



CENTRO UNIVERSITÁRIO DE BRASÍLIA – CEUB
PROGRAMA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA

LUIS FELIPE CARVALHO DE LIMA

SERPENTES DA FLORESTA NACIONAL DE BRASÍLIA:
DIVERSIDADE E ECOLOGIA

BRASÍLIA

2022



LUIS FELIPE CARVALHO DE LIMA

**SERPENTES DA FLORESTA NACIONAL DE BRASÍLIA:
DIVERSIDADE E ECOLOGIA**

Relatório final de pesquisa de Iniciação Científica apresentado à Assessoria de Pós-Graduação e pesquisa.

Orientação: Dr. Raphael Igor Dias

BRASÍLIA

2022

AGRADECIMENTOS

Presto aqui meus sinceros agradecimentos a todos que de alguma forma colaboraram para a realização dessa pesquisa. Em especial, obrigado à minha mãe Heloisa Oliveira por me apoiar nas escolhas que tomei ao longo da vida, sonhar comigo e estar ao meu lado em todos os momentos, inclusive durante as atividades de campo em que não tive nenhuma outra pessoa para me acompanhar. Ao meu pai Luis Carlos Lima, pelo incentivo e pelo apoio com as atividades de campo. À minha namorada Adrienne Albuquerque, por me incentivar, me aturar, me acompanhar em campo e ser compreensiva em todos os momentos que não pude estar com ela durante a pesquisa. Ao meu avô José Oliveira, por me ajudar a conquistar meus sonhos e me incentivar a fazer ciência. Ao meu orientador e professor Dr. Raphael Igor Dias, pelo acolhimento, paciência, proatividade, disponibilidade, apoio intelectual, parceria e incentivo a pesquisar na área que eu sempre sonhei. Ao meu coorientador externo Dr. Reuber Brandão (UnB) por me receber de braços abertos no LAFUC e contribuir imensamente, não só para este trabalho, como para minha formação profissional e pessoal como herpetólogo. A gestão da Floresta Nacional de Brasília e ao ICMBio por abrirem as portas da unidade e incentivarem a pesquisa e o avanço da ciência para a conservação. Aos meus amigos e parceiros Pedro Igor, Renan Damasceno, Pedro Paulo de Queiroz, Afonso Meneses, Arthur Sena, Jessé Monsueth, Gabriel Carvalho, Filipe Carloni, João Sprenger, Valter Luiz, André Teles, Jean Martins, Bruno Carizzi, por me aturarem, me ajudar com a instalação e manutenção das armadilhas, me acompanharem nas atividades de campo, criticarem e opinarem sobre meus textos e apresentações, compartilharem suas experiências e pelas boas risadas e histórias que acumulamos nesse processo. Ao meu estimado professor Dr. Fabrício Escarlata-Tavares, pelas sugestões durante a pesquisa, pelas histórias, pelos ensinamentos e por me tornar um amante da zoologia. À Nathalia Araújo, Robson Majus e todos os que colaboraram com registros adicionais de serpentes. Ao Austin Stevens, por me tornar uma criança aficionada por serpentes através de seus programas de TV. Sem a participação de todos, este trabalho não seria viável.

RESUMO

A alta diversidade, ainda pouco conhecida, de serpentes do Cerrado é fruto da grande complexidade ambiental do bioma. A substituição da vegetação nativa por silvicultura é uma das diversas ameaças ao bioma. No geral, a herpetofauna é afetada por alterações no habitat, mas pouco se sabe sobre como as serpentes do Cerrado respondem a essa pressão. Este estudo visa entender como as comunidades de serpentes se moldam através das alterações na vegetação e como isso afeta sua diversidade. Adicionalmente, é apresentada a lista de espécies de serpentes da Floresta Nacional de Brasília (FLONA), uma unidade de conservação de uso sustentável que teve parte de sua vegetação substituída por silviculturas. Para captura de serpentes foram utilizadas armadilhas *pitfall* distribuídas entre os tipos de vegetação, realizadas buscas visuais e considerados encontros ocasionais e registros por terceiros. As comunidades foram comparadas através de análises de beta diversidade. As diversidades alfa das áreas foram obtidas e comparadas através do índice de Shannon-Wiener. A riqueza da área foi estimada através de estimadores não paramétricos. Foram registradas 20 espécies de serpentes que apresentaram grande heterogeneidade de composição entre as comunidades. A riqueza amostrada foi menor que as estimadas. Fitofisionomias abertas apresentaram maior diversidade. Não houve diferença significativa entre diversidade de áreas alteradas e não alteradas. Áreas alteradas têm menos espécies, implicando para a necessidade da recuperação da vegetação nativa. Possivelmente, a menor complexidade ambiental dos plantios beneficia espécies generalistas. Embora tomada por silvicultura, a FLONA de Brasília abriga diversidade relevante de serpentes, com espécies raras e ameaçadas.

Palavras-chave: serpentes; diversidade; ecologia; silvicultura; comunidades.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	6
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	7
3 MÉTODO.....	9
3.1 Área de estudos.....	9
3.2 Coleta dos dados	11
3.3 Análise dos dados.....	13
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	14
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	27
REFERÊNCIAS.....	28

1 INTRODUÇÃO

Contrapondo a visão equivocada de que o Cerrado seria um bioma com baixos níveis de endemismo (DA SILVA, 1995; MYERS et al., 2000; COLLI; BASTOS; ARAUJO, 2002; MACEDO, 2002; MARINHO-FILHO; RODRIGUES; JUAREZ, 2002), estudos mais recentes mostram que o Cerrado é, na verdade, um bioma de alta biodiversidade repleto de endemismos, incluindo diversos répteis restritos (NOGUEIRA et al., 2010; NOGUEIRA et al., 2011).

Os estudos sobre biodiversidade de pequenas áreas, incluindo unidades de conservação, podem parecer pouco ambiciosos no atual cenário científico. No entanto as lacunas Linneanas e Wallaceanas ainda são bastante acentuadas (WHITTAKER et al., 2005; HORTAL et al., 2015; TEODORO, 2019), indicando a necessidade de tais estudos. A lacuna de informações sobre a biodiversidade afeta, por exemplo, a elaboração de planos de manejo, dificultando a implementação de estratégias eficientes para a conservação da biodiversidade em unidades de conservação (MACIEL, 2015), especialmente naquelas onde há exploração de recursos naturais, como é o caso das Florestas Nacionais (BRASIL, 2000).

A riqueza local encontrada nos estudos de taxocenoses de serpentes no Cerrado varia entre 16 e 57 espécies (VAZ-SILVA et al., 2007; RECODER; NOGUEIRA, 2007; SAWAYA; MARQUES; MARTINS, 2008; VALDUJO et al., 2009; ARAUJO; CORRÊA-FILHO; SAWAYA, 2010; ARAUJO; ALMEIDASANTOS, 2011; BARROS, 2011; MORAIS et al., 2012; FRANÇA; BRAZ, 2013; BARROS et al., 2017; RIOS et al., 2017; COLLI et al., 2020; FIORILLO; MACIEL; MARTINS, 2021; GUERRA et al., 2022), variando com o tamanho da área de estudo, o esforço amostral empregado e características locais. No Distrito Federal já foram registradas 63 espécies (FRANÇA et al., 2008; HAMDAN; FERNANDES, 2015; NOGUEIRA et al., 2019; COSTA; GUEDES; BÉRNILS, 2021), refletindo a importância dessa região para a conservação das serpentes do Cerrado.

A forma mais eficiente de proteger essa biodiversidade é a criação e manutenção de unidades de conservação (UCs) de proteção integral com desapropriação. No entanto, apenas 8,3% do Cerrado encontra-se protegido por UCs, dos quais apenas 6,1% realmente estão sobrepostas com áreas cobertas por vegetação nativa (FRANÇOSO et al., 2015). O conhecimento sobre a biodiversidade é um fator indispensável para o delineamento do manejo e da criação de UCs. Além de saber quais *taxa* existem em uma área, entender

peculiaridades acerca das relações estabelecidas entre o ambiente e as espécies que o ocupam é essencial para adequar estratégias mais apropriadas e eficientes para o manejo de conservação de UCs (MACIEL, 2015).

No presente estudo é apresentada uma lista comentada das serpentes presentes na Floresta Nacional de Brasília e avaliado se (1) há diferenças na diversidade de serpentes entre áreas cobertas por silviculturas e áreas de vegetação nativa e se (2) há diferenças na composição de espécies entre formação florestal, formação savânica, formação campestre e silvicultura de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A diversidade de espécies em uma área é favorecida pela quantidade de habitats disponíveis (HORTAL et al., 2009). A distribuição e composição das comunidades de fauna são normalmente influenciadas pela estrutura e complexidade da vegetação (CERQUEIRA et al., 2003). Neste contexto, a maior diversidade de serpentes e as maiores taxas de endemismo e espécies especialistas no Cerrado tendem a se concentrar nas formações vegetais menos complexas, as formações savânicas e campestres (FRANÇA et al., 2008; ARAUJO; CORRÊA-FILHO; SAWAYA, 2010; ARAUJO; ALMEIDASANTOS, 2011; NOGUEIRA et al., 2011; FIORILLO; MACIEL; MARTINS, 2021). O mesmo é evidenciado em lagartos no Cerrado (NOGUEIRA; COLLI; MARTINS, 2009). Isso é um reflexo das condições microclimáticas que tais ambientes oferecem, beneficiando determinados taxa (FRANÇA et al., 2008; FIORILLO; MACIEL; MARTINS, 2021).

