |                      |
| 1             | <b>Bufonidae</b>       | <i>Rhinella diptycha</i> (Cope, 1862)                     | 7            | Muito rara    | PA*, EB* | Visual               |
| 2             |                        | <i>Rhinella granulosa</i> (Spix, 1824)                    | 6            | Intermediária | PA, EB*  | Registro Fotográfico |
| 3             | <b>Hylidae</b>         | <i>Boana crepitans</i> (Wied-Neuwied, 1824)               | 1            | Muito rara    | EB       | Visual               |
| 4             |                        | <i>Boana raniceps</i> (Cope, 1862)                        | 7            | Intermediária | PA*, EB  | Fotográfico          |
| 5             |                        | <i>Corythomantis greeningi</i> (Boulenger, 1896)          | 1            | Muito rara    | EB*      | Fotográfico          |
| 6             |                        | <i>Dendropsophus nanus</i>                                | 3            | Muito rara    | EB*      | Vocalização          |
| 7             |                        | <i>Scinax X-signatus</i> (Spix, 1824)                     | 4            | Muito rara    | PA       | Fotográfico          |
| 8             | <b>Leptodactylidae</b> | <i>Leptodactylus macrosternum</i> (Miranda-Ribeiro, 1926) | 1            | Muito rara    | EB*      | Auditivo             |
| 9             |                        | <i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)             | 4            | Muito rara    | PA*, EB* | Auditivo             |
| 10            |                        | <i>Leptodactylus troglodytes</i> (Lutz, 1986)             | 1            | Muito rara    | EB*      | Vocalização          |
| 11            |                        | <i>Leptodactylus vastus</i> (Lutz, 1930)                  | 4            | Intermediária | PA*, EB* | Visual               |
| 12            |                        | <i>Physalaemus albifrons</i> (Spix, 1824)                 | 4            | Muito rara    | EB*      | Visual               |
| 13            |                        | <i>Physalaemus cuvieri</i> (Fitzinger, 1826)              | 1            | Muito rara    | PA*      | Auditivo             |

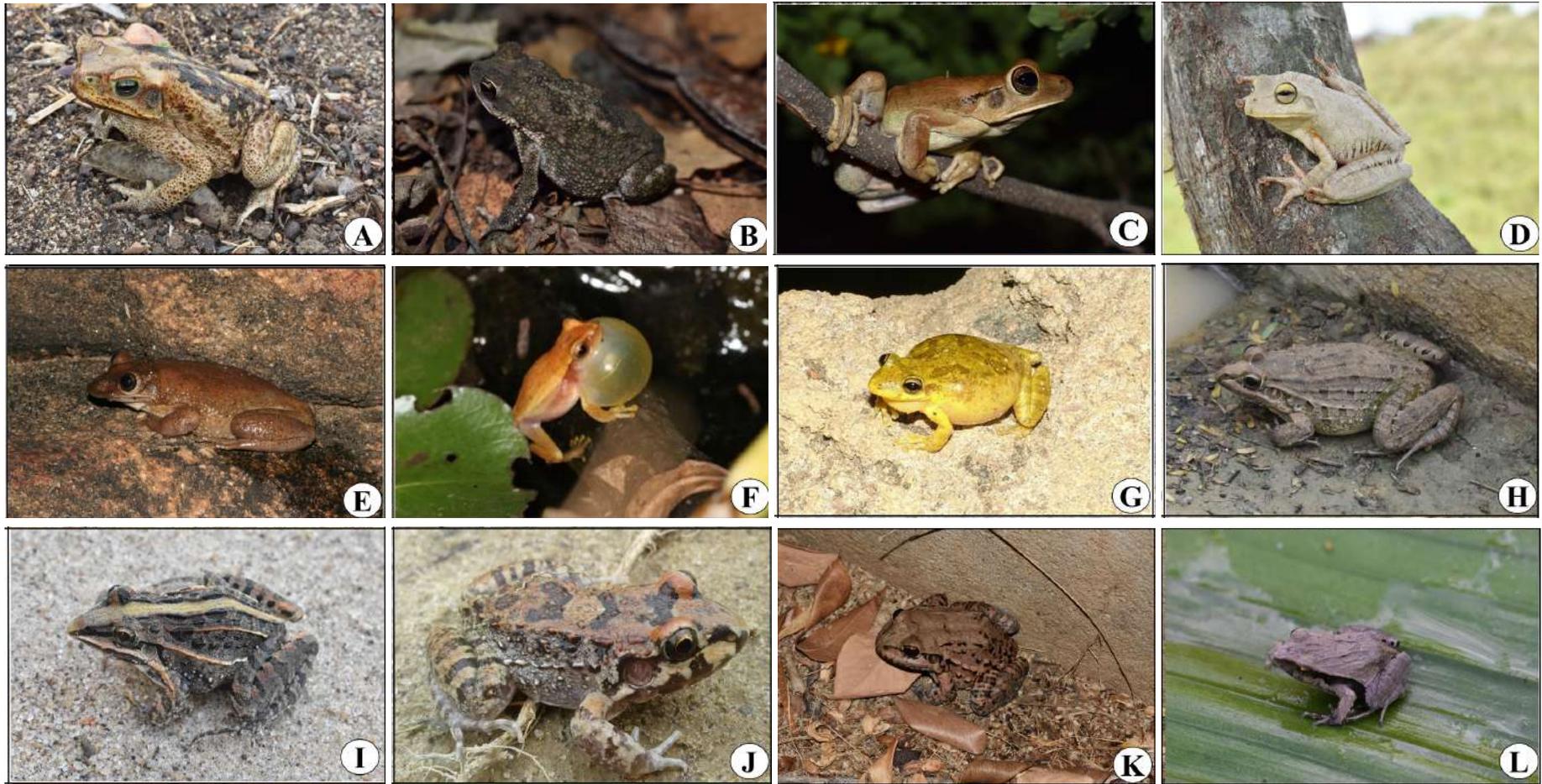
|    |                        |   |    |               |          |                         |
|----|------------------------|---|----|---------------|----------|-------------------------|
| 14 |                        | <i>Pleurodema diplolister</i> (Peters, 1870)  | 1  | Muito rara    | EB*      | Auditivo                |
| 15 |                        | <i>Pseudopaludicola pocoto</i> (Magalhães, Loebmann, Kokubum, Haddad & Garda, 2014) | 7  | Intermediária | PA*, EB* | Registro de vocalização |
| 16 | <b>Odontophrynidae</b> | <i>Proceratophrys cristiceps</i> (Müller, 1883)                                     | 2  | Muito rara    | EB*      | Auditivo                |
| 17 | <b>Phyllomedusidae</b> | <i>Pithecopus gonzagai</i> (Caramaschi, 2006)                                       | 94 | Comum         | PA, EB   | Registro Fotográfico    |

### Lagartos

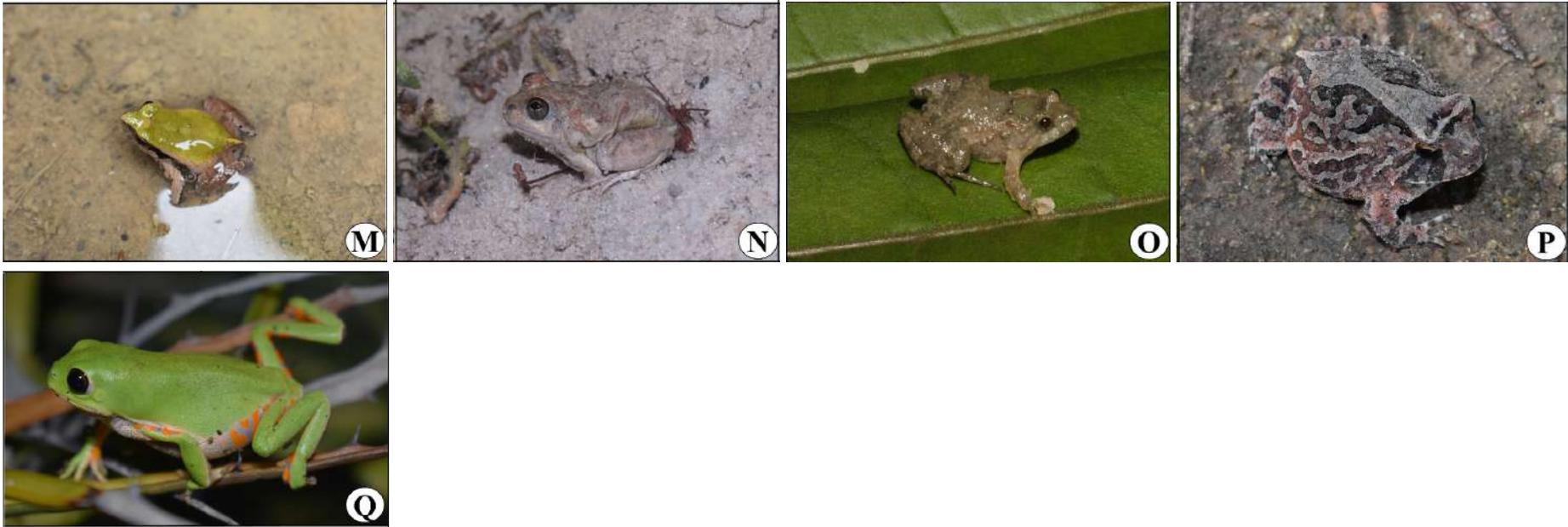
|    |                         |  |      |               |          |                 |
|----|-------------------------|--|------|---------------|----------|-----------------|
| 1  | <b>Gekkonidae</b>       | <i>Gymnodactylus geckoides</i> (Spix, 1825)              | 29   | Intermediária | PA, EB   | Fotográfico     |
| 2  |                         | <i>Hemidactylus agrius</i> (Vanzolini, 1978)             | 19   | Intermediária | PA, EB   | Fotográfico     |
| 3  |                         | <i>Lygodactylus klugei</i> (Smith, Martin & Swain, 1977) | 29   | Intermediária | PA, EB   | Fotográfico     |
| 4  | <b>Gymnophthalmidae</b> | <i>Vanzosaura multiscutata</i> (Amaral, 1993)            | 1    | Muito rara    | PA*      | Registro visual |
| 5  | <b>Iguanidae</b>        | <i>Iguana iguana</i> (Linnaeus, 1758)                    | 2    | Muito rara    | PA*, EB* | Fotográfico     |
| 6  | <b>Polychrotidae</b>    | <i>Polychrus acutirostris</i> (Spix, 1825)               | 3    | Muito rara    | PA       | Registro visual |
| 7  | <b>Phylloactylidae</b>  | <i>Phyllopezus periosus</i> (Rodrigues, 1986)            | 11   | Intermediária | PA, EB   | Fotográfico     |
| 8  |                         | <i>Phyllopezus pollicaris</i> (Spix, 1825)               | 104  | Comum         | PA, EB   | Fotográfico     |
| 9  | <b>Tropiduridae</b>     | <i>Tropidurus hispidus</i> (Spix, 1825)                  | 233  | Comum         | PA, EB   | Fotográfico     |
| 10 |                         | <i>Tropidurus semitaeniatus</i> (Spix, 1825)             | 1210 | Comum         | PA, EB   | Fotográfico     |
| 11 | <b>Teiidae</b>          | <i>Ameiva ameiva</i> (Linnaeus, 1758)                    | 2    | Muito rara    | EB*      | Fotográfico     |
| 12 |                         | <i>Ameivula ocellifera</i> (Spix, 1825)                  | 41   | Intermediária | PA, EB   | Fotográfico     |
| 13 |                         | <i>Salvator merianae</i> (Duméril & Bibron, 1839)        | 5    | Muito rara    | PA*, EB  | Fotográfico     |

## Serpentes

|   |                   |  |    |               |          |             |
|---|-------------------|--|----|---------------|----------|-------------|
| 1 | <b>Boidae</b>     | <i>Boa constrictor</i> (Linnaeus, 1758)                                    | 2  | Muito rara    | PA       | Fotográfico |
| 2 | <b>Dipsadidae</b> | <i>Erythrolamprus viridis</i> (Günther, 1862)                              | 2  | Muito rara    | PA*, EB* | Fotográfico |
| 3 |                   | <i>Pseudoboa nigra</i> (Duméril, Bibron & Duméril, 1854)                   | 3  | Muito rara    | PA, EB   | Fotográfico |
| 4 |                   | <i>Thamnodynastes phoenix</i> (Franco, Trevine, Montingelli & Zaher, 2017) | 24 | Intermediária | PA, EB   | Fotográfico |
| 5 |                   | <i>Leptodeira annulata</i> (Linnaeus, 1758)                                | 1  | Muito rara    | PA       | Visual      |
| 6 |                   | <i>Oxyrhopus trigeminus</i> (Hoge & Romano, 1978)                          | 2  | Muito rara    | PA, EB   | Fotográfico |
| 7 |                   | <i>Philodryas nattereri</i> (Steindachner, 1870)                           | 3  | Muito rara    | PA, EB   | Fotográfico |



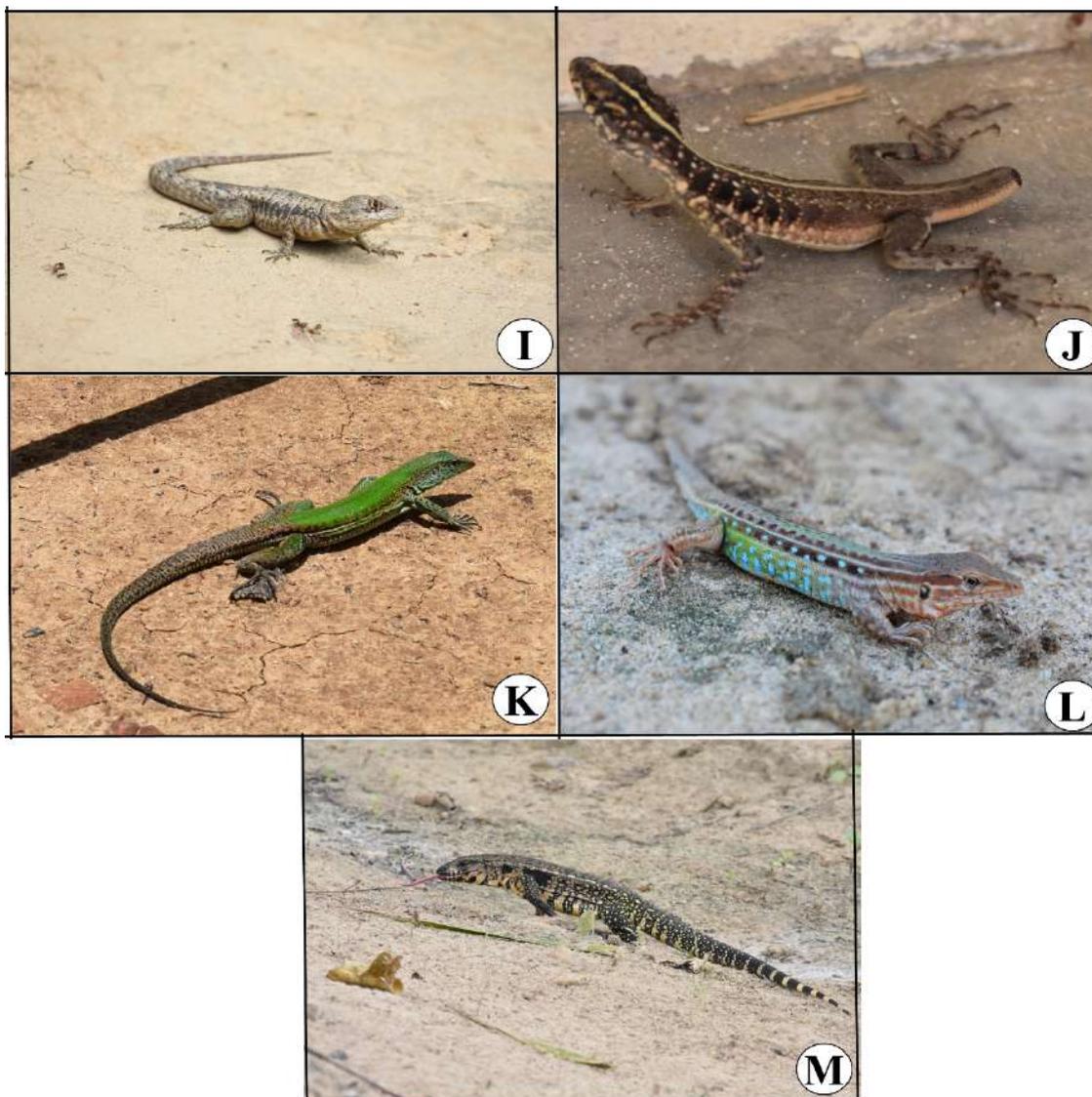
**Figura 4:** Espécies de anuros encontradas nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, entre novembro de 2020 e outubro de 2021. (A) *Rhinella diptycha*, (B) *Rhinella granulosa*, (C) *Boana crepitans*, (D) *Boana raniceps*, (E) *Corythomantis greeningi* (F) *Dendropsophus nanus*, (G) *Scinax X-signatus*, (H) *Leptodactylus macrosternum*, (I) *Leptodactylus fuscus*, (J) *Leptodactylus troglodytes*, (K) *Leptodactylus vastus*, (L) *Physalaemus albifrons* (Fotos A, B, C, D, H, I, J, K, L por Juliana Delfino; Fotos E, F, G por Marcelo Kokubum).