De modo geral, a composição das comunidades de serpentes é definida a partir de condições microclimáticas, da disponibilidade e diversidade de presas e de características morfo-adaptativas (SILVA, 2017; JUNIOR, 2019; FRANÇA et al., 2008; NOGUEIRA et al., 2010). A complexidade dos ambientes disponíveis, as interações ecológicas e o uso dos recursos pelas espécies são fatores relevantes no entendimento das comunidades de serpentes. Com isso, a estrutura da vegetação é um importante filtro para a composição de espécies de serpentes em uma área (WEBB et al., 2002; FRANÇA et al., 2008; FIORILLO; MACIEL; MARTINS, 2021). A segregação e o uso do hábitat por serpentes no Cerrado, por exemplo, podem ser explicados pelo tamanho corporal atrelado à dieta, uma vez que serpentes

maiores tendem a se alimentarem de presas maiores, associadas a ambientes fechados, evitando presas menores, típicas de ambientes abertos (BORGES; ARAUJO, 1998).

Como um *hotspot* de biodiversidade, o Cerrado é amplamente impactado por diversos fatores antrópicos (MYERS et al., 2000). Dentre eles, destaca-se a atividade agropecuária que causa a redução da paisagem natural pela substituição da vegetação nativa por monoculturas, implicando na fragmentação de habitats (SILVANO et al., 2003; DURIGAN; SIQUEIRA; FRANCO, 2007; FERNANDES; PESSÔA, 2011).

Naturalmente, entende-se como fragmentação de habitat a separação de ambientes naturais por ação do desmatamento. Contudo, a substituição da vegetação nativa por plantios de reflorestamento também pode representar uma forma de fragmentação, fornecendo barreiras ambientais para espécies menos aptas a esses ambientes alterados (CERQUEIRA et al., 2003).

A herpetofauna, em especial, é massivamente afetada pela perda e fragmentação de habitat. Isso se deve à fragilidade de *taxa* altamente especializados, muitos deles microendêmicos, que dependem de condições específicas em ambientes bem conservados (SILVANO et al., 2003; DOMENICO, 2008; KARTHIK; KALAIMANI; NAGARAJAN, 2018). No entanto, mesmo em habitats fragmentados a diversidade de ambientes é determinante para a composição de espécies que os habitam (SILVANO et al., 2003; PÜTTKER et al., 2020).

A substituição da paisagem natural por monoculturas de espécies exóticas é um dos fatores que mais contribuem para a fragmentação de habitat (CUNHA; FERREIRA; BRANDÃO, 2007). Os planaltos cobertos por campos e cerrados do Planalto Central facilitam a implementação da monocultura de pinheiros e eucaliptos, plantas muito exploradas comercialmente, bem como de outras monoculturas mecanizadas (JUVENAL; MATTOS, 2002; OLIVEIRA et al., 2002; DURIGAN; SIQUEIRA; FRANCO, 2007; SILVA et al., 2009; NAVEGA-GONÇALVES; PORTO, 2016).

De modo geral, esse uso do solo causa a perda de diversidade de répteis, notadamente de espécies endêmicas, possivelmente por mudanças nas condições ambientais causadas pela modificação da estrutura vegetal (SACCOL; BOLZAN; SANTOS, 2017). Em contrapartida, as mudanças fitofisionômicas no ambiente podem favorecer espécies generalistas com peculiaridades ecológicas favorecidas pelas alterações na vegetação, gerando distúrbios na diversidade dessas áreas (CERQUEIRA et al., 2003; MOTT; ALFORD; SCHWARZKOPF, 2010; GAINSBURY; COLLI, 2014).

O plantio de espécies vegetais arbóreas exóticas, como *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp., pode interferir na estrutura das comunidades especialmente quando cultivadas em formações abertas, já que passam a oferecer estrutura arbórea que pode ser explorada por espécies arborícolas que normalmente não ocupariam estas áreas (FRANÇA et al., 2008; CAVALHERI; BOTH; MARTINS, 2015). Além disso, as alterações na estrutura da vegetação afetam o microclima e a incidência de radiação solar, conseqüentemente, afetando a ocupação dessas áreas por espécies termofílicas e heliófilas (MOTT; ALFORD; SCHWARZKOPF, 2010). A depender do nível de alteração, os ambientes alterados podem ou não abrigar algumas espécies, influenciando na montagem e complexidade das comunidades nesses ambientes (CERQUEIRA et al., 2003).

Estudos sobre efeitos do plantio de árvores exóticas sobre a fauna são escassos, especialmente acerca de serpentes. A diversidade de Artrópodes e de Lagartos foi menor nas áreas de silvicultura quando comparado com áreas de vegetação nativa no Cerrado (GAINSBURY, 2012; SILVA et al., 2012). Da mesma forma, a diversidade de répteis e anfíbios foi substancialmente menor em plantios de eucalipto em comparação com os campos nativos do Pampa devido principalmente às alterações na estrutura da vegetação e aos impactos físico-químicos causados no solo (SACCOL; BOLZAN; SANTOS, 2017). Alterações químicas no solo causadas pela decomposição da serrapilheira gerada por pinheiros também pode ser um fator influente sobre a diversidade de répteis (MOTT; ALFORD; SCHWARZKOPF, 2010). No entanto, não se sabe como serpentes do Cerrado respondem a essa forma de intervenção na paisagem.

3 MÉTODO

3.1 Área de estudos

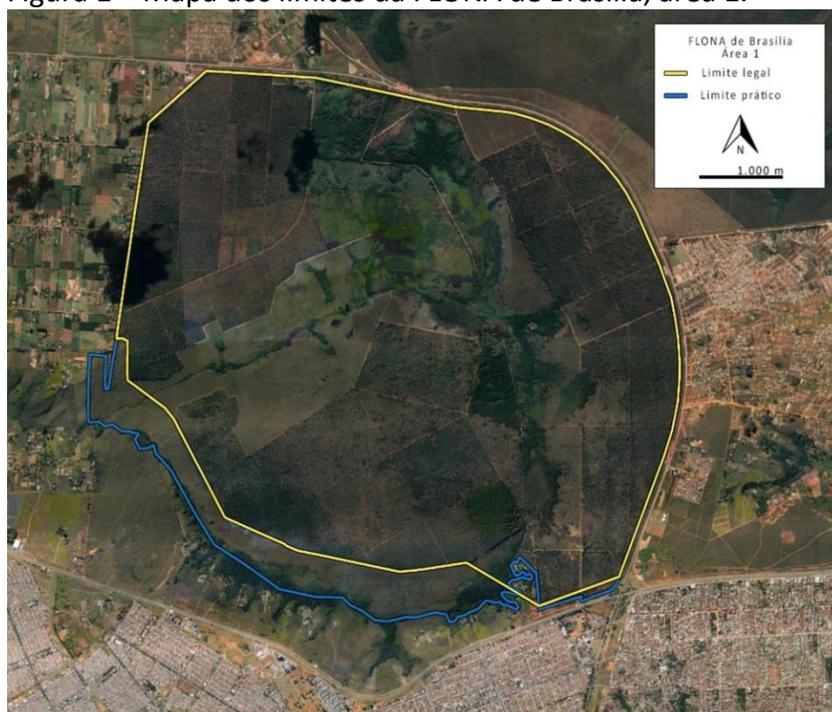
A Floresta Nacional de Brasília (FLONA) é uma Unidade de Conservação (UC) Federal de uso sustentável (BRASIL, 2002). Conforme o seu plano de manejo (ICMBIO, 2016), a UC é dividida em quatro polígonos separados. O estudo foi realizado na área 1 (15°45'41.2"S, 48°04'43.6"W) que possui aproximadamente 3.353ha e é próxima a áreas urbanas das Regiões Administrativas de Taguatinga e Brazlândia, Distrito Federal (DF), Brasil (Fig. 1).

A maior parte da área teve sua vegetação natural substituída por plantios de *Pinus* sp. e *Eucalyptus* sp. na década de 1970, antes da criação da UC em 1999, com o objetivo de impedir a invasão de terras públicas e introduzir florestas plantadas no Distrito Federal (ICMBIO, 2016). Cerca de 70,5% da área é coberta por silvicultura, enquanto 29,5% da área é composta por remanescentes de vegetação nativa, apresentando fitofisionomias florestais, campestres e savânicas (EMMERT, 2012). Com o tempo e a ausência de manejo intensivo dos talhões de plantio, parte da fauna nativa passou a usar os plantios abandonados. Atualmente são aplicadas técnicas de manejo para a gradativa recuperação da vegetação nativa original.

A área 1 da FLONA de Brasília permite o uso público, com isso recebe um grande fluxo de visitantes, principalmente durante fins de semana, feriados e eventos esportivos (DESAFIO FLONA, 2022). As principais atividades de visitação praticadas na UC são caminhadas e ciclismo. A área conta com diversas trilhas para caminhada e possui a maior trilha de *mountain bike* em UC do Brasil (ICMBIO).

O presente estudo foi realizado entre maio de 2021 e julho de 2022. Em setembro de 2021 a área foi atingida por um incêndio que queimou boa parte de sua cobertura vegetal. Entre março e abril de 2022 foram realizadas queimas prescritas para o manejo integrado do fogo em áreas predeterminadas.

Figura 1 – Mapa dos limites da FLONA de Brasília, área 1.



3.2 Coleta dos dados

Em setembro de 2021 foram instaladas 15 armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*, Fig. 2) distribuídas por cada tipo de cobertura vegetal presente na UC, sendo as de vegetação nativa como formações savânicas (SA) incluindo cerrado típico e cerrado ralo, formações florestais (FL) representadas por matas de galeria, formações campestres (CA) incluindo campo sujo e campo de murundus, e as de vegetação alterada, como plantios de *Pinus* sp. (PI) e eucalipto (EU) (Fig. 3, Fig. 4). Em cada tipo de vegetação foram instaladas três armadilhas. Cada armadilha é composta por quatro baldes plásticos de 64 litros dispostos em forma de “Y” e distante cinco metros entre eles. Os baldes são transpassados por cerca guia de lona plástica, com aproximadamente 60 centímetros de altura, fixada verticalmente por estacas de madeira. Os baldes tiveram o fundo perfurado para evitar o acúmulo de água e contaram com placas de isopor em seu interior para fornecer abrigo do sol e refúgio no caso de chuvas fortes. Para cada captura, foi registrada a espécie, a localização da armadilha, a data e a hora.

Figura 2 – Armadilha de interceptação e queda (*pitfall trap*) em vegetação campestre.



Foram realizadas buscas visuais diurnas e noturnas nos cinco tipos de vegetação (CA, SA, FL, PI, EU). A procura foi feita livremente em microambientes normalmente utilizados por serpentes (i.e. tocas, troncos caídos, rochas, cupinzeiro, vegetação). Ao final de cada busca foi computado o tempo de duração da atividade realizada por cada coletor. Para cada encontro, foi registrada a espécie, a coordenada geográfica, a data, a hora, o hábitat e o comportamento da serpente. Para indivíduos encontrados em estradas que dividem dois ou mais tipos de vegetação, foi considerada a vegetação da qual o animal estava saindo, em caso de deslocamento, ou a mais próxima, em caso de repouso. Os animais foram fotografados e soltos no local de captura.

De forma complementar, foram registrados encontros ocasionais e encontros por terceiros a partir da colaboração de usuários da UC com registros de imagens e localização de serpentes.

Figura 3 – Tipos de vegetação não alterada na área 1 da FLONA de Brasília. A) Campestre; B) Florestal; C) Savânica; D) Estrutura da vegetação de formação savânica.

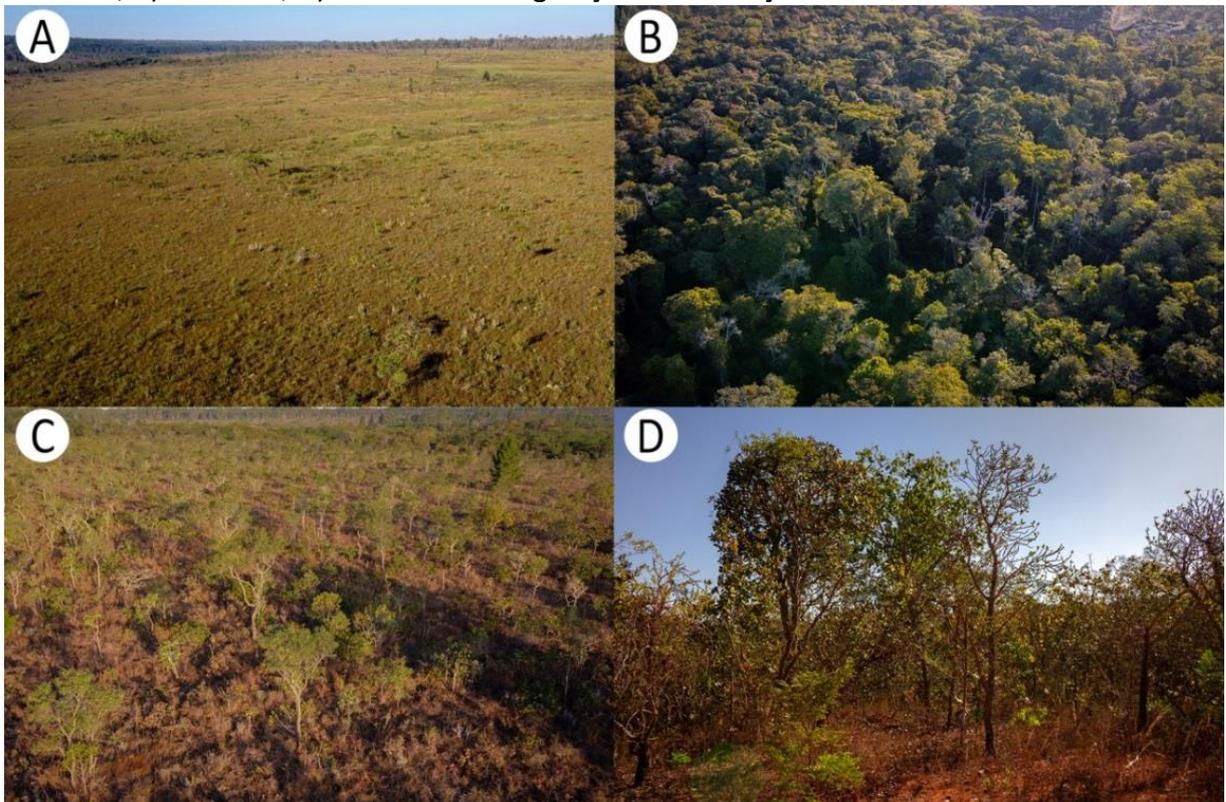
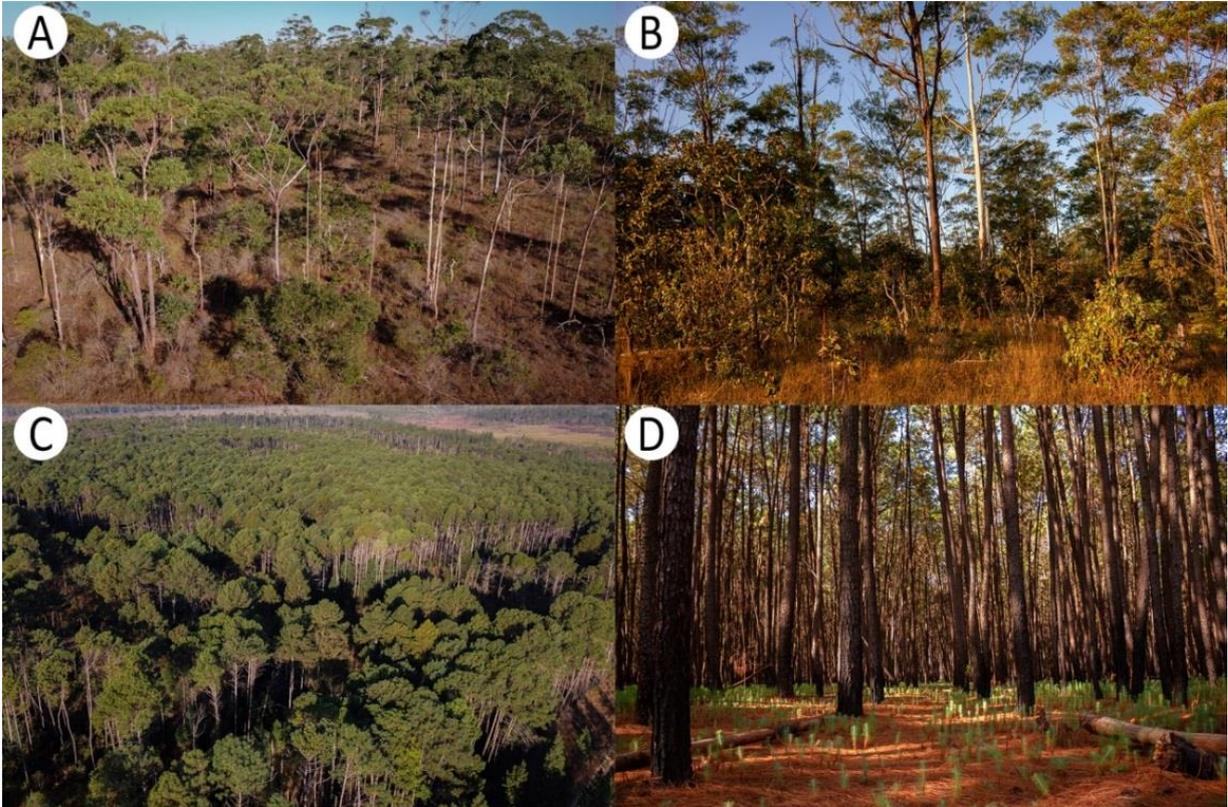


Figura 4 - Tipos de vegetação alterada na área 1 da FLONA de Brasília. A) Plantio de *Eucalyptus* sp.; B) Estrutura da vegetação de plantio de *Eucalyptus* sp.; C) Plantio de *Pinus* sp.; D) Estrutura da vegetação de plantio de *Pinus* sp.



3.3 Análise dos dados

A diversidade alfa de serpentes foi estimada usando o índice de Shannon-Wiener (H'). Para testar a primeira hipótese (1) foram calculadas separadamente as diversidades alfa para as amostras de áreas com vegetação alterada e não alterada, a significância da diferença entre as diversidades foi testada com o teste t de Hutcheson para duas comunidades (HUTCHESON, 1970). Foi calculada a diversidade total de serpentes para a área de estudo. Adicionalmente foi utilizado o índice de Pielou (J'), calculando separadamente a equitabilidade das áreas com vegetação alterada e não alterada. As análises foram realizadas no programa R (Versão 4.2.0, R, 2022) a partir do pacote “ecoTest” (SALINAS; RAMIREZ-DELGADO, 2021).

A riqueza estimada para a área de estudos foi calculada a partir dos estimadores não paramétricos ACE, ICE, Chao 1, Chao 2, Jackknife 1, Jackknife 2 e Bootstrap (*sensu* HORTAL; BORGES; GASPAR, 2006). Foi construída uma curva de rarefação a partir de Sobs Mao Tau com base no número de indivíduos para checar a suficiência amostral de todos os métodos

de amostragem somados. As análises foram realizadas no programa EstimateS (Versão 9.1.0, COLWELL, 2013) com 1000 randomizações.