**Figura 4. (Continuação).** (M) *Physalaemus cuvieri*, (N) *Pleurodema diplolister*, (O) *Pseudopalodicola pocoto*, (P) *Proceratophrys cristiceps*, (Q) *Pithecopus gonzagai*. (Fotos M, P, Q por Juliana Delfino; fotos N e O por Marcelo Kokubum).



**Figura 5:** Espécies de lagartos encontradas nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, entre novembro de 2020 e outubro de 2021. (A) *Gymnodactylus geckoides*, (B) *Hemidactylus agrius*, (C) *Lygodactylus klugei*, (D) *Vanzosaura multiscutata*, (E) *Iguana iguana*, (F) *Polychrus acutirostris*, (G) *Phyllopezus periosus*, (H) *Phyllopezus pollicaris*. (Fotos: Juliana Delfino).

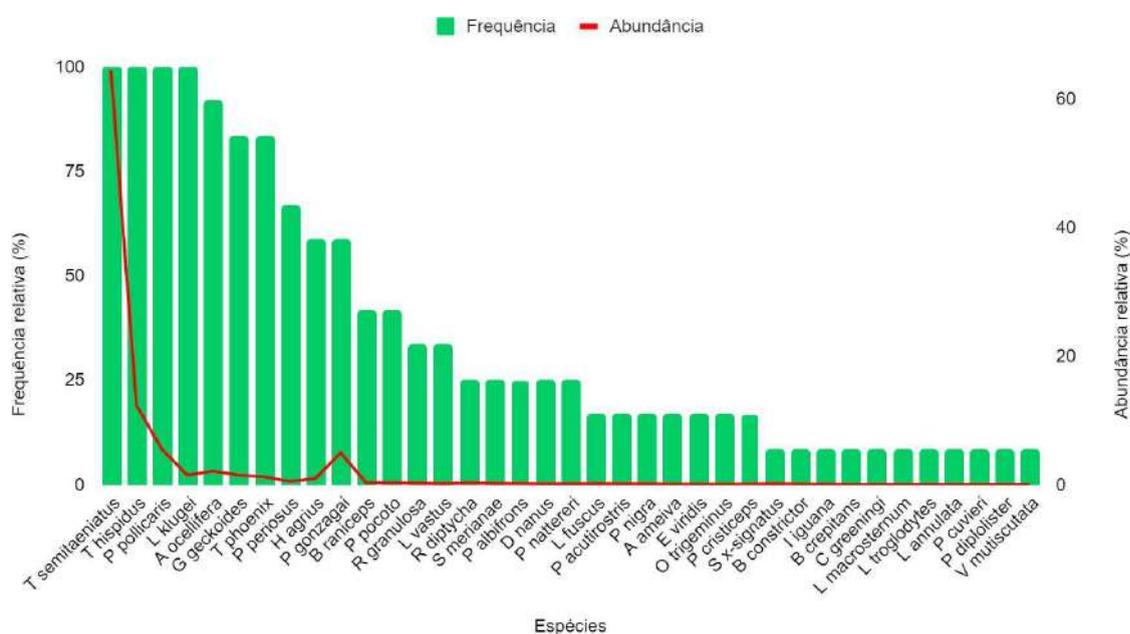


**Figura 5. (Continuação).** (I) *Tropidurus hispidus*, (J) *Tropidurus semitaeniatus*, (K) *Ameiva ameiva*, (L) *Ameivula ocellifera*, (M) *Salvator merianae*. (Fotos: Juliana Delfino).



**Figura 6:** Espécies de serpentes encontradas nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, entre novembro de 2020 e outubro de 2021. (A) *Boa constrictor* (B) *Erythrolamprus viridis*, (C) *Pseudoboa nigra*, (D) *Thamnodynastes phoenix*, (E) *Leptodeira annulata*, (F) *Oxyrhopus trigeminus*, (G) *Philodryas nattereri*,. (Fotos A, B, C, D, F, G por Juliana Delfino; Foto E por Gabriel Marinho).

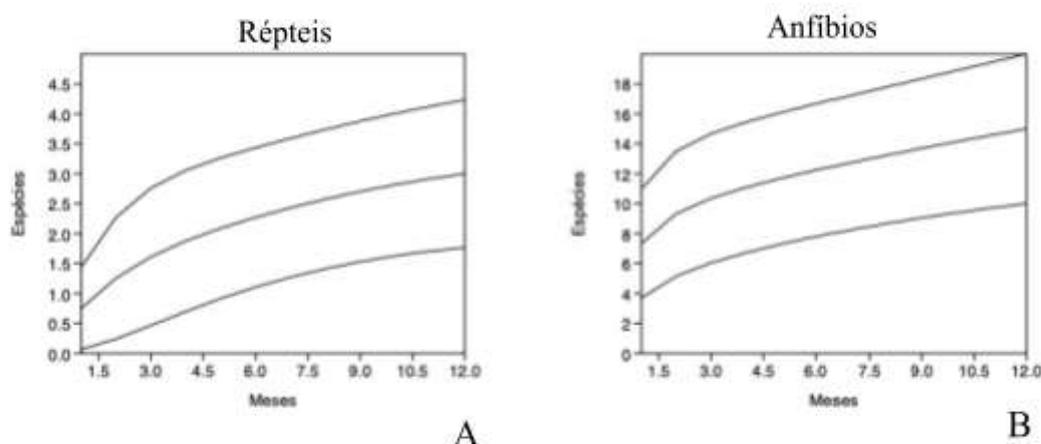
*T. semitaeniatus* apresentou frequência total (100%) e a maior abundância (64,4%) de todas as espécies observadas (Figura 7). Outras espécies que também foram avistadas em todas as amostras foram *T. hispidus* e *P. pollicaris*, porém com o número de avistamentos mais baixo, 12% e 5,4%, respectivamente. A espécie *T. phoenix* apresentou a maior frequência e abundância dentre as serpentes, estando presente em 10 das 12 amostras, com abundância de 6 indivíduos em uma das coletas, enquanto que todas as outras espécies de serpentes foram avistadas 1 ou 2 vezes durante todo o período amostrado. A *P.gonzagai* apresentou uma frequência de 58,3%, foi avistada de novembro até o mês de junho, que correspondia ao 8º mês de coleta.



**Figura 7:** Diagrama de distribuição das frequências e abundâncias das espécies encontradas nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, em Patos, Paraíba.

De acordo com a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da IUCN e com a Lista oficial da fauna brasileira ameaçada de extinção (Portaria MMA nº 148, de 07 de junho de 2022) nenhuma das espécies encontra-se em risco de extinção.

A curva do coletor não atingiu a assíntota para nenhum dos grupos nos inselbergues (Figura 8).



**Figura 8:** Curva de acumulação e rarefação para as espécies de répteis (A) e anfíbios (B) encontradas nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco no município de Patos, Paraíba.

O número de espécies de anfíbios variou significativamente entre os dois inselbergues, com nove para o Pedro Agostinho e quinze para o Espinho Branco. Para as espécies de lagartos e serpentes a riqueza nos inselbergues foi similar, tendo a quantidade de uma e de duas espécies de diferença entre eles, respectivamente. Para todos os grupos, a dominância foi maior no Pedro Agostinho e os índices de equitabilidade são maiores para o Espinho Branco, apresentando 0,804 para serpentes e 0,775 para anfíbios. O índice de Shannon provavelmente atribuiu uma maior diversidade aos grupos de répteis e anfíbios do Espinho Branco devido à maior incidência de espécies raras encontradas (Tabela 2).

**Tabela 2:** Valores dos indicadores de diversidade da herpetofauna nos inselbergues Pedro Agostinho (PA) e Espinho Branco (EB).

| Estimadores    | Anfíbios |       | Lagartos |       | Serpentes |       |
|----------------|----------|-------|----------|-------|-----------|-------|
|                | PA       | EB    | PA       | EB    | PA        | EB    |
| Táxons         | 9        | 15    | 12       | 11    | 7         | 5     |
| Avistamentos   | 86       | 62    | 945      | 744   | 26        | 11    |
| Dominance_D    | 0,634    | 0,210 | 0,573    | 0,499 | 0,497     | 0,355 |
| Simpson_1-D    | 0,366    | 0,790 | 0,428    | 0,501 | 0,503     | 0,645 |
| Shannon_H      | 0,896    | 2,098 | 1,002    | 1,066 | 1,150     | 1,295 |
| Margalef       | 1,796    | 3,392 | 1,606    | 1,512 | 1,842     | 1,668 |
| Equitability_J | 0,408    | 0,775 | 0,403    | 0,444 | 0,591     | 0,804 |
| Fisher_alpha   | 2,532    | 6,290 | 1,938    | 1,830 | 3,143     | 3,538 |
| Berger-Parker  | 0,791    | 0,419 | 0,746    | 0,679 | 0,692     | 0,546 |
| Chao-1         | 19       | 17.5  | 12.5     | 11    | 9         | 6.5   |

Com base nos estimadores de riqueza utilizados, há mais espécies nos inselbergues do que foi registrado no presente estudo (Tabela 3). Os estimadores utilizados nas análises baseiam-se em incidência e na quantidade de *singletons* e *uniques* que ocorrem nas amostras (COLWELL; CODDINTON, 1994).

**Tabela 3:** Valores dos estimadores de riqueza de espécies da herpetofauna para cada transecto nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, no município de Patos, no estado da Paraíba.

| Estimadores  | PA1   | PA2   | EB1   | EB2   |
|--------------|-------|-------|-------|-------|
| Chao 2:      | 17,06 | 36,25 | 17,06 | 11,23 |
| Jackknife 1: | 18,58 | 23,42 | 18,58 | 12,83 |
| Jackknife 2: | 21,23 | 29,25 | 21,23 | 12,23 |
| Bootstrap:   | 16,02 | 19,57 | 16,03 | 12,05 |

#### 4 DISCUSSÃO

No presente trabalho, foi encontrada uma riqueza de 37 espécies nos dois inselbergues, com 17 anfíbios, 13 lagartos e 7 serpentes. Os valores são próximos ao que foi registrado em outras áreas de Caatinga; para anfíbios em Santa Teresinha/PB (16 espécies; MOURA *et al.*, 2016), entre Boa Vista e São João do Cariri/PB (16 espécies; VIEIRA; ARZABE; SANTANA, 2007) e São João do Cariri/PB (13 espécies; FILHO *et al.*, 2015); para lagartos em Serra Negra do Norte/RN (14 espécies; ANDRADE; SALES; FREIRE, 2013), entre os municípios de São José da Lagoa Tapada e Aguiar/PB (12 espécies; SILVA *et al.*, 2020); para serpentes na Reserva Serra das Almas/CE (6 espécies; BORGES- NOJOSA; CASCON, 2005), em Betânia e Floresta/PE (9 espécies; BORGES- NOJOSA; SANTOS, 2005); e para a herpetofauna em geral na Estação Ecológica do Seridó/RN (13 lagartos, 8 serpentes, 19 anfíbios; CALDAS *et al.*, 2016), em Santa Cruz da Baixa Verde/PE (19 anfíbios, 10 lagartos, 5 serpentes; QUIRINO *et al.*, 2019).

Levantamentos de fauna exclusivamente em inselbergues são mais raros na literatura e boa parte deles costuma dar enfoque em algum habitat que provavelmente abrigará uma quantidade maior de espécies, como as piscinas rochosas e as touceiras de bromélias (*Encholirium spectabile* Mart. ex SCHULT. & SCHULT.f.). Em um afloramento rochoso em Itapetim, estado de Pernambuco, Tavares (2016) registrou 24 espécies (seis serpentes, onze lagartos e sete anuros) associadas a bromélias. Jorge *et al.* (2020) registrou 17 espécies (quatro anuros, seis lagartos e sete serpentes) em Santa Maria, no estado do Rio Grande do Norte.

Outros trabalhos realizados em afloramentos rochosos, onde foi observada apenas a anurofauna, foram registradas 19 espécies em poças temporárias, em uma área de Caatinga no município de Itapipoca, Ceará (CASTRO *et al.*, 2018). Em um inselbergue com elevação de 1200m, em área de Mata Atlântica no município de Afonso Cláudio, Espírito Santo, foram registradas apenas 3 espécies de anuros associadas a bromélias (PERTEL; TEIXEIRA; FERREIRA, 2010). O fato de selecionar apenas alguns habitats específicos minimiza a possibilidade de amostrar outras espécies que ocorrem no local, mas estão associadas a outros habitats.

A curva do coletor não atingiu a assíntota para nenhum dos grupos. A predominância de espécies muito raras (62,2%), algumas classificadas como *singletons* (um único avistamento/indivíduo por espécie), contribuiu para que a curva não tendesse a uma estabilização. A baixa detectabilidade indica a probabilidade de haverem espécies de répteis e

anfíbios ainda não registradas nesses inselbergues (GOTELLI; COLWELL, 2001; DAL VECHIO *et al.*, 2016).

O estimador de riqueza Chao 1, que se baseia na abundância das espécies, aponta para um acréscimo de 10 espécies de anfíbios para o Pedro Agostinho e duas para o Espinho Branco. Em relação às serpentes estima-se uma média de mais duas espécies em cada local. Enquanto que para a riqueza de lagartos não indica surgimento de novas espécies. A amostragem de espécies em estudos de diversidade é considerada completa quando não há *singletons*, sendo necessário pelo menos dois avistamentos por espécie para a comunidade registrada no local (CHAO *et al.*, 2009).

Em relação à abundância e dominância, quatro das 21 espécies registradas nos transectos corresponderam a 91,1% dos avistamentos, as espécies foram *T. semitaeniatus*, *T. hispidus*, *P. pollicaris* e *P. gonzagai*, em ordem decrescente de abundância. Poucas espécies foram muito dominantes, o que, conseqüentemente, diminuiu a equitabilidade, principalmente para os lagartos ( $J=0,403$  (PA) e  $J=0,444$  (EB)). O índice de Shannon atribuiu uma maior diversidade aos anfíbios no Espinho Branco ( $H' = 2,09$ ), pois esse índice leva em consideração o número de espécies raras, assim como foi observado nesse inselbergue.

A distribuição das abundâncias não seguiu o modelo log-normal, pois a maioria das espécies apresentou pequena abundância, enquanto poucas espécies apresentaram abundância intermediária ou grande. Isso foge do padrão da maioria das assembleias biológicas (MAGURRAN, 2004), que costumam apresentar uma maior quantidade de espécies com abundância intermediária e poucas com abundância pequena e grande.

A maioria das espécies de lagartos encontradas neste estudo apresentam ampla distribuição por toda a Caatinga (MESQUITA *et al.*, 2017), enquanto todas as espécies de serpente e anuros são comuns na Caatinga (GUEDES; NOGUEIRA; MARQUES, 2014; CASTRO *et al.*, 2019).

As famílias mais diversas na Caatinga são Gymnophthalmidae (25 espécies) e Tropiduridae (18 espécies) (MESQUITA *et al.*, 2017). No presente estudo, as que tiveram maior representatividade foram Teiidae ( $n=3$ ) e Gekkonidae ( $n=3$ ), entretanto, as espécies da família Tropiduridae ( $n=2$ ) alcançaram a maior dominância. As famílias Teiidae e Tropiduridae são compostas por espécies que se movimentam com rapidez, tornando-se fácil visualizá-las em campo, fato que provavelmente contribuiu para a alta abundância (ANDRADE; FRANZINI; MESQUITA, 2019; FRANZINI *et al.*, 2019).

No presente estudo, o gênero *Tropidurus*, representado pelas espécies *T. hispidus* e *T. semitaeniatus*, correspondeu a 77% (1443) do total absoluto e 85,4% dos avistamentos de

lagartos. Estes lagartos são espécies rupícolas, bem adaptados aos afloramentos rochosos, estando ativos durante quase todo o período diurno (VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980; RODRIGUES, 2003).

A espécie *T. hispidus* é generalista, tanto em relação ao habitat quanto à dieta (GONÇALVES-SOUSA; MESQUITA; ÁVILA, 2019), enquanto o *T. semitaeniatus* é encontrado quase exclusivamente em afloramentos rochosos na Caatinga (VITT, 1995; RODRIGUES, 2003; GONÇALVES-SOUSA; MESQUITA; ÁVILA, 2019), apresenta características em seus pés e no formato do corpo que lhe permite ser especialista nesses ambientes. É achatado dorso-ventralmente, possibilitando que entre nas fendas dos lajedos com facilidade, apresenta ainda escamas em seu corpo que dificultam aos predadores removerem-no dessas fendas (MARES; SEINE, 2000).

Os lagartos *P. pollicaris* e *P. periosus* também apresentaram uma alta frequência e dominância, são espécies generalistas de habitat, amplamente distribuídos pela Caatinga (RODRIGUES, 2003). Eles têm hábito noturno e na maioria das vezes foram avistados em associação a algum substrato rochoso. Nas primeiras horas da noite conseguem termorregular através do calor acumulado na rocha durante o dia, ao mesmo tempo em que forrageiam (VITT, 1995).

Os resultados do presente trabalho contradizem os dados encontrados por Tavares, 2016 e Jorge *et al.*, 2020 em relação à espécie mais dominante, pois nesses trabalhos a maior abundância é atribuída a uma espécie da família Mabuyidae, *Psychosaura agmosticha* (RODRIGUES, 2000). Esperava-se encontrar a espécie *P. agmosticha* nos inselbergues estudados, visto que são especialistas de bromélias (JORGE *et al.*, 2020), porém não foram avistados indivíduos dessa espécie em nenhuma das áreas. Espécies da família Gymnophthalmidae são comuns em áreas de Caatinga (MESQUITA *et al.*, 2017), inclusive em afloramentos rochosos, utilizando as bromélias como local para abrigo e forrageamento (RODRIGUES, 2003; SALES *et al.*, 2015).

A família de serpentes mais diversa na Caatinga é Dipsadidae (66 spp.), seguida de Colubridae (18 spp.) (GUEDES; NOGUEIRA; MARQUES, 2014). No presente estudo foram encontradas 7 espécies de serpentes, sendo essa riqueza similar à registrada em Itapetim, Pernambuco (seis espécies) por Tavares (2016), e maior que em Santa Maria, Rio Grande do Norte, (três espécies) por Jorge *et al.* (2020). Entretanto, nesses estudos foram registradas exclusivamente as espécies associadas a bromélia *Encholirium spectabile* MART. EX SCHULT. & SCHULT. F.

A *Thamnodynastes phoenix* foi a serpente que apresentou a maior abundância. É uma

serpente endêmica da Caatinga, com hábito arborícola e de pequeno porte (VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980; GUEDES; NOGUEIRA; MARQUES, 2014). Em 21 dos 24 avistamentos os indivíduos estavam dentro de touceiras de bromélias (*Encholirium spectabile*), o que pode ter contribuído para a alta abundância relativa, pois são locais de fácil visualização. É uma espécie generalista quanto ao uso de habitat e à dieta (VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980; VIEIRA *et al.*, 2020).

Algumas espécies do gênero *Thamnodynastes* têm uma dieta baseada principalmente em anuros, podendo se alimentar também de pequenos roedores, peixes e lagartos (BERNARDE *et al.*, 2000; VANGILDER; VITT, 2009). Isto condiz com a sobreposição de nicho observada entre as *T.phoenix* e *P. gonzagai*, visto que anuros da família Hylidae compõem grande parte da dieta desse gênero de serpente (BERNARDE *et al.*, 2000; VANGILDER; VITT, 2009), entretanto não foi observada neste estudo a predação de *P.gonzagai* por *T. phoenix*.

Das cinco famílias de anuros registradas nos inselbergues, Leptodactylidae foi a melhor representada, seguida por Hylidae, assim como também já foi demonstrado em outros trabalhos realizados na Caatinga (OLIVEIRA *et al.*, 2021; QUIRINO *et al.*, 2019; VIEIRA; ARZABE; SANTANA, 2007), são famílias compostas por espécies generalistas, que utilizam variados tipos de microhabitats (VIEIRA; ARZABE; SANTANA, 2007). Apesar do maior número de leptodactídeos (n=8), os indivíduos foram registradas apenas através de encontro ocasional, por meio da vocalização proveniente dos corpos d'água, localizados nas proximidades da base dos inselbergues; enquanto as espécies da família Hylidae (n=4) foram encontradas durante a busca ativa pelo método PVLV, estando, portanto, associados com os microhabitats característicos dos inselbergues, como as touceiras de bromélias, cactáceas e pequenas poças temporárias nos lajedos.

As famílias Hylidae e Phyllomedusidae têm destaque em estudos com afloramentos rochosos na Caatinga, estando frequentemente associadas a bromeliáceas (JORGE *et al.*, 2020). A espécie *P. gonzagai* foi a única representante da família Phyllomedusidae e correspondeu a 63,5% da abundância de anfíbios (94 avistamentos). Esta foi a única espécie de anfíbio considerada comum, de acordo com a classificação baseada em frequência e abundância, estando presente de novembro de 2020 a junho de 2021. As outras espécies de anfíbios foram classificadas como “muito raras” ou “intermediárias” de acordo com a abundância de avistamentos nesse local.

Embora seja possível encontrar na Caatinga espécies de anfíbios anuros com atividade diurna (NAVAS *et al.*, 2007), a grande maioria apresenta atividade noturna ou crepuscular

(ROCHA *et al.*, 2015; VIEIRA; ARZABE; SANTANA, 2007), isso diminui o impacto das variáveis climáticas desse ambiente semiárido nas espécies, prevenindo a dessecação (NAVAS; ANTONIAZZI; JARED, 2004). Os lagartos não são tão sensíveis à temperatura, mas alguns grupos, p.e. Iguanidae e Gekkonidae, historicamente têm adaptado seu nicho espacial e temporal para evitar competição interespecífica, o que contribuiu para assembleias mais diversas e estruturadas (VITT *et al.*, 2003).

As serpentes também possuem padrões mais variados em relação ao período de atividade. Encontramos duas espécies diurnas: *Erythrolamprus viridis* e *Philodryas nattereri*; duas espécies noturnas: *Pseudoboa nigra* e *Leptodeira annulata*; e três espécies diurnas-noturnas: *Boa constrictor*, *Thamnodynastes phoenix* e *Oxyrhopus trigeminus* (VIEIRA *et al.*, 2020), todas encontradas em horários condizentes com a literatura (GUEDES; NOGUEIRA; MARQUES, 2014; VIEIRA *et al.*, 2020).

Os indivíduos de *P.gonzagai* foram observados com mais frequência na parte mais baixa do inselbergue, área de transição com a matriz, onde as touceiras de bromélias (*Encholirium spectabile*) estavam mais próximas à vegetação arbórea-arbustiva. A ocorrência dessa espécie arborícola nos inselbergues está muito associada às bromélias (CARAMASCHI, 2006; SOUSA; TAVARES; KOKUBUM, 2019), elas podem prover um ambiente com maior umidade e menor temperatura, principalmente quando as touceiras estão localizadas mais próximas às bordas do afloramento que em posições mais centrais (JORGE *et al.*, 2020).

## **5 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Os resultados deste estudo demonstram a importância da preservação dos inselbergues, que possuem uma comunidade biológica distinta e são locais visados pelo turismo e mineração, o que pode comprometer o equilíbrio biológico local. Ao discutir a associação entre as espécies e os inselbergues optou-se por debater com mais ênfase sobre aquelas que detinham maior número de avistamentos, que regularmente habitam nos afloramentos rochosos, enquanto que espécies que foram avistadas uma ou duas vezes, podem estar utilizando desse ambiente de forma esporádica. De qualquer forma, independente do nível de associação aos inselbergues, muitas espécies se beneficiam de habitats encontrados ali, o que reflete na biodiversidade da região, incluindo espécies endêmicas da Caatinga.

## **CAPÍTULO II**

### **INFLUÊNCIA DE VARIÁVEIS BIÓTICAS E ABIÓTICAS NA DIVERSIDADE DE RÉPTEIS E ANFÍBIOS EM INSELBERGUES, NO SERTÃO PARAIBANO**

## 1 INTRODUÇÃO

Entender a interação entre as espécies e o meio onde estão inseridas é um dos principais objetos de estudo da ecologia (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; RICKLEFS, 2010). Muitos fatores complexos influenciam na ocorrência, distribuição e abundância das espécies, entre eles, estão as interações interespecíficas, condições climáticas, disponibilidade de recursos, fragmentação de habitats (RODRIGUES; BORGES-LEITE; BORGES- NOJOSA, 2016; START; GILBERT, 2016; JACKSON *et al.*, 2001) e também a heterogeneidade ambiental, sendo um dos principais elementos que pode influenciar diretamente a comunidade herpetofaunística, assim como já relatado em vários estudos que relacionam a complexidade do ambiente à diversidade de espécies (BROWN; DORROUGH; RAMSEY, 2011; FOERSTER; LIRA; ALMEIDA, 2020; GARDA *et al.*, 2013; VITT; CALDWELL, 2014).

O Domínio Morfoclimático da Caatinga é representado por sua grande heterogeneidade de fitofisionomias, sendo chamado de “Caatingas” por alguns autores, devido às várias fisionomias vegetais e tipos de solo (PRADO, 2003; RODRIGUES, 2003; SAMPAIO, 1995). Classificado como Floresta Tropical Sazonalmente Seca, inclui florestas altas nos locais mais úmidos e paisagem rica em vegetação arbóreo-arbustiva e suculentas nas áreas mais secas (PENNINGTON; LAVIN; OLIVEIRA-FILHO, 2009).

Os afloramentos rochosos, também chamados de inselbergues, são muito comuns na paisagem da Caatinga, assim como em outras florestas tropicais (POREMBSKI, 2007). Geralmente formados por granito, apresentam uma vegetação característica, com grande abundância de bromeliáceas e cactáceas (QUEIROZ *et al.*, 2017), além de espécies arbóreas e arbustivas adaptadas a condições mais quentes e à baixa umidade (POREMBSKI *et al.*, 1994).

O estudo dos microhabitats nesses ecossistemas, e das espécies associadas a eles, é importante para compreendermos a influência de fatores ambientais na estrutura das comunidades. Embora sofram menos agressões que as áreas do seu entorno, os inselbergues estão cada vez mais ameaçados, necessitando de maior proteção (LUCENA *et al.*, 2015; POREMBSKI; BARTHLOTT, 2000).

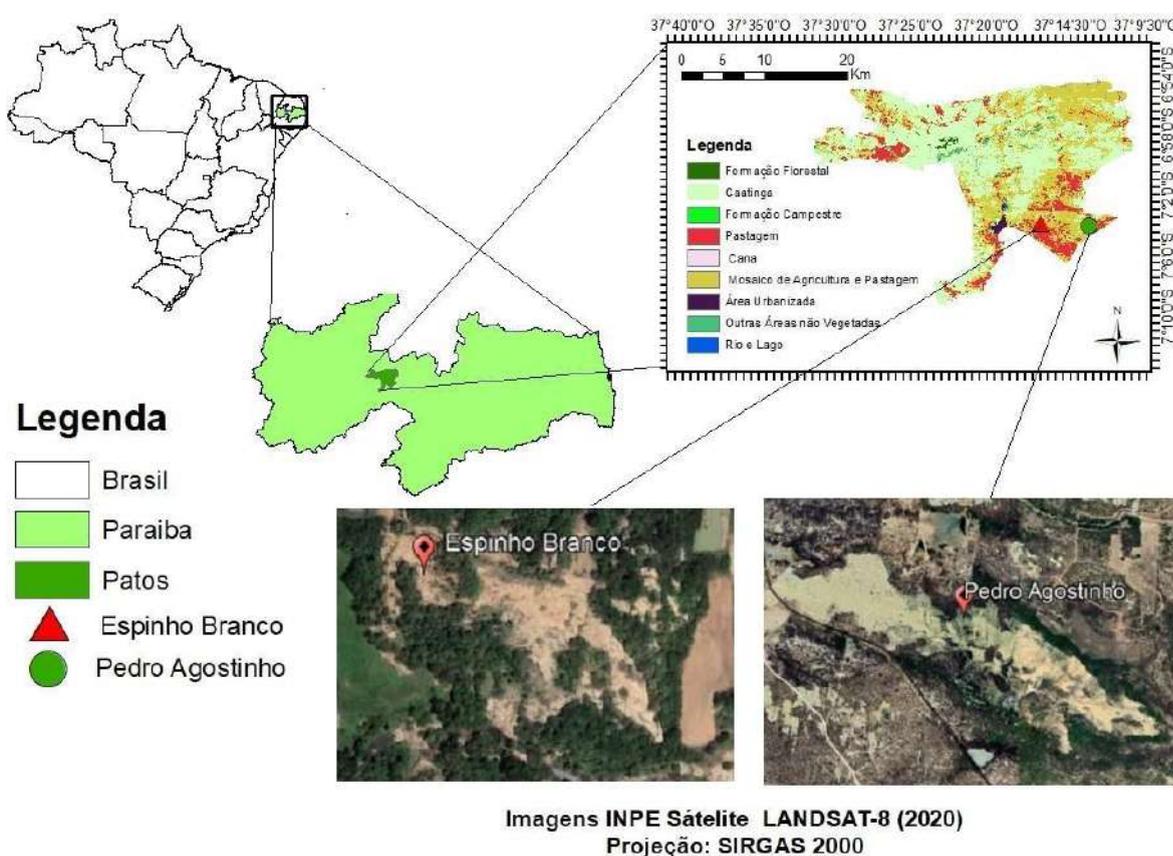
Estudos que objetivem conhecer a diversidade da herpetofauna em inselbergues, levando em conta a hipótese da heterogeneidade de habitats e o uso dos habitats e microhabitats são cruciais para conhecer os padrões de relações desses animais com essas áreas (PIANKA, 1966; TEWS, *et al.* 2004; PAOLETTI, *et al.*, 2018), visto que são considerados bioindicadores, sendo possível estudá-los em pequena ou larga escala, devido a

sua ocorrência em uma variada gama de ambientes (ANDRADE; FRANZINI; MESQUITA, 2019; TEIXIDO *et al.*, 2021) . Dessa forma, o objetivo desse estudo é avaliar a influência das variáveis bióticas e abióticas na ocorrência de anfíbios e répteis, presentes em dois inselbergues localizados na cidade de Patos, sertão da Paraíba.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada em dois inselbergues localizados no município de Patos (07°03'43.4''S e 37°17'59.1''W), na mesorregião sertaneja do estado da Paraíba (Figura 1). O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo (Bsh) semiárido, com pluviometria média anual abaixo de 800 mm (AQUINO, 2012). O município se encontra dentro do domínio fitogeográfico da Caatinga, nos inselbergues há uma grande representatividade das famílias Fabaceae, Euphorbiaceae, Convolvulaceae e Malvaceae (LOPES-SILVA *et al.*, 2019; LUCENA *et al.*, 2015).



**Figura 1:** Localiza o dos inselbergues onde as pesquisas de campo foram realizadas, na zona rural do município de Patos, estado da Paraíba, Nordeste do Brasil. Fonte: Delfino, J.

O Serrote de Pedro Agostinho (Figuras 01 e 02) está localizado na zona rural do município, na comunidade Poço Cercado, tem uma altitude máxima de 464m, sendo considerado o ponto mais alto da cidade (AQUINO, 2012). A Pedra do Espinho Branco (Figuras 01 e 03) está localizada a sudoeste do município de Patos, ocupando uma área de aproximadamente 12,94 ha. Entretanto a área de estudo limita-se a uma pequena parte do

inselbergue, que apresenta uma baixa elevação e está inserida em uma propriedade privada. Na base do inselbergue passa um rio intermitente, conhecido localmente como rio da Cruz (LUCENA *et al.*, 2015).

## 2.2 Procedimentos metodológicos

As coletas de dados foram realizadas mensalmente, entre novembro de 2020 e outubro de 2021, totalizando 12 excursões de campo, cada uma com duração de 2 dias. Em cada inselbergue foram delimitados dois transectos, no Pedro Agostinho cada transecto possuía 600m de comprimento (PA1 e PA2) (Figura 2) e no Espinho Branco, os transectos foram de 150m (EB1) e 430m (EB2) (Figura 3). Todos eles buscando abranger o máximo de microhabitats possíveis, com variação de temperatura, umidade e altitude.



Figura 02: Imagem de satélite do Pedro Agostinho com a delimitação dos transectos 1 (Linha azul), 2 (linha amarela) e as parcelas (quadrados vermelhos).



Figura 03: Imagem de satélite do Espinho Branco, com a delimitação dos transectos 1 (Linha azul), 2 (linha amarela) e as parcelas (quadrados).

Ao longo dos transectos foram também delimitadas parcelas de 16m<sup>2</sup>, em cada transecto do Pedro Agostinho tinham 6 parcelas, enquanto no Espinho Branco, tinham 4 parcelas por transecto (Figuras 2 e 3), no total foram trabalhadas 20 parcelas nos inselbergues para coletarmos informações sobre as características ambientais (Apêndice A). A busca ativa foi realizada por duas pessoas em cada transecto, através do método de PVL (Procura Visual Limitada por Tempo), durante 1:30 hora em cada transecto (CRUMP; SCOTT, 1994). O mesmo percurso foi feito em três horários diferentes: manhã, tarde e noite. A captura de serpentes foi feita com o auxílio de gancho. O registro foi realizado através de forma escrita e de fotografia, no caso dos anfíbios anuros foi feita também a gravação da vocalização. Foram anotadas informações sobre cada indivíduo e as condições em que era encontrado, como nome da espécie, habitat, microhabitat, temperatura (°C) e umidade (%) do ar, coordenadas geográficas e condição do tempo.