Para investigar diferenças na composição da comunidade entre os tipos de vegetação (2) foi utilizada uma análise de agrupamento baseada na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis e calculada a beta diversidade através de dissimilaridade Sørensen (β_{sor}). Para avaliar os efeitos de *turnover* foi utilizado o índice de dissimilaridade de Simpson (β_{sim}) e para verificar os efeitos de aninhamento foi utilizada a fórmula $\beta_{nes} = \beta_{sor} - \beta_{sim}$. As análises foram realizadas no programa R (Versão 4.2.0, R, 2022).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As armadilhas *pitfall* capturaram 11 indivíduos de quatro espécies. Foram realizadas 174 horas e 10 minutos de buscas ativas distribuídas por 18 coletores não simultâneos, resultando no registro de 38 indivíduos de 13 espécies. 21 indivíduos de 11 espécies foram encontrados ocasionalmente. Outros 27 indivíduos de 12 espécies foram amostrados a partir de comunicação por terceiros (Tabela 1).

De modo geral, serpentes são animais particularmente difíceis de serem amostrados devido à sua baixa densidade populacional, sua camuflagem eficiente ou seus hábitos discretos (ARAUJO; CORRÊA-FILHO; SAWAYA, 2010; SAWAYA, 2004; ARAUJO; ALMEIDA-SANTOS, 2011; FRANÇA; BRAZ, 2013). A maior diversidade de serpentes registrada em busca ativa pode ser resultado da queima prescrita em março e abril de 2022. Por demanda da gestão da UC, foi realizado o acompanhamento da atividade por parte da equipe de coleta para o resgate da fauna afetada pelo fogo. Durante a atividade foram capturados 19 indivíduos, 13 deles em um único dia, um evento completamente atípico ao longo do estudo. O segundo fator decorre da diferença de esforço empenhado para busca em cada tipo de vegetação.

Tabela 1 – Lista das espécies de serpentes da área 1 da FLONA de Brasília e sua abundância por método de captura. Siglas: BA = busca ativa, CT = comunicação por terceiros, EO = encontro ocasional, PT = *pitfall*.

TAXA	PT	BA	EO	CT
ANOMALEPIDIDIDAE				
<i>Liotyphlops ternetzii</i>	7	2		1
BOIDAE				
<i>Boa constrictor</i>				3
<i>Epicrates crassus</i>			1	
COLUBRIDAE				
<i>Chironius brazili</i>			1	
<i>Chironius quadricarinatus</i>		1		
<i>Tantilla melanocephala</i>		1		1
DIPSADIDAE				
<i>Apostolepis albicollaris</i>				1
<i>Atractus pantostictus</i>		1		1
<i>Dipsas mikanii</i>		7	1	
<i>Erythrolamprus aesculapii</i>				2
<i>Erythrolamprus maryellenae</i>		1		
<i>Oxyrhopus guibei</i>		1	3	1
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	2	1		2
<i>Oxyrhopus trigeminus</i>		1		
<i>Phalotris nasutus</i>	1		1	
<i>Philodryas nattereri</i>			2	
<i>Philodryas patagoniensis</i>		2	2	2
<i>Taeniophallus occipitalis</i>			1	
VIPERIDAE				
<i>Bothrops itapetiningae</i>			2	
<i>Bothrops marmoratus</i>	1	15	4	4
<i>Bothrops moojeni</i>		2		3
<i>Crotalus durissus</i>		3	3	6
Total	11	38	21	27

O baixo número de indivíduos capturados pelas armadilhas *pitfall* (Tabela 1) pode ser explicado pelo período reduzido em que permaneceram em pleno funcionamento (CECHIN; MARTINS, 2000). Esse resultado condiz ao obtido em outras amostragens com duração semelhante em outras localidades de Cerrado (CECHIN; MARTINS, 2000; ARAUJO; ALMEIDA-SANTOS, 2011). Um agravante foi o incêndio em setembro de 2021, criando a necessidade de retirar e remanejar ou reinstalar as armadilhas após o fogo. Além disso, durante o período chuvoso, mesmo com furos para drenagem, os baldes eram alagados quase

diariamente, possibilitando a eventual fuga de indivíduos que estivessem no fundo do recipiente ou mesmo evitando a queda de indivíduos. No entanto, o uso de armadilhas de queda se mostrou muito importante para a captura de serpentes fossoriais (ARAUJO; CORRÊA-FILHO; SAWAYA; 2010; FIORILLO, 2020), como *L. ternetzii* e *P. nasutus* (Tabela 1).

No total foram documentados 97 indivíduos de 22 espécies ($H' = 2,59$) pertencentes a cinco famílias de serpentes para a área 1 da FLONA de Brasília (Tabela 2, Fig. 5 e 6). Dipsadidae foi a família mais rica, com 12 espécies, e Viperidae a mais abundante, com 43 indivíduos. Anomalepididae foi representada por apenas uma espécie (*Liotyphlops ternetzii*). As espécies mais comuns foram *Bothrops marmoratus* (N = 24), *Crotalus durissus* (N = 12) e *L. ternetzii* (N = 10). Sete espécies foram registradas a partir de um único indivíduo.

Figura 5 - Espécies de serpentes encontradas na área 1 da FLONA de Brasília. A) *Liotyphlops ternetzii*; B) *Philodryas patagoniensis*; C) *Philodryas nattereri*; D) *Boa constrictor*; E) *Taeniophallus occipitalis*; F) *Crotalus durissus*; G) *Chironius brazili*.



Figura 6 - Espécies de serpentes encontradas na área 1 da FLONA de Brasília. A) *Atractus pantostictus*; B) *Erythrolamprus aesculapii*; C) *Erythrolamprus maryellenae*; D) *Bothrops marmoratus*; E) *B. itapetiningae*; F) *B. moojeni*; G) *Oxyrhopus guibei*; H) *O. trigeminus*; I) *O. rhombifer*; J) *Apostolepis albicollaris*; K) *Phalotris nasutus*; L) *Tantilla melanocephala*; M) *Chironius quadricarinatus*; N) *Epicrates crassus*; O) *Dipsas mikanii*.



A amostra não atingiu a riqueza estimada por nenhum dos estimadores e a curva de rarefação baseada em número de indivíduos não mostrou tendência à estabilidade (Fig. 7). Apesar disso, a riqueza estimada para a FLONA variou entre 24,97 (Chao 1) e 33,75 (Jackknife 2), sugerindo que nossa amostra corresponde entre 65,2% e 88,1% da riqueza de serpentes esperada para a área (Tabela 2).

Figura 7 - Curva de rarefação com base em abundância (Mao Tau).

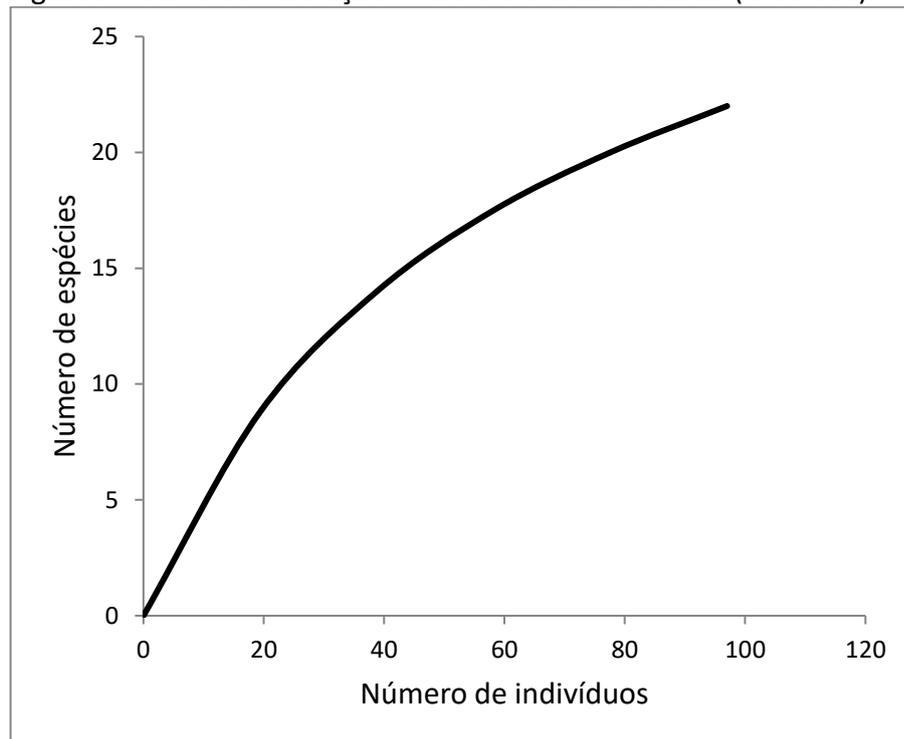


Tabela 2 - Percentual de riqueza amostrada em relação à riqueza média \pm desvio padrão estimada por cada estimador.

Estimador	Riqueza estimada (Média \pm DP)	Riqueza amostrada (%)
ACE	27,93 \pm 0,00	78,8
ICE	32,66 \pm 0,00	67,4
Chao 1	24,97 \pm 3,16	88,1
Chao 2	28,00 \pm 5,20	78,6
Jackknife 1	30,00 \pm 2,19	73,3
Jackknife 2	33,75 \pm 0,00	65,2
Bootstrap	25,72 \pm 0,00	85,5

Considerando o tempo de coleta e o tamanho da área de estudos, a riqueza de serpentes encontrada para a Área 1 da FLONA de Brasília está dentro do padrão esperado

em comparação com outras localidades de Cerrado, que possuem entre 16 e 57 espécies de serpentes (CECHIN; MARTINS, 2000; VAZ-SILVA et al., 2007; RECODER; NOGUEIRA, 2007; SAWAYA, MARQUES; MARTINS, 2008; VALDUJO et al., 2009; ARAUJO; CORRÊA-FILHO; SAWAYA, 2010; ARAUJO; ALMEIDA-SANTOS, 2011; BARROS, 2011; MORAIS et al., 2012; FRANÇA; BRAZ, 2013; BARROS et al., 2017; RIOS et al., 2017; COLLI et al., 2020; FIORILLO; MACIEL; MARTINS, 2021; GUERRA et al., 2022). Apesar disso, a curva de acumulação de espécies e as riquezas estimadas sugerem que ainda existem espécies a serem registradas na área (Fig. 7, Tabela 2). A menor riqueza estimada indicou aproximadamente 25 espécies, enquanto os demais estimadores indicam aproximadamente 30 espécies em média. Os estimadores ACE e Chao 1 calculam a riqueza com base na abundância, logo, são menos precisos em amostra com pequeno tamanho amostral. Já em todos os outros estimadores o efeito é inverso, pois são baseados em incidência de espécies, portanto menos sensíveis a pequenas amostras (HORTAL; BORGES; GASPAR, 2006). Nesse sentido, é mais provável que a riqueza de espécies da área seja mais próxima dos valores estimados por estimadores baseados em incidência, em média 30 espécies aproximadamente.