A identificação dos espécimes coletados foi efetuada com o auxílio de chaves para gêneros e espécies (GUEDES; NOGUEIRA; MARQUES, 2014; FREITAS, 2015), pela comparação direta com exemplares identificados das coleções e análise de especialistas. Alguns indivíduos foram capturados e sacrificados para servirem como espécie testemunho do trabalho. Os sacrifícios foram realizados por injeção de solução anestésica (anuros de grande porte e répteis) e por imersão em solução aquosa de lidocaína (anuros de pequeno e médio porte) e fixados em formol 10%. Cada exemplar foi etiquetado e armazenado em álcool 70%. Todo o material coletado foi depositado nas coleções do Laboratório de Herpetologia da Universidade Federal de Campina Grande (LHUFCEG), no Centro de Saúde e Tecnologia Rural (CSTR) da Universidade Federal de Campina Grande, cidade de Patos, Paraíba, sob a licença permanente de coleta de material zoológico cedida para o proponente deste projeto (Número da licença #25267-1), do Sistema de Autorização e Informação sobre Biodiversidade (SISBIO-ICMBio).

Para estudar os efeitos da heterogeneidade ambiental na diversidade das espécies foram coletadas informações de 30 variáveis bióticas e abióticas (Apêndice A) de cada uma das 20 parcelas, delimitadas ao longo dos 4 transectos (Figura 2). As médias pluviométricas mensais foram retiradas do site da Agência Executiva de Gestão das Águas - AESA, com informações do Posto Meteorológico da EMBRAPA no município de Patos/PB.

### **2.3 Análise dos dados**

Os dados da caracterização vegetal foram padronizados e analisados através do

*Principal Component Analysis* (PCA), onde foi avaliada a influência das variáveis ambientais na diversidade e abundância das espécies. Para analisar a similaridade de espécies entre os transectos foram produzidos dendrogramas através do Índice de similaridade de Jaccard usando dados de presença e ausência (MAGURRAN, 2004).

Os valores de dominância foram calculados através do índice de Berger-Parker, os de equitabilidade, pelo índice de Pielou e da diversidade das taxocenoses através do índice de Shannon-Wiener (MAGURRAN, 1988). A riqueza de espécies foi estimada através dos estimadores não paramétricos que se baseiam na incidência (Bootstrap, Chao 2, Jackknife 1ª e 2ª ordem) e abundância (Chao 1), com 1000 aleatorizações (COLWELL; CODDINTON, 1994) no software EstimatesS 9.1.0 (COLWELL; ELSSENSOHN, 2014). Testes de correlação de Spearman e de regressão linear foram realizados para testar as correlações e influência da precipitação, temperatura e umidade na ocorrência das espécies.

A sobreposição espacial de nicho foi verificada por meio do Índice de Sobreposição de Pianka. Foi calculada a sobreposição quanto ao uso do habitat e microhabitat entre as espécies com número de avistamentos maior ou igual a cinco ( $N \geq 5$ ). A amplitude de nicho foi calculada através do Índice de diversidade de Simpson. Essas análises também foram feitas no programa PAST 3.25 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001) com resultados significativos para  $p < 0,05$ .

### 3 RESULTADOS

Ao longo de 12 meses de coleta de dados, foram registrados através do método PVL 1801 avistamentos de indivíduos pertencentes a 21 espécies, distribuídas em 11 famílias dentre as ordens Squamata e Anura. Foram cinco espécies de anfíbios anuros, dez lagartos e seis serpentes (Tabela 1). Os dois inselbergues apresentaram riqueza de espécies semelhantes, com 18 espécies registradas no Pedro Agostinho e 16 no Espinho Branco.

**Tabela 1:** Lista de espécies da herpetofauna registradas entre novembro de 2020 e outubro de 2021 nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, localizados no município de Patos, Estado da Paraíba. A categorização foi realizada considerando o número de avistamentos por local e apenas pelo método PVL.

| Número           | Família                 | Espécie                         | Local / Avistamentos |     |
|------------------|-------------------------|---------------------------------|----------------------|-----|
|                  |                         |                                 | PA                   | EB  |
| <b>Anuros</b>    |                         |                                 |                      |     |
| 1                | <b>Bufonidae</b>        | <i>Rhinella granulosa</i>       | 4                    | 0   |
| 2                | <b>Hylidae</b>          | <i>Boana crepitans</i>          | 0                    | 1   |
| 3                |                         | <i>Boana raniceps</i>           | 0                    | 2   |
| 4                |                         | <i>Scinax x-signatus</i>        | 4                    | 0   |
| 5                | <b>Phyllomedusidae</b>  | <i>Pithecopus gonzagai</i>      | 68                   | 26  |
| <b>Lagartos</b>  |                         |                                 |                      |     |
| 1                | <b>Gekkonidae</b>       | <i>Gymnodactylus geckoides</i>  | 25                   | 4   |
| 2                |                         | <i>Hemidactylus agrius</i>      | 12                   | 7   |
| 3                |                         | <i>Lygodactylus klugei</i>      | 10                   | 6   |
| 4                | <b>Polychrotidae</b>    | <i>Polychrus acutirostris</i>   | 1                    | 0   |
| 5                | <b>Phyllodactylidae</b> | <i>Phyllopezus periosus</i>     | 4                    | 7   |
| 6                |                         | <i>Phyllopezus pollicaris</i>   | 43                   | 61  |
| 7                | <b>Tropiduridae</b>     | <i>Tropidurus hispidus</i>      | 102                  | 131 |
| 8                |                         | <i>Tropidurus semitaeniatus</i> | 705                  | 505 |
| 9                | <b>Teiidae</b>          | <i>Ameivula ocellifera</i>      | 28                   | 11  |
| 10               |                         | <i>Salvator merianae</i>        | 0                    | 1   |
| <b>Serpentes</b> |                         |                                 |                      |     |
| 1                | <b>Boidae</b>           | <i>Boa constrictor</i>          | 2                    | 0   |
| 2                | <b>Dipsadidae</b>       | <i>Pseudoboa nigra</i>          | 1                    | 1   |
| 3                |                         | <i>Thamnodynastes phoenix</i>   | 18                   | 5   |
| 4                |                         | <i>Leptodeira annulata</i>      | 1                    | 0   |
| 5                |                         | <i>Oxyrhopus trigeminus</i>     | 1                    | 1   |
| 6                |                         | <i>Philodryas nattereri</i>     | 2                    | 1   |

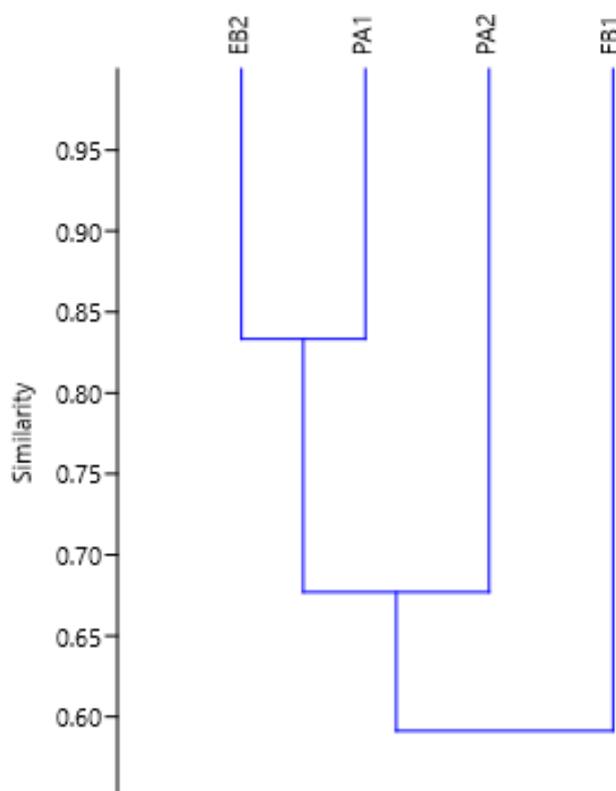
Embora os transectos PA1 e EB1 tivessem a maior diferença de tamanho, a riqueza foi a mesma (14 x 14), mas a abundância dos avistamentos foi bem distinta (PA1=724 x EB1=293). O PA2 teve a maior riqueza de todos os quatro transectos, e o EB2 a menor (PA2=17 x EB2=11), na abundância teve uma diferença mais sutil que os primeiros transectos (PA2=477 x EB2=307). Essas proporções demonstram que o tamanho dos transectos teve uma influência na abundância dos avistamentos, mas não na riqueza de espécies (Tabela 2).

**Tabela 2:** Lista de espécies da herpetofauna registradas em cada transecto dos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, entre novembro de 2020 e outubro de 2021, localizados no município de Patos, Estado da Paraíba. A categorização foi realizada considerando o número de avistamentos por local, apenas pelo método PVLT.

| <b>Espécies</b>                 | <b>PA1</b> | <b>PA2</b> | <b>EB1</b> | <b>EB2</b> |
|---------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| <i>Ameivula ocellifera</i>      | 25         | 3          | 6          | 5          |
| <i>Boa constrictor</i>          | 1          | 1          | 0          | 0          |
| <i>Boana crepitans</i>          | 0          | 0          | 1          | 0          |
| <i>Boana raniceps</i>           | 0          | 0          | 2          | 0          |
| <i>Gymnodactylus geckoides</i>  | 2          | 23         | 1          | 3          |
| <i>Hemidactylus agrius</i>      | 4          | 8          | 5          | 2          |
| <i>Leptodeira annulata</i>      | 0          | 1          | 0          | 0          |
| <i>Lygodactylus klugei</i>      | 2          | 8          | 5          | 1          |
| <i>Oxyrhopus trigeminus</i>     | 0          | 1          | 1          | 0          |
| <i>Philodryas nattereri</i>     | 1          | 1          | 0          | 1          |
| <i>Phyllopezus periosus</i>     | 1          | 3          | 0          | 7          |
| <i>Phyllopezus pollicaris</i>   | 19         | 24         | 18         | 43         |
| <i>Pithecopus gonzagai</i>      | 62         | 6          | 13         | 13         |
| <i>Polychrus acutirostris</i>   | 1          | 0          | 0          | 0          |
| <i>Pseudoboa nigra</i>          | 0          | 1          | 1          | 0          |
| <i>Rhinella granulosa</i>       | 2          | 2          | 0          | 0          |
| <i>Salvator merianae</i>        | 0          | 0          | 1          | 0          |
| <i>Scinax x-signatus</i>        | 0          | 4          | 0          | 0          |
| <i>Tropidurus hispidus</i>      | 70         | 32         | 57         | 74         |
| <i>Tropidurus semitaeniatus</i> | 522        | 183        | 179        | 326        |
| <i>Thamnodynastes phoenix</i>   | 12         | 6          | 3          | 2          |
| <b>Totais</b>                   | <b>724</b> | <b>307</b> | <b>293</b> | <b>477</b> |

A espécie *Pacutirostris* foi avistada somente no transecto PA1, houve também um encontro ocasional próximo a esse transecto. No PA2 ocorreu também os únicos registros de uma *L. annulata* e quatro indivíduos de *S. x-signatus*. *B.crepitans* e *B. raniceps* ocorreram exclusivamente no EB1, assim como *S.merianae*, embora este também tenha um registro por encontro ocasional próximo ao transecto PA1. Não houve nenhuma espécie que tenha ocorrido somente no EB2.

Através do dendrograma de similaridade de Jaccard (Figura 4) foi calculada a semelhança na riqueza de espécies entre os quatro transectos. Obteve-se uma maior semelhança entre os transectos EB2 e PA1, com o compartilhamento de 78,6% da composição de espécies. O transecto PA1 e PA2 compartilham 72,2% das espécies. A similaridade entre PA2 e EB2 foi de 64,7%. A menor foi entre o PA1 e EB1, compartilhando 47% das espécies.



**Figura 4:** Dendrograma de similaridade de Jaccard com base na presença- ausência de répteis e anfíbios dos quatro transectos nos Inselbergues Pedro Agostinho (PA1 e PA2) e Espinho Branco (EB1 e EB2), no município de Patos, estado da Paraíba.

A riqueza de espécies registrada ficou abaixo dos valores do Chao-1 em quase todos

os transectos, estimando cinco espécies a mais nos transectos PA2 e EB1. O índice de dominância foi maior nos transectos PA1 e EB2, os mesmos transectos apresentaram os menores números de equitabilidade, demonstrando uma distribuição não uniforme das taxocenoses (Tabela 3)

**Tabela 3:** Indicadores de diversidade da herpetofauna para os transectos do Pedro Agostinho (PA1 e PA2) e do Espinho Branco (EB1 e EB2), no município de Patos, estado da Paraíba.

|                       | PA1    | PA2    | EB1    | EB2    |
|-----------------------|--------|--------|--------|--------|
| <b>Taxa_S</b>         | 14     | 17     | 14     | 11     |
| <b>Individuals</b>    | 724    | 307    | 293    | 477    |
| <b>Dominance_D</b>    | 0,5387 | 0,3805 | 0,418  | 0,5004 |
| <b>Simpson_1-D</b>    | 0,4613 | 0,6195 | 0,582  | 0,4996 |
| <b>Shannon_H</b>      | 1,066  | 1,554  | 1,326  | 1,078  |
| <b>Margalef</b>       | 1,974  | 2,794  | 2,289  | 1,621  |
| <b>Equitability_J</b> | 0,4039 | 0,5487 | 0,5023 | 0,4494 |
| <b>Fisher_alpha</b>   | 2,462  | 3,878  | 3,063  | 2,01   |
| <b>Berger-Parker</b>  | 0,721  | 0,5961 | 0,6109 | 0,6834 |
| <b>Chao-1</b>         | 15,5   | 22     | 19     | 11,33  |

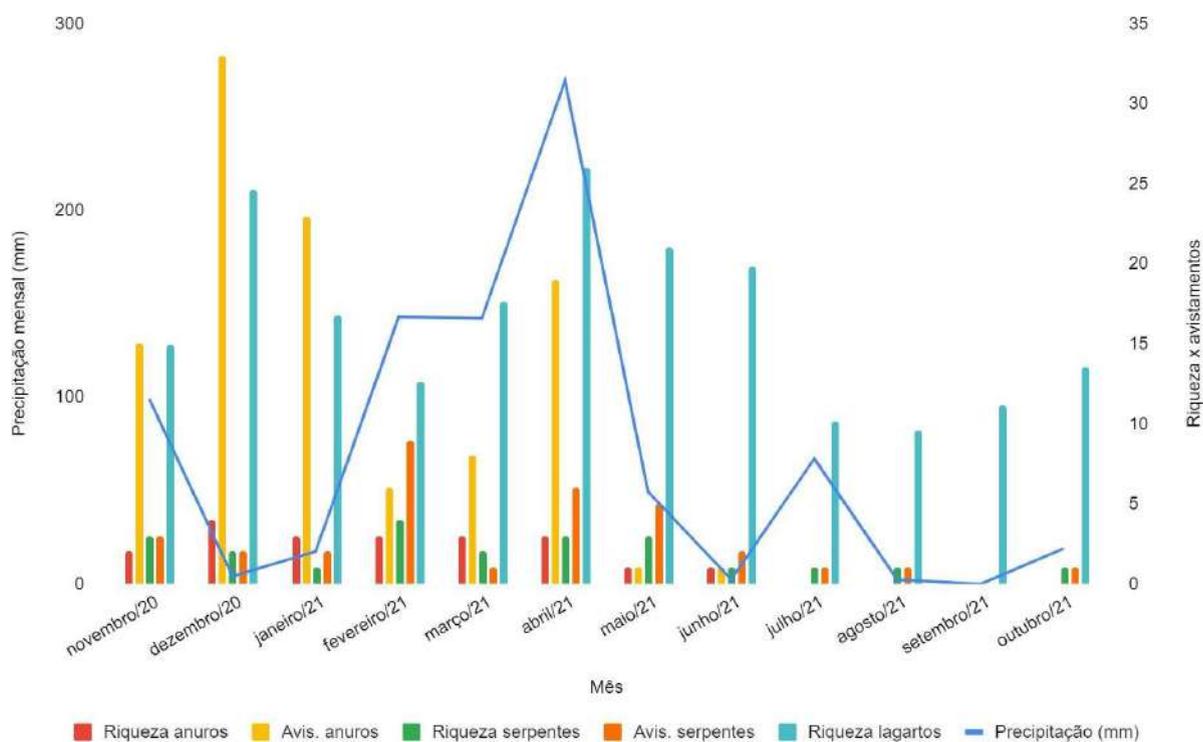
De acordo com a análise de PCA relacionando os dados ambientais coletados nas parcelas e os dados dos avistamentos associados a elas, o primeiro conjunto de componentes explica 32,42% da variabilidade dos dados, os 3 primeiros componentes somados explicam 49,92% da variabilidade (Tabela 4). Na representação das variáveis do principal conjunto de componentes, observa-se que as mais correlacionadas positivamente com a ocorrência das espécies são, em ordem de importância: Altura da vegetação, número de árvores, CAP, serapilheira, densidade do sub-bosque, dossel, troncos e galhos caídos. No segundo conjunto de componentes, que explicam 9,33% da variabilidade dos dados, as variáveis mais correlacionadas positivamente com a ocorrência das espécies são: sub-bosque, umidade do ar, bromeliáceas, cactáceas e presença de lajedos. No apêndice A estão representadas em tabela as variáveis ambientais coletadas nas parcelas delimitadas ao longo dos transectos. No apêndice C estão representadas as médias das variáveis ambientais para cada transecto dos inselbergues.

**Tabela 4:** Resultado da Análise de Componentes Principais (PCA) mostrando os três conjuntos de Componentes Principais que explicam a maior variabilidade dos dados relacionados aos avistamentos das espécies nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, no município de Patos, estado da Paraíba.

| <b>Variáveis</b>        | <b>PC1</b> | <b>PC2</b> | <b>PC3</b> |
|-------------------------|------------|------------|------------|
| Altura vegetação        | 0,32903    | -0,018198  | -0,042473  |
| N de Árvores            | 0,32019    | 0,11625    | -0,047824  |
| CAP                     | 0,30806    | -0,15933   | -0,040304  |
| Serrapilheira           | 0,30116    | 0,033757   | -0,053854  |
| Densidade do sub-bosque | 0,2644     | 0,35563    | -0,10254   |
| Dossel                  | 0,26192    | 0,067645   | 0,30894    |
| Troncos caídos          | 0,21001    | -0,10868   | -0,081476  |
| Galhos caídos           | 0,20654    | -0,035526  | 0,053375   |
| Sub-bosque Baixo        | 0,2023     | 0,084036   | -0,15511   |
| Sub-bosque médio        | 0,19307    | 0,25331    | 0,031064   |
| Sub-bosque alto         | 0,17207    | 0,36947    | -0,069212  |
| Sub-bosque < 1 m        | 0,16066    | 0,20844    | -0,088163  |
| Temperatura do ar       | 0,045781   | -0,25388   | -0,5521    |
| Herbáceas               | 0,051964   | -0,22909   | 0,26352    |
| Cupinzeiros             | 0,066343   | -0,097449  | 0,18412    |
| Rochas soltas           | 0,076528   | -0,33806   | 0,19052    |
| Umidade do ar           | -0,033023  | 0,30932    | 0,54791    |
| Gramíneas               | -0,068639  | -0,20414   | 0,17874    |
| Musgos                  | -0,10405   | 0,24227    | -0,051566  |
| Cactáceas               | -0,19312   | 0,17957    | -0,23482   |
| Bromeliáceas            | -0,27273   | 0,25516    | -0,03409   |
| Lajedos                 | -0,31837   | 0,1738     | -0,052765  |

O gráfico da figura 2 mostra a relação entre a precipitação mensal e a riqueza de espécies registradas, indicando uma associação positiva entre o período chuvoso e uma maior riqueza de espécies e quantidade de avistamentos. Entretanto, através dos testes de Spearman obteve-se uma correlação positiva entre precipitação e riqueza/avistamentos de espécies apenas para alguns grupos. Os resultados diferiram também de acordo com o local. Correlações positivas significativas foram encontradas para riqueza de anuros ( $p=0,0025$ ) e serpentes ( $p=0,0431$ ), mas não relacionadas aos avistamentos destes grupos ( $p=0,7204$ , anuros;  $p=0,4994$ , serpentes), nem à riqueza ( $p=0,7421$ ) ou avistamentos ( $p=0,2139$ ) de

lagartos. Quanto à temperatura e à umidade, os testes de regressão linear mostraram que a temperatura e a umidade tiveram uma influência significativa na ocorrência das espécies ( $p=0,00014$  para temperatura;  $p=0,01568$  para umidade).



**Figura 5:** Representação com as relações entre a precipitação mensal e os números de avistamentos e riqueza de espécies de anfíbios, lagartos e serpentes registrados nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, no município de Patos, estado da Paraíba, de novembro de 2020 e outubro de 2021. Fonte: AESA, posto meteorológico Patos/EMBRAPA.



**Figura 6:** Habitats e microhabitats observados nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, utilizados pelas espécies de répteis e anfíbios. (A) Lajedo, espaços embaixo de/entre grandes rochas, (B) Folhas de bromélias (C) Tronco de cactáceas, (D) Galhos de árvores, (E) áreas de transição entre lajedo e solo, (F) Poças temporárias em cavidades rochosas, (G) Serrapilheira, (H) Embaixo de troncos em decomposição, solo exposto. (Fotos A e F por

Leydiane Vieira, Foto B por Gabriel Marinho, Foto C por Gabriel Leão, Foto D, E e G por Juliana Delfino e foto H por José Vinícius).

Os valores de largura/amplitude de nicho representam a plasticidade das espécies quanto ao uso de habitats e microhabitats, mostrando aquelas mais especialistas e generalistas. A serpente *T. phoenix* apresentou o valor mais alto de amplitude (0,600), e *T. semitaeniatus* o mais baixo (0,039). Em relação ao uso de microhabitat, *A. ocellifera* demonstrou ser a espécie mais generalista (0,747) e *T. semitaeniatus* a mais especialista (0,130) (Tabela 7).

**Tabela 5:** Valores de largura de nicho (LN), quanto ao habitat e microhabitat para espécies da herpetofauna presente nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, no município de Patos, estado da Paraíba.

| <b>Habitat</b>          |           |                   |           |                    |           |
|-------------------------|-----------|-------------------|-----------|--------------------|-----------|
| <b>Lagartos</b>         | <b>LN</b> | <b>Serpentes</b>  | <b>LN</b> | <b>Anfibios</b>    | <b>LN</b> |
| <i>A. ocellifera</i>    | 0,246     | <i>T. phoenix</i> | 0,600     | <i>P. gonzagai</i> | 0,166     |
| <i>G. geckoides</i>     | 0,180     | -                 | -         | -                  | -         |
| <i>P. pollicaris</i>    | 0,308     | -                 | -         | -                  | -         |
| <i>T. hispidus</i>      | 0,363     | -                 | -         | -                  | -         |
| <i>T. semitaeniatus</i> | 0,039     | -                 | -         | -                  | -         |
| <b>Microhabitat</b>     |           |                   |           |                    |           |
| <b>Lagartos</b>         | <b>LN</b> | <b>Serpentes</b>  | <b>LN</b> | <b>Anfibios</b>    | <b>LN</b> |
| <i>A. ocellifera</i>    | 0,747     | <i>T. phoenix</i> | 0,600     | <i>P. gonzagai</i> | 0,166     |
| <i>G. geckoides</i>     | 0,750     | -                 | -         | -                  | -         |
| <i>L. klugei</i>        | 0,471     | -                 | -         | -                  | -         |
| <i>P. pollicaris</i>    | 0,419     | -                 | -         | -                  | -         |
| <i>T. hispidus</i>      | 0,361     | -                 | -         | -                  | -         |
| <i>T. semitaeniatus</i> | 0,130     | -                 | -         | -                  | -         |

Os valores de sobreposição foram calculados através do índice de sobreposição de Pianka para espécies que tiveram  $\geq 10$  avistamentos, levando em consideração a utilização dos seguintes microhabitats: lajedo, galho de árvore, folha da bromélia, serapilheira, borda da touceira, centro de rocha, solo exposto, dentro da touceira, embaixo da rocha, tronco de árvore, fenda de lajedo, tronco caído, tronco de cactácea, entre galhos no chão, fenda de rocha, solo com gramínea, na borda da poça (Tabela 8).



#### 4 DISCUSSÃO

Os resultados das análises indicam uma estreita relação entre a heterogeneidade ambiental e a riqueza de espécies (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961; PIANKA, 1975). A oferta de habitats e microhabitats ao longo dos transectos propiciaram condições para que determinadas espécies utilizassem esses locais, influenciando não só a composição, mas a abundância dessas populações (GERMANO; LAWHEAD, 1986; HUSTON, 1994).

No presente trabalho foram estudados quatro transectos com características e tamanhos diferentes, dois deles com 600m (PA1 e PA2), um com 430m (EB2) e outro com 150m (EB1), foi observado que o tamanho dos transectos teve influência na quantidade de avistamentos, mas não na riqueza de espécies. No transecto PA1 obteve-se a mesma quantidade de espécies que o transecto EB1, com uma diferença de 450m entre eles. Isso provavelmente se deve ao fato de que em ambos os transectos havia a mesma oferta de microhabitats, ou até mesmo uma maior oferta no transecto EB1. A relação espécie-área indica que quanto maior uma área maior será a quantidade de espécies encontradas ali (ARRHENIUS, 1921; SCHOENER, 1976). Em uma meta-análise realizada por Ricklefs e Lovette (1999), a riqueza de espécies de morcegos era sensível à área; as riquezas de aves e borboletas eram sensíveis tanto à área quanto à diversidade de habitats, enquanto que para os répteis e anfíbios, a riqueza estava relacionada somente com a heterogeneidade de habitats. A resposta dos grupos faunísticos difere quanto à influência da área na diversidade das espécies, de acordo com a variação em atributos como vagilidade, especialização de habitat, densidade populacional e resistência à variação ambiental (HART; HORWITZ 1991; RICKLEFS; LOVETTE, 1999).

Portanto, a relação espécie-área está atrelada à heterogeneidade ambiental, de forma que o aumento da área acrescido também do aumento na oferta de habitats possivelmente resultará em uma maior diversidade de espécies (HART; HORWITZ 1991; DOUGLAS; LAKE, 1994; LIMA *et al.*, 2008; GARDA *et al.*, 2013; YANG *et al.*, 2015).

Na Análise de Componentes Principais pode-se inferir a importância da estrutura vegetacional na riqueza das espécies, visto que características como a densidade e altura das árvores e serapilheira explicaram grande parte da composição das espécies, corroborando outros trabalhos sobre diversidade da herpetofauna e cobertura vegetal (URBINA-CARDONA; OLIVARES-PÉREZ; REYNOSO, 2006; CORTÉS-GÓMEZ; CASTRO-HERRERA; URBINA-CARDONA, 2013). Das 21 espécies registradas pelo método PVLTL, 11 delas tiveram menos de 5 avistamentos, a maioria delas são anuros e

serpentes, em 60% dos registros dessas espécies estavam associadas às áreas com estrutura vegetal mais complexa, menor incidência solar, menor temperatura e níveis mais altos de umidade relativa (FRAGA-RAMIREZ *et al.*, 2017).

Espécies como *A. ocellifera*, *G. geckoides* e *L. klugei* estiveram mais associadas às áreas com vegetação arbórea-arbustiva. Enquanto que espécies como *H. agrius*, *P. gonzagai*, *T. semitaeniatus* e *T. phoenix* estiveram mais associadas a áreas com presença de touceiras de bromélias (*Encholirium spectabile*) e cactáceas. A heterogeneidade ao longo de um gradiente ambiental influencia fortemente a distribuição das comunidades (YANG *et al.*, 2015), de forma que as mesmas variáveis ambientais podem influenciar diferentemente a estruturação das comunidades de acordo com sua disposição e abundância no ambiente. A espécie *P. gonzagai* não apresentou uma frequência tão alta, mas atingiu níveis de abundância relativamente altos, e maior que em outros ambientes estudados na Caatinga (CALDAS *et al.*, 2019; LEITE *et al.*, 2019). Isso mostra a importância de microhabitats encontrados nos inselbergues para essas populações.

A cobertura de dossel foi uma das variáveis que mais correlacionou-se com a riqueza de espécies, estando relacionada à precipitação, já que durante o período mais seco as árvores perdem suas folhas e a cobertura diminui (PRADO, 2003). Os transectos que apresentaram parcelas com um nível mais alto de cobertura de dossel foram o PA2 e EB1. Outros fatores como serrapilheira e densidade do sub-bosque também contribuem para a quantidade de espécies (RUIZ-JAÉN; AIDE, 2005).

Foram observadas mudanças na ocorrência das espécies ao longo do período de estudo, principalmente de anuros, o que corrobora com a ideia de que a variação sazonal alteram o período de atividade dessas espécies, estando elas mais relacionadas ao período chuvoso (SANTOS; ROSSA-FERES; CASATTI, 2007). Nos testes de correlação, observa-se uma relação positiva entre a precipitação, a temperatura, a umidade e a riqueza de anuros e serpentes, o que reflete o padrão de atividade desses grupos, visto que a grande maioria dos anuros da Caatinga têm hábitos noturnos e estão ativos principalmente durante o período chuvoso, quando a temperatura e a umidade estão em um nível favorável (NAVAS; ANTONIAZZI; JARED, 2004; VITT; CALDWELL, 2014). As serpentes, que têm seus padrões de atividade relacionados à disponibilidade de recurso alimentar, diminuem também suas atividades para manter uma demanda energética mais baixa (VANGILDER; VITT, 2009), pois parte das serpentes encontradas nesse estudo têm os anuros como um dos componentes principais de suas dietas (VANGILDER; VITT, 2009). A precipitação e a umidade não mostraram influência significativa com a ocorrência dos lagartos, entretanto a

temperatura mostrou ser significativa, visto que as diferentes espécies apresentam diferentes padrões na termorregulação, que estão associados à temperatura e características de seus habitats (VITT; CALDWELL, 2014).

A precipitação tem uma grande influência na riqueza das espécies, de forma direta, aumentando a umidade, propiciando o início do ciclo reprodutivo para muitas espécies e condições mais propícias para suas atividades em geral (MAGALHÃES *et al.*, 2015); e também de forma indireta, através do aumento de cobertura vegetal e conseqüentemente, surgimento de novos microhabitats, possibilitando também uma maior oferta de alimento.

A atividade reprodutiva dos anfíbios anuros na Caatinga é muito afetada pela ocorrência das chuvas e presença de corpos d'água temporários (DUELLMAN; TRUEB, 1994; ETEROVICK; SAZIMA, 2000), eles foram registrados do mês de novembro ao mês de junho, durante o período chuvoso, e grande parte dos registros foram através da vocalização vinda de áreas próximas a corpos d'água na base dos dois inselbergues.

A duração do hidroperíodo desses habitats influencia o sucesso no desenvolvimento dos girinos e sua taxa de sobrevivência, favorecendo o estabelecimento de populações de espécies que apresentem reprodução explosiva e rápido desenvolvimento larval (VALERA *et al.*, 2011). Além disso, quanto maior o hidroperíodo de uma poça temporária maior será a complexidade da estrutura vegetal ao redor da poça, o que vai favorecer a ocorrência de espécies com modos reprodutivos mais variados (VIEIRA; SANTANA; ARZABE, 2009). A ocorrência das serpentes mostrou-se impulsionada pela precipitação, provavelmente mediada pela disponibilidade de presas no período chuvoso (MADSEN *et al.*, 2006).

Uma característica dos inselbergues que beneficia muitas espécies de lagartos é a grande abundância de substrato rochoso, aliada ao fato de poderem transitar entre manchas de vegetação e fendas rochosas com rapidez, pois espécies que costumam termorregular durante o dia em substrato rochoso (BATEMAN; MERRITT, 2020) podem alternar entre o lajedo, onde há mais luminosidade, e um local com vegetação e mais sombreado. Portanto, manchas de vegetação são fundamentais na composição das populações de lagartos (PIANKA, 1966), mesmo aquelas adaptadas a afloramentos rochosos. A quantidade de fendas e cavidades rochosas também influencia a abundância de lagartos, uma vez que essas estruturas auxiliam na fuga de predadores e servem para proteção da chuva e do vento (HOWARD; PARMERLEE; POWELL, 2001).

Nos inselbergues da área de estudo há uma grande diversidade de microhabitats disponíveis (POREMBSKI *et al.*, 2007), alguns dos mais utilizados por diferentes espécies foram: lajedo, galhos de árvore, folhas de bromélias e serrapilheira. Grande parte dos

microhabitats são relacionados a estruturas vegetacionais, elas dão suporte a nichos mais variados, contribuindo para a presença de muitas espécies (DRONOVA, 2017). Embora a superfície do inselbergue apresente uma grande porcentagem de rocha exposta, houve acúmulo de solo ao longo do tempo em algumas depressões, o que possibilitou o crescimento de uma vegetação bem estruturada em alguns locais e, aparentemente, sem interferência antrópica.

O lajedo foi o microhabitat com a maior utilização, 11 das 21 espécies encontradas durante a busca ativa nos transectos foram avistadas nesse local pelo menos uma vez. O fato de ser um local mais perceptível e facilmente observado contribui para a alta porcentagem (KOLODIUK; RIBEIRO; FREIRE, 2009), muitas espécies passam pelos lajedos enquanto transitam entre ambientes mais adequados para realizar suas atividades, como p.e. *P. nigra*, *L. annulata* *P. gonzagai*, *R. granulosa* que foram avistadas neste substrato mas, provavelmente, estariam se deslocando entre uma touceira de bromélia e outra.

As touceiras de bromélias representam um importante habitat para muitas espécies nos inselbergues, servindo de abrigo e proteção, pois os espinhos dificultam o acesso de predadores (ROCHA *et al.*, 2004) e, ao contrário de muitas espécies arbóreas e arbustivas, podem oferecer sombra durante todo o ano. Elas podem ser consideradas estruturas-chaves nesse ecossistema, visto que são utilizadas como habitat por uma grande variedade de espécies (JUNCA; BORGES, 2002; TEWS *et al.*, 2004; TAVARES, 2016).

Através das análises pôde-se observar que há algumas espécies mais generalistas, que se utilizam de diversos habitats e microhabitats, e obtiveram os valores mais altos em amplitude de nicho, como *A. ocellifera*, *G. geckoides*, *L. klugei*, *P. pollicaris*, *T. hispidus*, *P. periosus*, *T. phoenix* e *P. gonzagai*; enquanto que espécies como *T. semitaeniatus* e *H. agrius* são mais especialistas quanto ao habitat e microhabitat (VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980; VITT, 1995).