Nesse estudo, 18 das 22 espécies registradas são consideradas vulneráveis ou ameaçadas de extinção no Distrito Federal (FRANÇA; ARAUJO, 2006). Dessas, quatro são raras no DF (*Apostolepis albicollaris*, *Erythrolamprus maryellenae*, *A. pantostictus* e *P. nasutus*; Fig. 6A, C, J e K). *B. itapetiningae* também pode ser considerada uma espécie rara (LEÃO et al., 2014), além de classificada como quase ameaçada de extinção (NT) (ICMBIO, 2018). Com exceção de *P. nasutus*, todas as espécies raras foram encontradas apenas em ambientes não alterados.

Todas as espécies raras encontradas durante o estudo são típicas de formações abertas de Cerrado (FRANÇA et al., 2008). Isso pode estar relacionado com a maior proporção desses ambientes em relação a ambientes florestais (VALDUJO et al., 2009, ARAUJO; CORRÊA-FILHO; SAWAYA, 2010). Espécies raras normalmente são especialistas que dependem de condições específicas para sua existência, sendo sensíveis a alterações no ambiente (FRANÇA; ARAUJO, 2006; LEÃO et al., 2014). Isso pode explicar o encontro de espécies raras quase exclusivamente em ambientes não alterados e de espécies mais comuns e generalistas em ambientes alterados (GAINSBURY; COLLI, 2014), reforçando a necessidade de manter e recuperar a vegetação nativa para melhor eficácia na conservação (ARAUJO; ALMEIDA-SANTOS, 2011, FRANÇOSO et al., 2015).

A jararaca *B. marmoratus* é típica de formações abertas (CARRASCO et al. 2020). Embora sua maior abundância tenha sido registrada em ambientes não alterados, a espécie também esteve muito presente nos plantios de eucalipto. De forma geral, *B. marmoratus* pode ser considerada uma espécie generalista e tolerante às alterações na vegetação (FRANÇA; ARAUJO, 2006), e sua dominância pode estar favorecida pelas características estruturais dos plantios de eucalipto mesclados com vegetação de Cerrado, que podem beneficiar espécies mais tolerantes (GAINSBURY; COLLI, 2014).

Os habitats SA e CA apresentaram respectivamente maior riqueza e maior abundância de serpentes, seguidas de plantios de EU e FL respectivamente (Tabela 3). Em SA foram encontrados 28 indivíduos de 14 espécies. Em CA foram encontrados 36 indivíduos de 12 espécies. Em FL foram encontrados seis indivíduos de três espécies. Em EU foram encontrados 24 indivíduos de 12 espécies. Somente três indivíduos de três espécies foram encontrados em PI (Tabela 3). *P. nattereri* e *Epicrates crassus* foram encontradas apenas em EU, *Taeniophallus occipitalis* foi encontrada apenas em PI, enquanto *L. ternetzii* foi encontrada em todos os tipos de vegetação. Não houve diferença estatística entre a diversidade alfa dos ambientes alterados ($H' = 2,29$) e não alterados ($H' = 2,51$) (Hutcheson t-estatística = -1,21; cv = 59,95; p-valor >0,05).

Tabela 3 – Lista de espécies de serpentes da área 1 da FLONA de Brasília e sua abundância por tipo de vegetação. Siglas: SA = savânico, CA = campestre, FL = florestal, EU = eucaliptos, PI = pinheiros.

TAXA	CA	SA	FL	EU	PI	N
ANOMALEPIDIDIDAE						
<i>Liotyphlops ternetzii</i>	1	4	1	3	1	10
BOIDAE						
<i>Boa constrictor</i>	1	1		1		3
<i>Epicrates crassus</i>				1		1
COLUBRIDAE						
<i>Chironius brazili</i>			1			1
<i>Chironius quadricarinatus</i>	1					1
<i>Tantilla melanocephala</i>		1		1		2
DIPSADIDAE						
<i>Apostolepis albicollaris</i>		1				1
<i>Atractus pantostictus</i>	1	1				2
<i>Dipsas mikanii</i>	8					8
<i>Erythrolamprus aesculapii</i>		1		1		2
<i>Erythrolamprus maryellenae</i>	1					1
<i>Oxyrhopus guibei</i>	3	1		1		5
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	2	2		1		5
<i>Oxyrhopus trigeminus</i>	1					1
<i>Phalotris nasutus</i>		1		1		2
<i>Philodryas nattereri</i>				2		2
<i>Philodryas patagoniensis</i>	3	1		2		6
<i>Taeniophallus occipitalis</i>					1	1
VIPERIDAE						
<i>Bothrops itapetiningae</i>		2				2
<i>Bothrops marmoratus</i>	11	7		5	1	24
<i>Bothrops moojeni</i>		1	4			5
<i>Crotalus durissus</i>	3	4		5		12
Total	36	28	6	24	3	97

O índice de diversidade de Shannon-Wiener calculado para serpentes da FLONA de Brasília é similar ao encontrado em outros estudos em ambientes com vegetação aberta (RECODER; NOGUEIRA, 2007; SALES; LISBOA; FREIRE, 2009). Muito embora as diversidades de ambientes alterados e não alterados não apresentarem diferenças significativas, este resultado foi fortemente influenciado pelos vieses amostrais já mencionados. Principalmente pelas queimas prescritas, onde grande parte da abundância amostrada durante este evento foi composta por *B. marmoratus* e *C. durissus*.

Além de facilitar os encontros (VALDUJO; NOGUEIRA; MARTINS, 2002), as queimadas interferem nos padrões de seleção do habitat por serpentes, pois alteram a estrutura da vegetação e a disponibilidade de recursos, podendo beneficiar espécies generalistas (HOWZE; SMITH, 2021). Isso explica a grande abundância de *B. marmoratus* em áreas queimadas, afetando negativamente a equitabilidade em áreas com vegetação nativa. A remoção da cobertura vegetal pelo fogo também favorece predadores oportunistas que, associados à mortalidade direta pelo fogo, podem dificultar os processos de repovoamento das áreas queimadas, ocasionando perda de diversidade (RUSSELL; LEAR; GUYNN, 1999; SETSER; CAVITT, 2003).

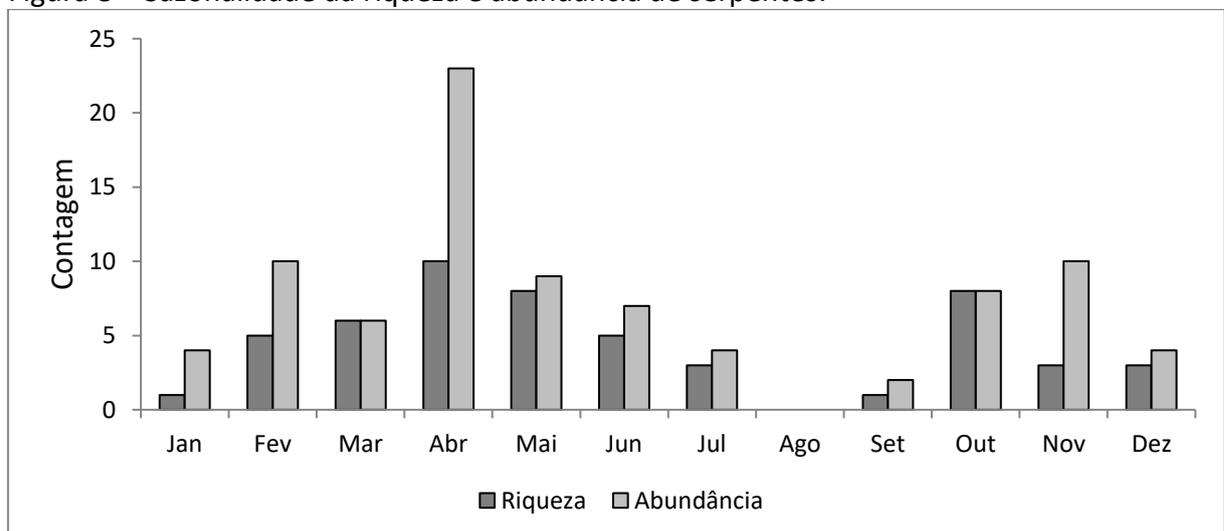
No que tange o uso do habitat, 97,9% dos indivíduos foram registrados no chão, apenas um indivíduo de *Bothrops moojeni* e um de *L. ternetzii* foram observados nadando. A maioria dos indivíduos foi encontrada em estradas internas (N = 45; 46,4%), os demais foram encontrados em trilhas (N = 6; 6,8%), sobre o solo (N = 13, 14,8%), sob cupinzeiros (N = 13; 13,4%), em serapilheira (N = 4; 4,1%) e na água (N = 2; 2,1%), ou capturados por armadilhas (N = 11, 11,34%). Desconsiderando os indivíduos capturados em armadilhas, 47 indivíduos foram encontrados se deslocando, cinco indivíduos foram encontrados em forrageamento e nove em repouso, além de sete ovos de *Dipsas mikanii*. Oito serpentes foram encontradas mortas, sendo um indivíduo de *B. marmoratus*, um de *Philodryas nattereri* e um de *Atractus pantostictus* atropelados, um exemplar de *Phalotris nasutus* provavelmente morto por visitantes (sinais de agressão) em uma trilha, um espécime de *Oxyrhopus guibei* com sinais de predação (perfurações por mordida) e três queimados durante a queima prescrita (*Boa constrictor*, *B. marmoratus* e *O. guibei*).

As estradas não pavimentadas presentes da FLONA de Brasília não parecem ser um impeditivo para o deslocamento de serpentes, especialmente para espécies terrestres, generalistas e com alta mobilidade (HARTMANN; HARTMANN; MARTINS, 2011). O uso de estradas por répteis pode estar associado muitas vezes a características reprodutivas e ecofisiológicas de cada espécie (ROE; GEORGES, 2007; MCCARDLE; FONTENOT, 2016). Com isso, atropelamentos são mais uma ameaça para as serpentes, especialmente nos dias com maior movimentação de ciclistas (WAGNER; BRUNE; POPESCU, 2021). Por outro lado, há risco aos usuários (PONTES, 2006), haja vista a grande abundância de serpentes peçonhentas registrada neste estudo, inclusive nas estradas e trilhas.

As únicas espécies com hábitos arborícolas encontradas durante o estudo foram *Chironius quadricarinatus* e *C. brazili* (Fig. 5G, Fig. 6M). Um único indivíduo de *C. quadricarinatus* foi visto no chão fugindo do fogo durante uma queima prescrita e outro indivíduo de *C. brazili* foi encontrado no chão em um dos caminhos que dão acesso às armadilhas. A única espécie semiaquática registrada foi *E. maryellenae*, um único indivíduo da espécie foi encontrado sob um cupinzeiro em um campo úmido próximo ao córrego. Esse resultado demonstra a dificuldade em amostrar serpentes arborícolas pelos métodos utilizados, ocasionando incerteza sobre a presença ou ausência de mais espécies com esse hábito na área (RIOS et al., 2017). O mesmo pode ter ocorrido para amostragem de espécies semiaquáticas.

Quanto à sazonalidade (Fig. 8), abril apresentou a maior abundância, com 23 indivíduos, seguido de fevereiro e novembro, ambos com 10 indivíduos. Abril também apresentou maior riqueza, com 10 espécies, seguido de outubro com oito espécies. Nenhuma serpente foi encontrada em agosto.

Figura 8 – Sazonalidade da riqueza e abundância de serpentes.



A riqueza e abundância de serpentes foram maiores no início e no final da estação chuvosa. Normalmente a diversidade de serpentes no Cerrado é maior no meio da estação chuvosa, estando fortemente associada ao volume de chuvas (FRANÇA; BRAZ, 2013). Este é mais um efeito decorrente do manejo integrado do fogo e do incêndio que ocorreram durante o estudo. Uma representação mais precisa da sazonalidade pode ser alcançada com a continuidade do trabalho por pelo menos mais um ano, visando diluir os efeitos de

eventos atípicos (GUILAM, 2013). Todavia, percebe-se tendência da amostra para o padrão sazonal de atividades de outras localidades de Cerrado.

A análise de dissimilaridade de Bray-Curtis (Fig. 9) revelou dois principais agrupamentos que apresentam grande distinção entre si. Um deles composto por PI e FL, que apresentam, da mesma forma, grande dissimilaridade entre si, já que possuem poucas espécies e algumas delas registradas exclusivamente em cada um desses ambientes. O outro agrupamento é composto por EU, SA e CA, sendo que EU e SA possuem a maior sobreposição de espécie, portanto, a menor dissimilaridade, formando assim um subgrupo em relação à CA. A análise de beta diversidade revelou grande heterogeneidade entre as comunidades de cada tipo de vegetação, e sendo influenciada principalmente pelo *turnover* ($\beta_{sor} = 0,70$; $\beta_{nes} = 0,21$; $\beta_{sim} = 0,49$) (Fig. 10). Por outro lado, a beta diversidade quando calculada para os conjuntos de áreas alteradas e não alteradas indica maior homogeneidade entre as comunidades com tendências ao efeito de aninhamento ($\beta_{sor}=0,38$; $\beta_{nes}=0,23$; $\beta_{sim}=0,14$).

Figura 9 - Dendrograma de agrupamento com base em dissimilaridade de Bray-Curtis.

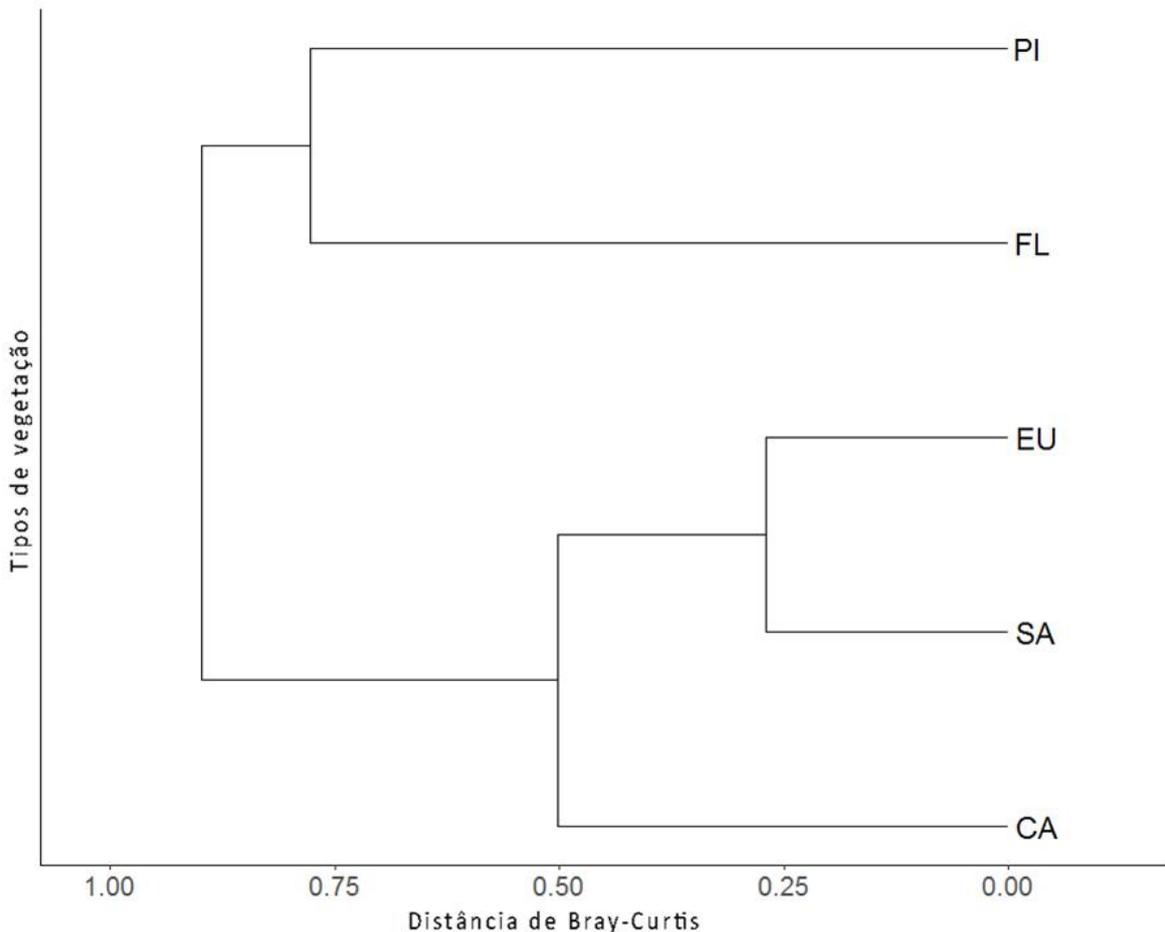
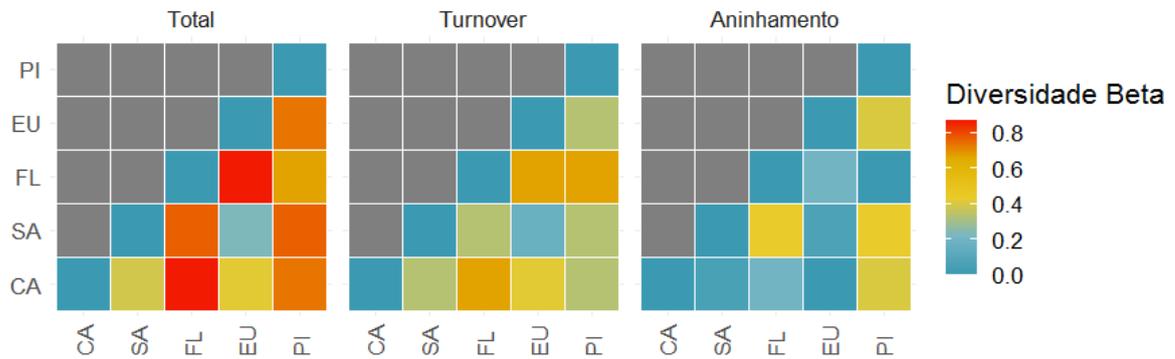


Figura 10 - Componentes da beta diversidade entre tipos de vegetação.