O grupo dos lagartos foi o que mais apresentou resultados para sobreposição, por conta da grande quantidade de avistamentos. Muitas espécies, principalmente de anuros e serpentes, não tiveram um número suficiente para serem avaliadas quanto à sobreposição e amplitude de nicho em suas taxocenoses. As espécies que apresentaram maior índice de sobreposição de nicho espacial foram *T. phoenix* e *P. gonzagai* ( $\emptyset_{Tph \times Pgo} = 0,998$ ), sendo avistadas, principalmente, forrageando durante a noite. Em 92% das vezes em que *P. gonzagai* foi avistada, e em 87% das vezes em que a *T. phoenix* foi avistada, estavam utilizando as folhas das bromélias (*Encholirium spectabile*) como microhabitat, geralmente no mesmo horário.

Valores de sobreposição de *H. agrius* também foram altos com *P. gonzagai* ( $\emptyset_{Hag \times Pgo} = 0,995$ ) e com *T. phoenix* ( $\emptyset_{Tph \times Hag} = 0,990$ ). Outros valores significativos foram encontrados para *T. hispidus* e *T. semitaeniatus* ( $\emptyset_{Thi \times Tse} = 0,936$ ), *A. ocellifera* e *G. geckoides* ( $\emptyset_{Aoc \times Gge} = 0,922$ ), *T. hispidus* e *P. periosus* ( $\emptyset_{Thi \times Ppe} = 0,719$ ), *T. semitaeniatus* e *P. pollicaris* ( $\emptyset_{Tse \times Ppo} = 0,702$ ).

Embora haja sobreposição de nicho espacial para as espécies do gênero *Tropidurus* com as espécies do gênero *Phyllopezus*, as primeiras têm hábito diurno, e as segundas, hábito noturno, portanto, não têm sobreposição quanto ao horário em que as espécies estão ativas (VITT, 1995). As diferenças de comportamento, tamanho do corpo e dieta também possibilitam a coexistência das espécies nos mesmos locais (KOLODIUK; RIBEIRO; FREIRE, 2010; MAGGI, 2005).

As quatro espécies desses gêneros que foram registradas no estudo (*P. periosus*, *P. pollicaris*, *T. hispidus*, *T. semitaeniatus*) têm preferência por superfícies rochosas. Durante a maior parte do período diurno, até as 17hrs em média, os *T. semitaeniatus* são avistados com frequência transitando nos lajedos, entre fendas de lajedo e de rocha, e entre touceiras de bromélias (VANZOLINI; RAMOS-COSTA; VITT, 1980).

O *T. hispidus* também é avistado em lajedo durante o dia, mas sempre próximo de uma área sombreada, onde consegue alternar a termorregulação. Os lagartos de hábito noturno, do gênero *Phyllopezus*, na maioria das vezes foram avistados em associação a algum substrato rochoso. Nas primeiras horas da noite conseguem termorregular através do calor acumulado na rocha durante o dia, ao mesmo tempo em que forrageiam (VITT, 1995).

Com as espécies *A. ocellifera* e *G. geckoides*, é similar ao que acontece com os *Tropidurus* e *Phyllopezus* em relação a sobreposição, os dois são muito presentes em locais sombreados, com serapilheira, entre galhos, porém o *G. geckoides* é mais ativo nas últimas horas da tarde e durante a noite (PELLEGRINO *et al.*, 2005), já o *A. ocellifera* apresenta mais atividade diurna.

Resultados similares de sobreposição de nicho em lagartos foram encontrados em outras áreas de Caatinga (ANDRADE; SALES; FREIRE, 2013; GONÇALVES-SOUSA; MESQUITA; ÁVILA, 2019). Embora haja sobreposição de nicho para algumas espécies, isso não indica intensidade de competição, são necessários estudos mais específicos para analisar as interações interespecíficas (HUEY; PIANKA, 1977).

O *L. klugei* apresentou valores de sobreposição baixos com todas as outras espécies, provavelmente devido à baixa quantidade de avistamentos de espécies arborícolas que utilizam o mesmo microhabitat, como *I. iguana* e *P. acutirostris* (SANTOS; CORREIA;

BARBOSA, 2017; O'SHEA, 2021).

De acordo com MacArthur e Pianka (1966), deve haver um equilíbrio entre extrema especialização e extrema generalização na utilização do ambiente e de seus recursos, dessa forma pode haver máxima eficiência (PIANKA, 1966). A hipótese de complementaridade de nicho defende que, em algumas circunstâncias, espécies ecologicamente similares tendem a adaptar seus nichos de forma que possam evitar a competição, já que esta pode limitar a coexistência de espécies com nichos que se sobrepõem (MACARTHUR; LEVINS, 1964, 1967).

Esse padrão parece ocorrer em algumas espécies encontradas no estudo, visto que há segregação temporal em algumas situações. Em casos de alta sobreposição em uma dimensão de nicho, as espécies podem também reduzir os efeitos negativos das interações diminuindo a sobreposição em outra dimensão de nicho (SANTOS; ROSSA-FERES; CASATTI, 2007).

## 5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados do presente estudo demonstram que os inselbergues são ambientes que vêm a beneficiar populações de répteis e anfíbios, ofertando uma gama de microhabitats variados, aumentando a complexidade ambiental na área. Os locais com uma maior quantidade de componentes estruturais vieram a apresentar maior riqueza de espécies, o que valida a hipótese alternativa de que a riqueza de espécies é proporcional à heterogeneidade ambiental. Foi possível observar dois grupos da comunidade herpetofaunística respondendo de formas diferentes à variação das características ambientais, de maneira que tanto os locais com presença de solo e maior estratificação vegetação, quanto os locais mais dominados por bromélias e cactáceas, tiveram a presença de serpentes, lagartos e anuros; o que demonstra o potencial dos inselbergues para abrigar uma rica biodiversidade. Faz-se necessário mais estudos sobre a diversidade faunística, sobre como os aspectos climáticos e fatores locais regulam as atividades das comunidades nesses ambientes, e qual o nível de perturbação antrópica que pode comprometê-las. Esses estudos poderiam também elucidar questões sobre a ausência de espécies que estariam aptas a ocupar esse tipo de ambiente mas, por algum motivo, estão ausentes.

## REFERÊNCIAS

- AESA. Agência Executiva de Gestão das águas. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website>> Acesso em: Dezembro de 2021.
- AMPHIBIA-WEB. **List of Species**. 2022. Disponível em: <<https://amphibiaweb.org/>>. Acesso em: 12 junho. 2022.
- ANDRADE, A. C.; FRANZINI, L. D.; MESQUITA, D. O. Assessing the effect of urbanization on tropical forest dwelling teiid lizards. **Ecological Indicators**, v. 99, n. October 2018, p. 225–229, 2019.
- ANDRADE, E. M. Water as Capital and Its Uses in the Caatinga. In: Silva, J. M. C., Leal, I. R., Tabarelli, M. (Eds.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. *Springer Cham*. 2017. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>
- ANDRADE, M. J. M. De; SALES, R. F. D.; FREIRE, Eliza Maria Xavier. Ecology and diversity of a lizard community in the semiarid region of Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 199–209, 2013.
- ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E. M.; FONSECA, C. R. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 8, p. 1353–1367, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0672-6>.
- AQUINO L L. **Geografia Patos: Bases para a compreensão do espaço**. *Gráfica e Editora Real*: Patos. 96 p, 2012.
- ARRHENIUS, O. Species and area. **Journal of Ecology**. 9: 95-99, 1921.
- BARBO, F. E., GRAZZIOTIN, F. G., PEREIRA-FILHO, G. A., FREITAS, M. A., ABRANTES, S. H., KOKUBUM, M. N. D. C. Isolados por terras secas: análises integrativas revelam a existência de uma nova espécie e uma linhagem evolutiva até então desconhecida de lanceiros brasileiros (Serpentes: Viperidae: *Bothrops*) de um enclave de floresta úmida da Caatinga. **Canadian Journal of Zoology**, 100 (2), 147-159, 2022.
- BATEMAN, H. L.; MERRITT, D. M. Complex riparian habitats predict reptile and amphibian diversity. **Global Ecology and Conservation**, v. 22, p. e00957, 2020.
- BEGON, M.; TOWNSEND, C.; HARPER, J. **Ecologia: de Indivíduos a Ecossistemas**. 4 ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- BERNARDE, P. S. *et al.* Diet of the colubrid snake, *Thamnodynastes strigatus* (Günther, 1858) from Paraná State, Brazil, with field notes on anuran predation. **Revista brasileira de biologia**, v. 60, n. 4, p. 695–699, 2000.
- BERVEN, K. A. The genetic basis of altitudinal variation in the wood frog, *Rana sylvatica*. I. An experimental analysis of life history traits. **Evolution**, 36: 962-983, 1982. <http://dx.doi.org/10.2307/2408075>
- BETTS, M. G. *et al.* Habitat Fragmentation on Animals. **Science**, v. 1239, n. December, p.

1236–1239, 2019.

BORGES-NOJOSA, D.M., CASCON, P. Herpetofauna da área da Reserva da Serra das Almas, Ceará. *In*: F.S. ARAÚJO; M.J.N. RODAL; M.R.V. BARBOSA (eds.). **Análise da Biodiversidade do Bioma Caatinga**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.245-260, 2005.

BORGES-NOJOSA, D.M.; SANTOS, E.M. 2005. Herpetofauna da área de Betânea e Floresta, Pernambuco. *In*: F.S. ARAÚJO, M.J.N.; RODAL, M.R.V. BARBOSA, eds.) **Análise da Biodiversidade do Bioma Caatinga**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p.277-291.

BROWN, G. W.; DORROUGH, J. W.; RAMSEY, D. S. L. Landscape and local influences on patterns of reptile occurrence in grazed temperate woodlands of southern Australia. **Landscape and Urban Planning**, v. 103, n. 3–4, p. 277–288, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.08.002>

BURKE, A. Inselbergs in a changing world - Global trends. **Diversity and Distributions**, v. 9, n. 5, p. 375–383, 2003.

CARLUCCI, M. B. *et al.* Taxonomic and functional diversity of woody plant communities on opposing slopes of inselbergs in southern Brazil. **Plant Ecology & Diversity**, n. October 2014, p. 37–41, 2014.

CALDAS, F. L. S. *et al.* Herpetofauna of protected areas in the Caatinga V: Seridó Ecological Station (Rio Grande do Norte, Brazil). **Check List** 12(4):1929, 17 July 2016. v. 12, n. 4.

CARAMASCHI, U. Redefinição do grupo de *Phyllomedusa hypocondrialis*, com redescritção de *P. megacephala* (Miranda-Ribeiro, 1926), revalidação de *P. azurea* Cope, 1862 e descrição de uma nova espécie (Amphibia, Anura, Hylidae). **Arquivos do Museu Nacional**, v. 64, n.2, p. 159-179, 2006.

CASTRO, D. P. DE *et al.* Composition and diversity of anurans from rock outcrops in the Caatinga Biome, Brazil. **Herpetology Notes**, v. 11, n. February, p. 189– 195, 2018.

CHASE, J. M.; LEIBOLD, M. A. **Ecological niches: Linking classical and contemporary approaches**. Chicago: The University of Chicago Press, 2003.

COLWELL, R. K.; CODDINTON, J. Estimating terrestrial biodiversity. **Phil. Trans. R. Soc. Lond. B**, 345, p 101 - 118, 1994.

COLWELL, R. K.; ELSSENHORN, J. E. EstimateS turns 20: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, with non- parametric extrapolation. **Ecography**, v. 37, n. 6, p. 609–613, 2014.

CORTÉS-GÓMEZ, A. M.; CASTRO-HERRERA, F.; URBINA-CARDONA, J. N. Small changes in vegetation structure create great changes in amphibian ensembles in the Colombian Pacific rainforest. **Tropical Conservation Science**, v. 6, n. 6, p. 749–769, 2013.

CRUMP, M.L.; SCOTT Jr., N.J. **Visual encounter surveys**. *In*: Heyer, W. R.; Donnelly, M.A.; McDiarmid, R.W.; Hayek, L.A.C.; Foster, M.S. Measuring and monitoring biological

diversity. Standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington & London. p. 17-39, 1994.

DAYANANDA, B.; JEFFREE, R. A.; WEBB, J. K. Body temperature and time of day both affect nocturnal lizard performance: An experimental investigation. **Journal of Thermal Biology**, 1 out. 2020. v. 93, n. September, p. 102728. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2020.102728>>.

DEGRAAF, R. M.; RUDIS, D. D. Herpetofaunal species composition and relative abundance among three New England forest types. **Forest Ecology and Management**, v. 32, n. 2-4, p. 155-165, 1990.

DOUGLAS, M.; LAKE, P. S. Species Richness of Stream Stones: An Investigation of the Mechanisms Generating the Species-Area Relationship. **Oikos**, v. 69, n. 3, p. 387, 1994.

DRONOVA, I. Environmental heterogeneity as a bridge between ecosystem service and visual quality objectives in management, planning and design. **Landscape and Urban Planning**, v. 163, p. 90-106, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.03.005>>.

DUELLMAN, W.E., TRUEB, L. **Biology of Amphibians**. Baltimore and London, Johns Hopkins, 1994.

ETEROVICK, P. C.; SAZIMA, I. Structure of an anuran community in a montane meadow in southeastern Brazil: Effects of seasonality, habitat, and predation. **Amphibia Reptilia**, v. 21, n. 4, p. 439-461, 2000.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515, 2003.

FERNANDES, M. F.; CARDOSO, D.; PENNINGTON, R. T. The Origins and Historical Assembly of the Brazilian Caatinga Seasonally Dry Tropical Forests. **Front. Ecol. Evol.**, 2022. doi: 10.3389/fevo.2022.7232862022.

FILHO, E. L. *et al.* Structure of a Caatinga anuran assemblage in Northeastern Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 10, n. 2, p. 63-73, 2015.

FINE, P. V. A. Ecological and Evolutionary Drivers of Geographic Variation in Species Diversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, n. October, p. 369-392, 2015.

FITZSIMONS, J. A.; MICHAEL, D. R. Rocky outcrops: A hard road in the conservation of critical habitats. **Biological Conservation**, v. 211, p. 36-44, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.019>>.

FOERSTER, S. Í. A.; ARAÚJO LIRA, A. F. DE; ALMEIDA, C. G. DE. Vegetation structure as the main source of variability in scorpion assemblages at small spatial scales and further considerations for the conservation of Caatinga landscapes. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 15, n. 4, p. 533-550, 2020.

FRANÇA, F.; MELO, E. De; SANTOS, C. C. Dos. Flora De Inselbergs Da Região De Milagres , Bahia, Brasil: I. Caracterização da vegetação e Lista de Espécies de dois inselbergs. **Collections**, v. n.17, n. January, p. 163–176, 1997.

FRANZINI, L. D. *et al.* Lizard fauna from the state of Paraíba, northeastern Brazil: Current knowledge and sampling discontinuities. **Herpetology Notes**, v. 12, n. July 2019, p. 749–763, 2019.

FREITAS, M. A. **Herpetofauna do Nordeste brasileiro: guia de campo**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2015. ISBN 978-85-61368-50-0.

FROST, D. R. **Espécies de Anfíbios do Mundo: uma Referência Online**. Versão 6.1. Museu Americano de História Natural, Nova York, EUA. 2021. Banco de dados eletrônico acessível em <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. (Acesso em outubro de 2021).

GARDA, A. A. *et al.* Microhabitat Variation Explains Local-scale Distribution of Terrestrial Amazonian Lizards in Rondônia, Western Brazil. **Biotropica**, v. 45, n. 2, p. 245–252, 2013.

GARDA, A. A. *et al.* Os animais vertebrados do Bioma Caatinga. **Ciência e Cultura**, v. 70, n. 4, p. 29–34, 2018.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: The importance of habitat change for amphibians and reptiles. **Biological Conservation**, v. 138, n. 1–2, p. 166–179, 2007.

GERMANO, D. J.; LAWHEAD, D. N. Species diversity and habitat complexity : does vegetation organize vertebrate communities in the great basin ? **The Great Basin Naturalist**, v. 46, n. 4, p. 711–720, 1986.

GOMES, P.; ALVES, M. Floristic diversity of two crystalline rocky outcrops in the Brazilian northeast semi-arid region. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 4, p. 661–676, 2010.

GONÇALVES-SOUSA, J. G.; MESQUITA, D. O.; ÁVILA, R. W. Structure of a lizard assemblage in a semiarid habitat of the brazilian caatinga. **Herpetologica**, v. 75, n. 4, p. 301–314, 2019.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, v. 4, n. 4, p. 379–391, 2001.

GUEDES, T. B.; NOGUEIRA, C.; MARQUES, O. A. V. Diversity, natural history, and geographic distribution of snakes in the Caatinga, Northeastern Brazil. **Zootaxa**, v. 01, p. 93, 2014.

GUEDES, T. B. *et al.* Patterns, biases and prospects in the distribution and diversity of Neotropical snakes. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, n. 1, p. 14–21, 2017.

GUEDES, T. B. **Serpentes da Caatinga: diversidade, história natural, biogeografia e conservação**. 2012. Tese (doutorado em Biologia Animal) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas, São Paulo, 2012.

HALL, R. J.; HENRY, P. F. P. Assessing Effects of Pesticides on Amphibians and Reptiles: Status and Needs. **Herpetological Journal**, v. 2, p. 65–72, 1992.

HAMMER, O., HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaentologia Electronica** 4(1): 9pp. 2001.

HART, D. D.; HORWITZ, R. J. Habitat diversity and the species-area relationship: alternative models and tests. In: Bell, S.S., McCoy, E.D., Mushinsky, H.R. (eds) **Habitat Structure**. Population and Community Biology Series, Springer, Dordrecht., vol 8. p. 47–68, 1991.

HAUFF, S. N. **Representatividade do Sistema Nacional de Unidades de Conservação na Caatinga**. Programa Das Nações Unidas para o desenvolvimento, p. 54, 2010.

HERRERA-MONTES, A.; BROKAW, N. Conservation value of tropical secondary forest: A herpetofaunal perspective. **Biological Conservation**, v. 143, n. 6, p. 1414–1422, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.016>>.

HERRMANN, H. W.; BRANCH, W. R. Fifty years of herpetological research in the Namib Desert and Namibia with an updated and annotated species checklist. **Journal of Arid Environments**, v. 93, p. 94–115, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.05.003>>.

HOWARD, K. G.; PARMERLEE, J.; POWELL, R. Natural history of the edficarian geckos *Hemidactylus mabouia*, *Thecadactylus rapicauda*, and *Sphaerodactylus sputator* on Anguilla. **Caribbean Journal of Science**, v. 37, n. 3–4, p. 285– 288, 2001.

HUEY, R. B.; PIANKA, E. R. Patterns of niche overlap among broadly sympatric versus narrowly sympatric Kalahari lizards (Scincidae: *Mabuya*). **Ecology** 58: 119- 128, 1977.

HUSTON, M. A. **Biological Diversity: The Coexistence of Species on Changing Landscapes**. Cambridge, University Cambridge, 1994. 681p.

ICMBio; MMA. **Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção**. Brasília, DF: v.1, 2018. 492 pp.

JACKSON, J. B. C. *et al.* Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. **Science**, v. 293, n. 5530, p. 629–637, 2001.

JORGE, J. S. *et al.* Living among thorns: Herpetofaunal community (anura and squamata) associated to the rupicolous bromeliad *encholirium spectabile* (pitcairnioideae) in the Brazilian semi-arid caatinga. **Zoologia**, v. 37, p. 1–12, 2020.

JUNCÁ, F. A.; BORGES, C. L. D. S. Fauna associada a bromélias terrícolas da Serra da Jibóia, Bahia. **Sitientibus série Ciências Biológicas**, v. 2, p. 73–81, 2002.

KIRCHHOF, S. *et al.* The reptile species assemblage of the Soutpansberg (Limpopo Province, South Africa) and its characteristics. **Salamandra**, v. 46, n. 3, p.147–166, 2010.

KÖHLER, J.; BÖHME, W. Anuran amphibians from the region of Pre-Cambrian rock

outcrops (inselbergs) in northeastern Bolivia, with a note on the gender of *Scinax* Wagler, 1830 (Hylidae). **Revue française d'aquariologie**, v. 1830, n. January 1996, p. 133–140, 1996. Disponível em <<http://cat.inist.fr/aModele=afficheN&cpsidt=2502874>>.

KOLODIUK, M. F.; L. B. RIBEIRO; E. M. X. FREIRE. The effects of seasonality on the foraging behavior of *Tropidurus hispidus* and *Tropidurus semitaeniatus* (Squamata: Tropiduridae) living in sympatry in the Caatinga of northeastern Brazil. **Zoologia** 26: 581–585, 2009.

KOLODIUK, M. F.; RIBEIRO, L. B.; FREIRE, E. M. Diet and foraging behavior of two species of *Tropidurus* (Squamata, Tropiduridae) in the Caatinga of northeastern Brazil. **South American Journal of Herpetology**, 5(1), 35-44, 2010.

KRIEGER, A.; POREMBSKI, S.; BARTHLOTT, W.. Vegetation of seasonal rock pools on inselbergs situated in the savanna zone of the Ivory Coast (West Africa). **Flora**, v. 195, n. 3, p. 257–266, 2000. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30979-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30979-9)>.

LIMA, A. *et al.* **Guide to the frogs of Reserva Adolpho Ducke, Central Amazonia**. Manaus: Áttema Design Editorial, 2005.

LOEBMANN, D.; HADDAD, C. F. B. **Amphibians and reptiles from a highly diverse area of the Caatinga domain: Composition and conservation implications**. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 3, p. 227–256, 2010.

LOPES-SILVA, R. F. *et al.* Composição florística de um inselberg no semiárido paraibano, nordeste brasileiro. **Rodriguésia**, 2019.

LUCENA, D. S. *et al.* Flora vascular de um inselbergue na mesorregião do sertão paraibano, nordeste do Brasil. **Scientia Plena**, v. 11, n. 1, p. 1–11, 2015.

MACARTHUR, R.H.; LEVINS, R. Competition, Habitat Selection, and Character Displacement in a Patchy Environment. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 51, p. 1207–1210, 1964.

MACARTHUR, R.H.; LEVINS, R. The limiting similarity, convergence, and divergence of coexisting species. **The American Naturalist**, vol 101, n 921, 1967. Disponível em: <<http://www.journals.uchicago.edu/t-and-c>>.

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. On Bird Species Diversity. **Ecology**, Vol. 42, No. 3, pp. 594-598, 1961.

MACARTHUR R.H.; PIANKA E.R. On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist* 100: 603–609, 1966.

MACLEAN, G. L. **Robert's birds of Southern Africa**. John Voelcker Bird Book Fund, CapeTown, 1993.

MADELAIRE, C. B.; GOMES, F. R.; SOKOLOVA, I. Biomarker-based assessment of the muscle maintenance and energy status of anurans from an extremely seasonal semi-arid environment, the Brazilian Caatinga. **Comparative Biochemistry and Physiology - Part A**:

**Molecular and Integrative Physiology**, v. 240, 2020.

MADSEN, T. *et al.* Rain, rats and pythons: Climate-driven population dynamics of predators and prey in tropical Australia. **Austral Ecology**, v. 31, n. 1, p. 30–37, 2006.

MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and its Measurement**. Cambridge University Press, London. 1988.

MAGGI, B. S. **Utilização de Recursos, Ecomorfologia e Comportamento em duas espécies sintópicas de Geconídeos (Squamata: Gekkonidae) na Caatinga**, 42 pp. (Dissertação de Mestrado), Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal. 2005.

MAGURRAN, A. E. **Ecological Diversity and its Measurement**. Cambridge University Press, London, 1988. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>

MARES, M. A., LACHER, T. E. Jr. Ecological, morphological and behavioral convergence in rock-dwelling mammals. **Curr Mammal**, 1:307-348, 1987.

MARES, M. A.; SEINE, R. H. The Fauna of Inselbergs. In: **Inselbergs**. Springer, Berlim, Heidelberg, p. 483-491, 2000.

MESQUITA, D. O. *et al.* Species composition, biogeography, and conservation of the Caatinga lizards. In: Silva, J. M. C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (Eds.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Springer. 2017. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>

MORAIS, J. R. G. De. Estabelecimentos rurais camponeses no bioma Caatinga de clima semiárido: perspectivas e desafios na atualidade. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v. 7, n. 1, p. 29–47, 2019.

MOREIRA, D. C. *et al.* Preparation for oxidative stress in Proceratophrys cristiceps (Anura, Odontophrynidae) naturally estivating in the Brazilian Caatinga. **Science of the Total Environment**, v. 723, p. 137957, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137957>>.

MOURA, C. C. D. M. *et al.* The anuran fauna of a semi-arid Caatinga area in northeastern Brazil. **Salamandra**, v. 52, n. 3, p. 278–282, 2016.

NAVAS, C. A.; ANTONIAZZI, M. M.; JARED, C. A preliminary assessment of anuran physiological and morphological adaptation to the Caatinga, a Brazilian semi-arid environment. **International Congress Series**, v. 1275, p. 298–305, 2004.

NAVAS, C. A. *et al.* Physiological basis for diurnal activity in dispersing juvenile *Bufo granulosus* in the Caatinga, a Brazilian semi-arid environment. **Comparative Biochemistry and Physiology - A Molecular and Integrative Physiology**, v. 147, n. 3, p. 647–657, 2007.

NEWBOLD, T. *et al.* Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. **Science**, v. 353, n. 6296, 2016.

NORTHRUP, J. M. *et al.* Synergistic effects of climate and land-use change influence broad-scale avian population declines. **Global Change Biology**, v. 25, n. 5, p. 1561–1575,

2019.

OLIVEIRA, F. F. R. DE; ETEROVICK, P. C. The role of river longitudinal gradients, local and regional attributes in shaping frog assemblages. **Acta Oecologica**, v. 35, n. 5, p. 727–738, set. 2009.

OLIVEIRA, C. R. De *et al.* Herpetofauna from a Caatinga area at Farias Brito municipality, Ceará State, Northeastern Brazil. **Herpetology Notes**, v. 14, p. 135–146, 2021.

O'SHEA, M. **Lizards of the world: A Guide to Every Family**. Princeton University Press, 6(11), 951–952, 2021.

PAOLETTI, A. *et al.* Amphibian and reptile communities of upland and riparian sites across Indonesian oil palm, rubber and forest. **Global Ecology and Conservation**, v. 16, p. e00492, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2018.e00492>.

PAULINO, R. DA C; SANTOS GOMES, V. DOS; SILVEIRA, A. P. Flora de Inselbergues do Monumento Natural Monólitos de Quixadá, no sertão central do Ceará. **Iheringia - Serie Botanica**, v. 73, n. 2, p. 182–190, 2018.

PELLEGRINO, K. C., *et al.* Phylogeography and species limits in the *Gymnodactylus darwini* complex (Gekkonidae, Squamata): Genetic structure coincides with river system in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Journal of the Linnean Society**, 85, 13-26, 2005.

PENNINGTON, R. T.; HUGHES, M.; MOONLIGHT, P. W. The Origins of Tropical Rainforest Hyperdiversity. **Trends in Plant Science**, v. 20, n. 11, p. 693–695, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tplants.2015.10.005>.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: Perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 40, p. 437–457, 2009.

PERTEL, W.; TEIXEIRA, R. L.; FERREIRA, R. B. Comparison of diet and use of bromeliads between a bromelicolous and a bromeligenous anuran at an inselberg in the southeastern of brazil. **Caldasia**, v. 32, n. 1, p. 149–159, 2010.

PIANKA, E.R. Convexity, Desert Lizards , and Spatial Heterogeneity. **Ecology**, v. 47, n. 6, p. 1055–1059, 1966.

PIANKA, E. R. On Lizard Species Diversity: North American Flatland Deserts. **Ecological Society of America**, v. 48, n. 3, p. 333–351, 1967.

PIANKA, E.R. Niche relations of desert lizards. pp. 292-314. *In*: M. Cody, J. Diamond (eds.) **Ecology and Evolution of Communities**. Harvard University Press, Cambridge, 1975.

PIANKA, E.R. **Evolutionary Ecology**. Editora: Harper Collins, 5. ed. New York, 486p, 1994.

POREMBSKI, S. Floristic diversity of African and South American inselbergs: A comparative analysis. **Acta Botanica Gallica**, v. 152, n. 4, p. 573–580, 2005.

POREMBSKI, S. Tropical Inselbergs: Habitat types, adaptive strategies and diversity patterns. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 579–586, 2007.

POREMBSKI, S.; BARTHLOTT, Wilhelm. Granitic and gneissic outcrops (inselbergs) as centers of diversity for desiccation-tolerant vascular plants. **Plant Ecology**, v. 151, n. 1, p. 19–28, 2000.

POREMBSKI, S.; BECKER, U.; SEINE, R. Islands on Islands: Habitats on Inselbergs. p. 49–67. In: **Inselbergs**. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 483-491, 2000.

POREMBSKI, S. *et al.* Vegetation of rock outcrops in Guinea: Granite inselbergs, Sandstone table mountains and ferricretes - Remarks on species numbers and endemism. **Flora**, v. 189, n. 4, p. 315–326, 1994.

POREMBSKI, S. *et al.* Worldwide destruction of inselbergs and related rock outcrops threatens a unique ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 13, p. 2827–2830, 2016.

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Da (Org.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003.

PROVETE, D. B. *et al.* Broad-scale spatial patterns of canopy cover and pond morphology affect the structure of a Neotropical amphibian metacommunity. **Hydrobiologia**, v. 734, n. 1, p. 69–79, 2014.

QUEIROZ, L.P., *et al.* Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. In: Silva, J. M. C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (Eds.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Springer, 2017.  
<https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>

QUIRINO, A. M. S. *et al.* Herpetofauna de uma área serrana, Santa Cruz da Baixa Verde, Pernambuco. **Revista Ouricuri**, v. 8, n. 1, 20 jun. 2019.

RIBEIRO, E. M. S. *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em:  
<<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>>.

RICKLEFS, R.E. **A Economia da Natureza**. 6ª ed. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro, 572 p, 2010.

RICKLEFS, R. E.; LOVETTE, I. J. The roles of island area per se and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. **Journal of Animal Ecology**, v. 68, n. 6, p. 1142–1160, 1999.

RIVAS, G. A.; SCHARGEL, W. E. Gecko on the rocks: an enigmatic new species of. **Zootaxa**, v. 50, n. November 2008, p. 39–50, 2008.

ROCHA, C. F. *et al.* Conservando uma larga porção da biodiversidade biológica através da conservação de Bromeliaceae. **Vidalia** 2: 52-72, 2004.

ROCHA, C. F. D. *et al.* Differential success in sampling of Atlantic forest amphibians among different periods of the day. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 2, p. 261–267, 2015.

RODRIGUES, J. F. M.; BORGES-LEITE, M. J.; BORGES-NOJOSA, D. M. Does climate influence assemblages of anurans and lizards in a coastal area of north-eastern Brazil? **Acta Oecologica**, v. 77, p. 187–192, 2016.

RODRIGUES, M. T. A new species of Mabuya (Squamata: Scincidae) from the semiarid Caatingas of northeastern Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia** (São Paulo), v. 41, n. 21, p. 313–328, 2000.

RODRIGUES, M.T. Herpetofauna da Caatinga. In: Leal, I.R., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. (Eds.), **Ecologia e conservação da Caatinga**. Editora Universitária, Recife, 2003. pp. 181e236.

ROTA, C. T. *et al.* Long-term impacts of three forest management strategies on herpetofauna abundance in the Missouri Ozarks. **Forest Ecology and Management**, v. 387, p. 37–51, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.032>>.

RULL, V. Speciation timing and neotropical biodiversity: The Tertiary- Quaternary debate in the light of molecular phylogenetic evidence. **Molecular Ecology**, v. 17, n. 11, p. 2722–2729, 2008.

RUIZ-JAÉN, M. C.; AIDE, T. M. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1–3, p. 159–173, 2005.

SÁ, L. B. *et al.* **Processos de desertificação no Semiárido brasileiro**. Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação. Petrolina: Embrapa Semiárido, p. 127–158, 2010.

SALES, R. F. D., *et al.* Geographic distribution model for *Mabuya agmosticha* (Squamata: Scincidae) in Northeastern Brazil. **Zoologia** 32: 71–76, 2015.

SAMPAIO, E. V. S. B. **Overview of the Brazilian Caatinga**. Pp 35-63 in: Bullock, S. H., Mooney, H. A., Medina, E. (eds.). *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, 1995. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753398.003>

SANTOS, E. M. Dos; CORREIA, J. M. De S.; BARBOSA, V. Do N. **Guia de Répteis do Parque Estadual de Dois Irmãos**. 1. ed. Recife: EDUFRPE, 2017.

SANTOS, T. G. Dos; ROSSA-FERES, D. D. C.; CASATTI, L. Diversidade e distribuição espaço-temporal de anuros em região com pronunciada estação seca no sudeste do Brasil. **Iheringia - Serie Zoologia** v. 97, n. 1, p. 37–49, 2007.