A comunidade de serpentes encontrada de SA é mais semelhante à comunidade de EU (vegetação alterada), que de CA ou FL (vegetação não alterada). A comunidade de PI foi mais relacionada com a comunidade de FL (Fig. 9). Embora haja influência do baixo número de registros em PI e FL, tal fenômeno pode ser explicado pelas características alelopáticas e competitivas mais expressivas em plantios de *Pinus* sp. (PEREIRA, 2015) em relação aos plantios de *Eucalyptus* sp. que permitem o crescimento de espécies nativas de Cerrado em seu entremeio (SARTORI; POGGIANI; ENGEL, 2002) (Fig. 4B e D). A presença de sub-bosque de cerrado nos talhões de eucalipto fornece uma estrutura de vegetação semelhante à encontrada em fitofisionomias savânicas, criando maior complexidade ambiental e, eventualmente, possibilitando o uso por espécies originárias de fitofisionomias de Cerrado (GARDA et al., 2013; GAINSBURY; COLLI, 2014; CAVALHERI; BOTH; MARTINS, 2015) (Fig 3D, Fig. 4B).

A baixa riqueza de serpentes em PI pode ser um resultado da baixa complexidade ambiental que esse ambiente fornece e das alterações estruturais da vegetação, reduzindo a disponibilidade de abrigos, proporcionando temperaturas mais baixas e redução da incidência de radiação solar (CERQUEIRA et al., 2003; MOTT; ALFORD; SCHWARZKOPF, 2010). Isso é evidenciado pela presença exclusiva de *L. ternetzii*, *T. occipitalis* e *B. marmoratus*, três espécies generalistas, nesse ambiente (FRANÇA; ARAUJO, 2006). Dessa forma, pode-se inferir que plantios de pinheiros é um habitat ruim ou negativo para a maioria das espécies de serpentes do Cerrado haja vista tamanha diferença em relação aos habitats nativos, e embora EU também forneça um ambiente ruim para muitas espécies,

ainda permite a montagem de comunidades relativamente mais complexas por fornecer ambientes semelhantes aos de vegetação nativa (CERQUEIRA et al., 2003).

Já a baixa riqueza de serpentes em FL deve estar atrelada ao fato de que, dentre as espécies de serpentes que ocorrem no DF, poucas utilizam ambientes florestais, e as que utilizam são normalmente arborícolas ou semiaquáticas (FRANÇA et al., 2008). Além disso, ambientes florestais são pouco representativos na área, que é composta em maior proporção por áreas abertas. Sendo assim, é coerente que a maior parte das espécies registradas seja típica dos ambientes mais presentes na área (VALDUJO et al., 2009, ARAUJO; CORRÊA-FILHO; SAWAYA, 2010).

Neste trabalho não foram avaliados os fatores que agem sobre a composição das comunidades em ambientes com vegetação alterada. No entanto, a diferença entre as comunidades de répteis em campos nativos e plantios de eucaliptos no Pampa esteve relacionada à estrutura da vegetação e às alterações químicas no solo (SACCOL; BOLZAN; SANTOS, 2017). De maneira semelhante, a composição estrutural e química da serrapilheira e a estrutura da vegetação em plantios de pinheiros na Austrália influenciou negativamente a presença de serpentes (MOTT; ALFORD; SCHWARZKOPF, 2010). Considerando-se a semelhança entre a estrutura das vegetações dessas áreas com as vegetações de Cerrado, esses podem ser fatores importantes para a montagem das comunidades de serpentes na FLONA de Brasília.

Os tipos de vegetação apresentam considerável diferença de composição nas comunidades de serpentes. Essa diferença é expressa no alto valor de *turnover* (troca de espécies) entre as comunidades de vegetação não alterada dada à maior disponibilidade e variação de microclimas e microhabitats (GARDA et al., 2013). No entanto, comunidades presentes na vegetação alterada apresentam forte tendência ao aninhamento, ou seja, expressam perda de espécies em relação a áreas não alteradas (Fig. 10). Dessa forma, manter áreas alteradas no interior da UC representa um grande prejuízo para a conservação da biodiversidade na FLONA de Brasília. Em contrapartida, a troca de espécies entre as comunidades das áreas não alteradas é fundamental para que a FLONA de Brasília desempenhe seu papel como unidade de conservação, protegendo o maior número de espécies possível (PATTERSON; ATMAR, 1986; CECHIN; MARTINS, 2000; JACQUEMYN; HONNAY; PAILLER, 2007; SI; BASELGA; DING, 2015; BERGAMIN et al., 2017). Nesse contexto, o manejo florestal visando à remoção total das espécies vegetais invasoras e gradual

recuperação da vegetação nativa é de grande importância para que a UC atinja o objetivo de conservar a biodiversidade.

Levando em conta as atualizações taxonômicas e biogeográficas, a riqueza de serpentes conhecida para o Distrito Federal é de 63 espécies (FRANÇA et al., 2008; HAMDAN; FERNANDES, 2015; NOGUEIRA et al., 2019; COSTA; GUEDES; BÉRNILS, 2021). Com isso, a riqueza amostrada na FLONA de Brasília representa 31,8% da riqueza conhecida para o DF. A área 1 corresponde a 0,58% da área do Distrito Federal (IBGE, 2021). Dado a prerrogativa de heterogeneidade na distribuição das espécies influenciada pelas características ecológicas, morfológicas e/ou filogenéticas (FRANÇA et al., 2008; GARDA et al., 2013; CAVALHERI; BOTH; MARTINS, 2015) e considerando seu tamanho e características, a área de estudo abriga uma relevante porção das espécies que ocorrem no DF. Tal resultado, associado à presença de espécies raras e ameaçadas, reforça a importância da UC para a conservação da biodiversidade de serpentes, mesmo considerando que parte de sua cobertura vegetal nativa foi substituída por silvicultura.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo revelou importantes aspectos acerca das comunidades de serpentes que devem ser considerados no manejo para a conservação da biodiversidade, especialmente na Floresta Nacional de Brasília. A continuidade dos estudos sobre répteis e anfíbios na área devem fornecer informações ainda mais robustas sobre a biodiversidade abrigada e a necessidade da completa inibição da silvicultura e recuperação da vegetação nativa. Embora tenha sido demonstrada a diferença entre os tipos de vegetação, não foi possível concluir quais fatores são determinantes para este resultado, incidindo na necessidade de realizar novos estudos que avaliem esses parâmetros.

REFERÊNCIAS

- ARAUJO, C. O.; ALMEIDA-SANTOS, S. M. Herpetofauna in a cerrado remnant in the state of Sao Paulo, Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 3, p. 47-62, jul., 2011.
- ARAUJO, C. O.; CORRÊA-FILHO, D. T.; SAWAYA, R. J. Snake assemblage of Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP: a Cerrado remnant in Southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 2, p. 235-245, abr., 2010.
- BARROS, A. B. **Herpetofauna do Parque Nacional da Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil**. 2011. 127 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
- BARROS, A. B.; MENEZES, F. A.; FALCONI, J. R.; GIOVANELLI, J. G. R. Fauna de répteis dos remanescentes florestais e cultivos agrícolas da Fazenda Cambuhy, municípios de Nova Europa e Tabatinga, região noroeste do estado de São Paulo. **Biotemas**, v. 30, n. 1, p. 79-90, mar., 2017.
- BERGAMIN, R. S.; BASTAZINI, V. A. G.; VÉLEZ-MARTIN, E.; DEBASTIANI, V.; ZANINI, K. J.; LOYOLA, R.; MÜLLER, S. C. Linking beta diversity patterns to protected areas: lessons from the Brazilian Atlantic Rainforest. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, p. 1557-1568, fev., 2017.
- BORGES, R. C.; ARAUJO, A. F. B. Seleção de hábitat em duas espécies de jararaca (*Bothrops moojeni* Hoge e *B. neuwiedi* Wagler). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 58, n. 4, p. 591-901, nov., 1998.
- BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 19 de jul 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 16 jun 2022.
- BRASIL. Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 23 de ago 2002. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm>. Acesso em: 17 jun 2022.
- CARRASCO, P. A.; GRAZZIOTIN, F. G.; FARFÁN, R. S. C.; KOCH, C.; OCHOA, J. A.; SCHROCCHI, G. J.; LEYNAUD, G. C.; CHAPARRO, J. C. A new species of *Bothrops* (Serpentes: Viperidae: Crotalinae) from Pampas del Heath, southeastern Peru, with comments on the systematics of *Bothrops neuwiedi* species group. **Zootaxa**, v. 3, n. 4565, p. 301-344, mar., 2019.
- CAVALHERI, H.; BOTH, C.; MARTINS, M. The interplay between environmental filtering and spatial processes in structuring communities: the case of neotropical snake communities. **Plos One**, v. 10, n. 6, jun., 2015.

CECHIN, S. Z.; MARTINS, M. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17, n. 3, p. 729-740, set., 2000.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T.; PARDINI, R. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (org.). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 183-200.

COLLI, G. R.; BASTOS, R. P.; ARAUJO, A. F. B. The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (org.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 223-241.

COLLI, G. R.; FRANÇA, F. G. R.; MESQUITA, D. O.; PANTOJA, D. L. Répteis da Trijunção e o itinerário de Spix e Martius entre o São Francisco e o Vão do Paranã. In: BRANDÃO, R. A.; BRANDÃO, R. D. F.; MACHADO, T. H.; SANTOS, N. J. (org.). **História Natural do Sertão da Trijunção do Nordeste, Centro-Oeste e Sudeste do Brasil**. São Paulo: PerSE. 2020. p. 128-147.

COLWELL, R. K. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples**. University of Connecticut, jun., 2012. Disponível em: <<https://www.robertkcolwell.org/pages/estimates>>. Acesso em: 17 jun 2022.

COSTA, H. C; GUEDES, T. B.; BÉRNILS, R. S. Lista de répteis do Brasil: padrões e tendências. **Herpetologia Brasileira**, v. 10, n. 3, p. 110-279, dez., 2021.