- SARTHOU, C. *et al.* Stability of plant communities along a tropical inselberg ecotone in French Guiana (South America). **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 205, n. 10, p. 682–694, 2010.
- SCHEINER, S. M. Six types of species-area curves. *Global Ecology and Biogeography*, v. 12, n. 6, p. 441–447, 2003.
- SCHMIDT, A. D.; SNYMAN, P. H.; GRUSCHWITZ, M. Diversity of reptiles in the bushveld of the Blouberg Nature Reserve (Limpopo Province, South Africa) (Reptilia). **Herpetozoa**, v. 18, n. 1/2, p. 35–53, 2005.
- SILBERSTEIN, R. P.; SIVAPALAN, M. Modelling vegetation heterogeneity effects on terrestrial water and energy balances. **Environment International**, v. 21, n. 5, p. 477–484, 1995.
- SILVA, E. T. Da et al. Influência de fatores abióticos e vegetacionais sobre uma taxocenose de lagartos numa área de Caatinga. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 9, p. 64495–64509, 2020.
- SILVA, J. M. C., LEAL, I.R., TABARELLI, M. (Eds.). **Caatinga The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Springer Cham, 2017. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>
- SILVANO, D. L.; SEGALLA, M. V. Conservation of Brazilian amphibians. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 653–658, 2005.
- SOUSA, Í. T. F.; TAVARES, R. V.; KOKUBUM, M. N. C. Abundância sazonal e comportamentos anti-predatórios de *Pithecopus nordestinus* (Lissamphibia, Anura) em uma região semiárida de Pernambuco, nordeste do Brasil. In: ZUFFO, A. M. **As regiões semiáridas e suas especificidades**. Ponta Grossa (PR): Atena Editora, 2019.
- START, D.; GILBERT, B. Host–parasitoid evolution in a metacommunity. **Proc. R. Soc.**, 2016. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2016.0477>
- TAYLOR, E. N. *et al.* The thermal ecology and physiology of reptiles and amphibians: A user’s guide. **Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology**, n. July 2020.
- TAVARES, R. V. **Ecologia e diversidade da herpetofauna associada à bromélia *Encholirium spectabile* Mart. ex Schult. & Schult. f. em uma área de Caatinga, Nordeste do Brasil** – Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Saúde e Tecnologia Rural, 2016.
- TEIXIDO A.L., SEHN H., QUINTANILLA L.G., et al. A meta- analysis of the effects of fragmentation on the megadiverse herpetofauna of Brazil. **Biotropica**. 2021;00:1– 12. <https://doi.org/10.1111/btp.12955>
- TEWS, J. *et al.* Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/ diversity: The importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79–92, 2004.

UETZ, P.; FREED, P.; HOSEK, J. **The Reptile Database**. 2021. Disponível em: <http://reptile-database.reptarium.cz/>. Acesso: 12 Out. 2021.

URBINA-CARDONA, J. N.; OLIVARES-PÉREZ, M.; REYNOSO, V. H. Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. **Biological Conservation**, v. 132, n. 1, p. 61–75, 2006.

VALERA, F. *et al.* History and adaptation stories of the vertebrate fauna of southern Spain's semi-arid habitats. **Journal of Arid Environments**, v. 75, n. 12, p. 1342–1351, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.05.004>>.

VANGILDER, L. D.; VITT, L. J. Ecology of a Snake Community in Northeastern Brazil. **Amphibia-Reptilia**, v. 4, n. 2, p. 273–296, 2009.

VANZOLINI, P. E.; RAMOS-COSTA, A. M.; VITT, L. J. **Répteis das Caatingas**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1980.

VIEIRA, W L Da S; ARZABE, C.; SANTANA, G. G. Composição e Distribuição Espaço-Temporal de Anuros no Cariri Paraibano, Nordeste do Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 03, p. 383–396, 2007.

VIEIRA, W. L. S.; SANTANA, G. G.; ARZABE, C. Diversity of reproductive modes in anurans communities in the Caatinga (dryland) of northeastern Brazil. **Biodivers Conserv**, 18:55–66, 2009.

VIEIRA, W. L. S. *et al.* Snakes in a seasonally dry tropical forest in northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 3, p. 1–17, 2020.

VITT, L. J. The ecology of tropical lizards in the Caatinga of Northeast Brazil. **Occasional Papers of the Oklahoma Museum of Natural History** (1), 1-29, 1995.

VITT, L. J.; CALDWELL, J. P. **Herpetology, An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles**. Elsevier Inc, 2014.

VITT, L. J. *et al.* Amphibians as harbingers of decay. **BioScience**, v. 40, n. 6, p. 418–418, 1990.

VITT, L. J. *et al.* History and the Global Ecology of Squamate Reptiles. **The American Naturalist**, v. 162, n. 1, p. 44–60, 2003.

YANG, Z. *et al.* The effect of environmental heterogeneity on species richness depends on community position along the environmental gradient. **Scientific Reports**, v. 5, n. March, p. 1–7, 2015.

WELSH, H. H. JR.; HODGSON, G. R. A hierarchical strategy for sampling herpetofaunal assemblages along small streams in the western u. s., with an example from northern California. **Trans.West.Sect.Wildl.Soc.** 33, 1997.

WITHERS, P.C.; EDWARD, D.H. Terrestrial fauna of granite outcrops in Western Australia.  
In: Withers PC, Hopper SD (eds) **Granite outcrops symposium**. J R Soc West Aust 50:  
159-166, 1997.

## APÊNDICES

**Apêndice A:** Variáveis ambientais registradas nas parcelas de 16m<sup>2</sup> estabelecidas ao longo dos transectos nos inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, município de Patos, estado da Paraíba, entre novembro de 2020 e outubro de 2021.

|  |
|--|
| Grau de cobertura do dossel – GCD (mensuração)   |
| Quantidade de rochas – (contagem)  |
| Altura da serapilheira: Média de cinco (5) medidas – Asmédia (usando paquímetro com haste)               |
| Altura aproximada (em metros) da vegetação – AAV (mensuração)  |
| Densidade do sub-bosque: vegetação com altura – DSB( $\geq 3$ mCAP $<10$ ) (trena de 5m) (contagem)      |
| Densidade do Sub-bosque Baixo – DSBbaixo (1 – 1,79 m) (trena de 5m) (contagem)                           |
| Densidade do Sub-bosque Intermediário – DSBinter. (1,8 – 2,49 m) (trena de 5m) (contagem)                |
| Densidade do Sub-bosque Alto – DSBalto (2,50 – 3 m) (trena de 5m) (contagem)                             |
| Densidade do sub-bosque com altura – DSB (< 1 m) (trena de 5m) (contagem)                                |
| Número de Árvores – NA (contagem)  |
| CAP (Diâmetro na altura do peito) – das árvores presentes na parcela (média)<br>– CAPmédia (trena de 2m) |
| Quantidade de gramíneas – QG (estimativa da porcentagem)   |
| Quantidade de cactáceas – QC (contagem)  |
| Quantidade de bromeliáceas – QB (contagem)   |
| Quantidade de herbáceas – QH (contagem)  |
| Número de indivíduos florestais em floração  |
| Número de indivíduos florestais em frutificação  |
| Presença e quantidade de musgos – Musgo (contagem por planta, pedra, galho e tronco caído)               |
| Presença e quantidade de líquens – Líquens (contagem por planta, pedra, galho e tronco caído)            |
| Quantidade de troncos caídos   |

|  |
|--|
| Número de galhos caídos  |
| Quantidade de cupinzeiros  |
| Presença de lajedos (estimativa de porcentagem)                    |
| Temperatura do ar (expressa em °C) – TA (usando termohigrômetro)   |
| Umidade relativa do ar – UA (usando termohigrômetro)               |
| Temperatura do solo (expressa em °C) – TS (usando termohigrômetro) |
| Umidade do solo – US (usando termohigrômetro)                      |

**Apêndice B:** Número de tomo dos espécimes coletados nos Inselbergues Pedro Agostinho e Espinho Branco, no município de Patos, estado da Paraíba, Brasil, entre novembro de 2020 e outubro de 2021.

|             |                                   |
|-------------|-----------------------------------|
| LHUFCG 2569 | <i>Rhinella granulosa</i>         |
| LHUFCG 2573 | <i>Boana raniceps</i>             |
| LHUFCG 2574 | <i>Leptodactylus macrosternum</i> |
| LHUFCG 2575 | <i>Leptodactylus fuscus</i>       |
| LHUFCG 2571 | <i>Physalaemus albifrons</i>      |
| LHUFCG 2570 | <i>Pleurodema diplolister</i>     |
| LHUFCG 2568 | <i>Proceratophrys cristiceps</i>  |
| LHUFCG 2577 | <i>Pithecopus gonzagai</i>        |
| LHUFCG 2578 | <i>Phyllopezus pollicaris</i>     |
| LHUFCG 2673 | <i>Pseudoboa nigra</i>            |
| LHUFCG 2576 | <i>Thamnodynastes phoenix</i>     |
| LHUFCG 2673 | <i>Oxyrhopus trigeminus</i>       |
| LHUFCG 2579 | <i>Philodryas nattereri</i>       |

**Apêndice C:** Tabela com as médias das variáveis em cada transecto do Pedro Agostinho (PA1 e PA2) e do Espinho Branco (EB1 e EB2).

| <b>Variáveis ambientais</b>                | <b>PA1</b> | <b>PA2</b> | <b>EB1</b> | <b>EB2</b> |
|--|------------|------------|------------|------------|
| Número de rochas                           | 120,72     | 61,65      | 66,18      | 78,00      |
| Grau de cobertura do dossel                | 19,37      | 32,10      | 24,50      | 28,02      |
| Altura da serrapilheira (cm):              | 0,88       | 1,41       | 1,19       | 2,69       |
| Altura aproximada (em m) da vegetação      | 3,04       | 5,30       | 4,06       | 4,51       |
| Sub-bosque Baixo(1 - 1,79)                 | 0,89       | 0,88       | 0,27       | 0,85       |
| Sub-bosque médio (1,8-2,5)                 | 0,35       | 0,75       | 0,23       | 0,48       |
| Sub-bosque alto (2,5 - 3):                 | 0,23       | 0,64       | 0,33       | 1,71       |
| Densidade do sub-bosque (geral)            | 1,46       | 2,26       | 0,83       | 3,04       |
| Densidade do sub-bosque < 1 m              | 0,48       | 2,82       | 0,15       | 0,65       |
| Número de Árvores                          | 1,30       | 3,36       | 1,96       | 3,02       |
| CAP (Circunferência na altura do peito)    | 10,71      | 18,47      | 10,42      | 15,07      |
| Qntd de gramíneas                          | 18,28      | 0,00       | 0,06       | 3,60       |
| Qntd de bromeliáceas                       | 4,61       | 7,17       | 12,06      | 0,00       |
| Qntd de cactáceas                          | 5,83       | 0,81       | 10,15      | 2,85       |
| Qntd de herbáceas                          | 6,56       | 5,31       | 0,69       | 12,17      |
| N de indivíduos florestais em floração     | 0,07       | 0,19       | 0,02       | 0,00       |
| N de indivíduos florestais em frutificação | 0,06       | 0,00       | 0,08       | 0,04       |
| Presença e quantidade de musgos            | 0,03       | 0,00       | 1,63       | 0,27       |
| Quantidade de troncos caídos               | 1,50       | 2,96       | 1,10       | 4,63       |
| Número de galhos caídos                    | 34,08      | 67,36      | 38,04      | 46,85      |
| Temperatura do ar (expressa em °C)         | 33,48      | 32,72      | 32,90      | 31,38      |
| Umidade relativa do ar                     | 41,89      | 46,50      | 48,52      | 47,58      |
| Temperatura (expressa em °C)               | 36,93      | 33,45      | 34,26      | 35,20      |
| Umidade do solo (em porcentagem)           | 41,16      | 44,14      | 47,08      | 46,21      |
| Presença de lajedos                        | 31,17      | 18,33      | 42,50      | 6,23       |

## ANEXOS

## ANEXO A. Licença permanente para coleta concedida pelo ICMBio ao Prof. Dr. Marcelo Nogueira de Carvalho Kokubum.



Ministério do Meio Ambiente - MMA  
 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio  
 Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

## Licença permanente para coleta de material zoológico

|   |                                   |
|---|-----------------------------------|
| Número: 25267-1   | Data da Emissão: 27/08/2010 10:48 |
| Dados do titular  |                                   |
| Nome: Marcelo Nogueira de Carvalho Kokubum                                    | CPF: 119.871.838-27               |
| Nome da Instituição: Universidade Federal de Campina Grande - Campus de Patos | CNPJ: 05.055.128/0005-08          |

## Observações e ressalvas

|    |  |
|----|--|
| 1  | As atividades de campo exercidas por pessoa natural ou jurídica estrangeira, em todo o território nacional, que impliquem o deslocamento de recursos humanos e materiais, tendo por objeto coletar dados, materiais, espécimes biológicos e minerais, peças integrantes da cultura nativa e cultura popular, presente e passa da, obtidos por meio de recursos e técnicas que se destinem ao estudo, à difusão ou à pesquisa, estão sujeitas a autorização do Ministério de Ciência e Tecnologia.  |
| 2  | A licença permanente não é válida para: a) coleta ou transporte de espécies que constem nas listas oficiais de espécies ameaçadas de extinção; b) manutenção de espécimes de fauna silvestre em cativeiro; c) recebimento ou envio de material biológico ao exterior; e d) realização de pesquisa em unidade de conservação federal ou em caverna. A restrição prevista no item d não se aplica às categorias Reserva Particular do Patrimônio Natural, Área de Relevante Interesse Ecológico e Área de Proteção Ambiental constituídas por terras privadas. |
| 3  | O pesquisador titular da licença permanente, quando acompanhado, deverá registrar a expedição de campo no Sisbio e informar o nome e CPF dos membros da sua equipe, bem como dados da expedição, que constarão no comprovante de registro de expedição para eventual apresentação à fiscalização;  |
| 4  | Esta licença permanente não exime o seu titular da necessidade de obter as anulações previstas em outros instrumentos legais, bem como do consentimento do responsável pela área, pública ou privada, onde será realizada a atividade.   |
| 5  | Esta licença permanente não poderá ser utilizada para fins comerciais, industriais ou esportivos ou para realização de atividades integrantes do processo de licenciamento ambiental de empreendimentos.   |
| 6  | Este documento NÃO exime o pesquisador titular da necessidade de atender ao disposto na Instrução Normativa Ibama nº 27/2002, que regulamenta o Sistema Nacional de Anilhamento de Aves Silvestres.  |
| 7  | O pesquisador titular da licença permanente será responsável pelos atos dos membros da equipe (quando for o caso).   |
| 8  | O órgão gestor de unidade de conservação estadual, distrital ou municipal poderá, a despeito da licença permanente e das autorizações concedidas pelo ICMBio, estabelecer outras condições para a realização de pesquisa nessas unidades de conservação.   |
| 9  | O titular de licença ou autorização e os membros da sua equipe deverão optar por métodos de coleta e instrumentos de captura direcionados, sempre que possível, ao grupo taxonômico de interesse, evitando a morte ou dano significativo a outros grupos; e empregar esforço de coleta ou captura que não comprometa a viabilidade de populações do grupo taxonômico de interesse em condição in situ.   |
| 10 | O titular da licença permanente deverá apresentar, anualmente, relatório de atividades a ser enviado por meio do Sisbio no prazo de até 30 dias após o aniversário de emissão da licença permanente.   |
| 11 | O titular de autorização ou de licença permanente, assim como os membros de sua equipe, quando da violação da legislação vigente, ou quando da inadequação, omissão ou falsa descrição de informações relevantes que subsidiaram a expedição do ato, poderá, mediante decisão motivada, ter a autorização ou licença suspensa ou revogada pelo ICMBio e o material biológico coletado apreendido nos termos da legislação brasileira em vigor.   |
| 12 | A licença permanente será válida enquanto durar o vínculo empregatício do pesquisador com a instituição científica a qual ele estava vinculado por ocasião da solicitação.   |
| 13 | Este documento não dispensa o cumprimento da legislação que dispõe sobre acesso a componente do patrimônio genético existente no território nacional, na plataforma continental e na zona econômica exclusiva, ou ao conhecimento tradicional associado ao patrimônio genético, para fins de pesquisa científica, bioprospecção e desenvolvimento tecnológico.   |
| 14 | As atividades contempladas nesta autorização NÃO abrangem espécies brasileiras constantes de listas oficiais (de abrangência nacional, estadual ou municipal) de espécies ameaçadas de extinção, sobreexplotadas ou ameaçadas de sobreexplotação.  |

## Táxons autorizados

| # | Nível taxonômico | Táxon(s) |
|---|------------------|----------|
| 1 | CLASSE           | Amphibia |
| 2 | ORDEM            | Squamata |
| 3 |                  |          |

## Destino do material biológico coletado

| # | Nome local destino                                       | Tipo Destino |
|---|--|--------------|
| 1 | Universidade Federal de Campina Grande - Campus de Patos | coleção      |

Este documento (Licença permanente para coleta de material zoológico) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regulamentação deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet ([www.icmbio.gov.br/sisbio](http://www.icmbio.gov.br/sisbio)).

Código de autenticação: 71182611



Página 1/2

## ANEXO B. Certidão do CEUA com aprovação para realização da pesquisa com uso de animais.



Universidade Federal de Campina Grande  
Centro de Saúde e Tecnologia Rural  
Comissão de Ética no Uso de Animais  
Av. Santa Cecília, s/n, Bairro Jatobá, Rodovia  
Patos,  
CEP: 58700-970, Cx postal 64, Tel. (83) 3511-3045



Ao Sr.: Marcelo Nogueira de Carvalho Kokubum

Protocolo CE UA/CSTR N° 52/2020

### CERTIDÃO

Certificamos para os devidos fins que o projeto intitulado "*Herpetofauna de Inselbergues na paraíba: Influência de fatores bióticos e abióticos na ocorrência das espécies*", coordenado pelo (a) pesquisador (a) acima citado (a), obteve parecer consubstanciado pelo regulamento interno deste comitê, sendo **APROVADO**, em caráter de **Ad Referendum**, estando a luz das normas e regulamentos vigentes no país e atendidas as pesquisas para especificações científicas.

Patos, 22 de dezembro de 2020

Prof. Dr. Valdir Moraes de Almeida

UFCG / Campus Patos

SIAPE 1406222

Prof. Valdir Moraes De Almeida  
Coordenador do CEP/CEUA/UFCG/CSTR