CUNHA, H. F; FERREIRA, A. A.; BRANDÃO, D. Composição e fragmentação do Cerrado em Goiás usando Sistema de Informação Geográfica (SIG). **Boletim Goiano de Geografia**, v. 27, n. 2, p. 139-152, jun., 2007.

DA SILVA, J. M. C. Biogeographic analysis of the South American Cerrado avifauna. **Steenstrupia**, v. 21, p. 49-67, 21 fev., 1995.

DESAFIO FLONA. **Regulamento**. 2021. Disponível em: <<https://desafioflona.com/wp-content/uploads/2021/11/Regulamento-V-Desafio-Flona-2021-.pdf>>. Acesso em: 20 mai. 2022.

DOMENICO, E. A. **Herpetofauna do Mosaico de Unidades de Conservação do Jucupiranga (SP)**. 2008. 200 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 355-363, ago., 2007.

EMMERT, L. **Dieta e uso do hábitat pelo lobo-guará (Chrysocyon brachyurus, Illiger, 1815) na Floresta Nacional de Brasília**. 2012. 85 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília.

FERNANDES, P. A.; PESSÔA, V. L. S. O Cerrado e suas atividades impactantes: Uma leitura sobre o garimpo, mineração e a agricultura mecanizada. **Observatorium**, v. 3, n. 7, p. 19-37, out., 2011.

FIORILLO, B. F. **Diversidade e efeitos da estrutura da vegetação sobre répteis Squamata em uma área de cerrado do Sudeste do Brasil: subsídios para o manejo de unidades de conservação**. 2020. 148 f. Tese (doutorado) - Universidade de São Paulo.

FIORILLO, B. F.; MACIEL, J. H.; MARTINS, M. Composition and natural history of a snake community from the southern Cerrado, southeastern Brazil. **ZooKeys**, n. 1056, p. 95-147, ago., 2021.

FRANÇA, F. G. R.; ARAÚJO, A. F. B. The conservation of snakes in central Brazil. **South American Journal of Herpetology**, v. 1, n. 1, p. 25-36, abr., 2006.

FRANÇA, F. G. R.; BRAZ, V. S. Diversity, activity patterns, and habitat use of the snake fauna of Chapada dos Veadeiros National Park in Central Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 74-85, jan., 2013.

FRANÇA, F. G. R.; MESQUITA, D. O.; NOGUEIRA, C. C.; ARAÚJO, A. F. B. Phylogeny and Ecology Determine Morphological Structure in a Snake Assemblage in the Central Brazilian Cerrado. **Copeia**, n. 1, p. 23-38, fev., 2008.

FRANÇOSO, R. D.; BRANDÃO, R. A.; NOGUEIRA, C. C.; SALMOA, Y. B.; MACHADO, R. B.; COLLI, G. R. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza & Conservação**, 13, p. 35-40, abr., 2015.

GAINSBURY, A. M. **Brazilian Central Cerrado Lizards in Introduced Eucalyptus Plantations: Human Mediated Habitat Disturbance Effects from Community Diversity to Population Divergence**. 2012. 110 f. Dissertação (Doutorado) - The University of Texas at Austin.

GAINSBURY, A. M.; COLLI, G. R. Effects of abandoned Eucalyptus plantations on lizard communities in the Brazilian Cerrado. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, p. 3155-3170, ago., 2014.

GARDA, A. A.; WIEDERHECKER, H. C.; GAINSBURY, A. M.; COSTA, G. C.; PYRON, R. A.; VIEIRA, G. H. C.; WERNECK, F. P.; COLLI, G. R. Microhabitat variation explains local-scale distribution of terrestrial amazonian lizards in Rondônia, western Brazil. **Biotropica**, v. 45, n. 2, p. 245-252, jul., 2013.

GUERRA, V.; RAMALHO, W. P.; MACHADO, I. F.; BRANDÃO, R. A. Herpetofauna of the Serra do Tombador Nature Reserve, State of Goiás, Central Brazil. **Arquivos de Zoologia**, v. 53, n. 3, p. 33-51, jun., 2022.

GUILAM, C. M. **Ecologia de estradas: A importância do tempo de estudo na localização dos hotspots para herpetofauna (Reptilia)**. 2013. 14 f. Monografia (Graduação) - Centro Universitário de Brasília.

HAMDAN, B.; FERNANDES, D. S. Taxonomic revision of *Chironius flavolineatus* (Jan, 1863) with description of a new species (Serpentes: Colubridae). **Zootaxa**, v. 1, n. 4012, p. 097-119, set., 2015.

HARTMANN, P. A; HARTMANN, M. T; MARTINS, M. Snake Road Mortality in a Protected Area in the Atlantic Forest of Southeastern Brazil. **South American Journal of Hepetology**, v. 6, n. 1, p. 35-42, abr., 2011.

HORTAL, J.; BELLO, F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; LEWINSOHN, T. M.; LOBO, J. M.; LADLE, R. J. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, p. 523-549, dez., 2015.

HORTAL, J.; BORGES, P. A. V.; GASPAR, C. Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, p. 274-287, jan., 2006.

HORTAL, J.; TRIANTIS, K. A.; MEIRI, S.; THÉBAULT, E.; SFENTHOURAKIS, S. Island species richness increases with habitat diversity. **The American Naturalist**, v. 174, n. 6, dez. 2009.

HOWZE, J. M.; SMITH, L. L. The influence of prescribed fire on site selection in snakes in the longleaf pine ecosystem. **Forest Ecology and Management**, v. 481, n. 118703, fev., 2021.

HUTCHESON, K. A test for comparing diversities based on the Shannon formula. **Journal of Theoretical Biology**, v. 29, p. 151-154, out., 1970.

IBGE. **IBGE**, 2021. Distrito Federal, panorama. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/panorama>>. Acesso em 21 mai. 2022.

ICMBIO. **Gov.br**. Informações sobre visitação - Floresta Nacional de Brasília. Disponível em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/cerrado/lista-de-ucs/flona-de-brasilia/informacoes-sobre-visitacao-floresta-nacional-de-brasilia>>. Acesso em 20 mai. 2022.

ICMBIO. **Plano de Manejo da Floresta Nacional de Brasília volume 1**. Brasília, 2016. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomasbrasileiros/cerrado/unidades-de-conservacao-cerrado/2070-flona-de-brasilia?highlight=WyJicmFzXHUwMGVkbGlhI0=>>>. Acesso em: 11 mar. 2021.

ICMBIO. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extin o**. Brasília: ICMBio, 2018. 4162 p.

JACQUEMYN, H.; HONNAY, O.; PAILLER, T. Range size variation, nestedness and species turnover of orchid species along an altitudinal gradient on Re union Island: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 136, p. 388-397, mai., 2007.

JUNIOR, J. C. R. **Influência de fatores ambientais e a relação entre os padrões de diversidade beta taxonômica e diversidade beta funcional de serpentes neotropicais**. 2019. 119 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina.

JUVENAL, T. L.; MATTOS, R. L. G. O setor florestal no Brasil e a importância do reflorestamento. **BNDES Setorial**, n. 16, p. 3-30, set., 2002.

KARTHIK, P.; KALAIMANI, A.; NAGARAJAN, R. An inventory on herpetofauna with emphasis on conservation from Gingee Hills, Eastern-Ghats, Southern India. **Asian Journal of Conservation Biology**, v. 7, n. 1, p. 2-16, jul., 2018.

LEÃO, S. M.; PELEGRIN, N.; NOGUEIRA, C. C.; BRANDÃO, R. A. Natural history of *Bothrops itapetiningae* Boulenger, 1907 (Serpentes: Viperidae: Crotalinae), an endemic species of the Brazilian Cerrado. **Journal of Herpetology**, v. 48, n. 3, p. 324-331, set., 2014.

MACEDO, R. H. F. 2002. The avifauna: ecology, biogeography, and behavior. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (org.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York, Columbia University Press, 2002. p. 242-265.

MACIEL, S. **Ocorrência e Representatividade de Anuros em Unidades de Conservação do Estado de Goiás e do Distrito Federal**. 2015. 33 f. Monografia (Graduação) - Universidade de Brasília.

MARINHO-FILHO, J.; RODRIGUEZ, F. H. G. ; JUAREZ, K. M. The cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history, p. 266-284. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (org.). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical Savanna**. New York, Columbia University Press, 2002. p. 266-284.

MCCARDLE, L. D.; FONTENOT, C. L. The influence of thermal biology on road mortality risk in snakes. **Journal of Thermal Biology**, v. 56, p. 39-49, fev., 2016.

MORAIS, A. R.; BASTOS, R. P.; VIEIRA, R.; SIGNORELLI, L. Herpetofauna da Floresta Nacional de Silvânia, um remanescente de Cerrado no Brasil Central. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 7, n. 2, p. 114-121, ago., 2012.

MOTT, B.; ALFORD, R. A.; SCHWARZKOPF, L. Tropical reptiles in pine forests: Assemblage responses to plantations and plantation management by burning. **Forest Ecology and Management**, v. 259, p. 916-925, fev., 2010.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, fev., 2000.

NAVEGA-GONÇALVES, M. E. C.; PORTO, T. Conservação de serpentes nos biomas brasileiros. **Bioikos**, v. 30, n. 1, p. 55-76, jun., 2016.

NOGUEIRA, C.; ARGÔLO, A. J. S.; ARZAMENDIA, V.; AZEVEDO, J. A.; BARBO, F. E. et al. Atlas of Brazilian Snakes: Verified Point-Localities Maps to Mitigate the Wallacean Shortfall in a

Megadiverse Snake Fauna. **South American Journal of Herpetology**, v. 14, n. 1, p. 1-274, dez. 2019.

NOGUEIRA, C.; COLLI, G. R.; COSTA, G.; MACHADO, R. B. Diversidade de répteis Squamata e evolução do conhecimento faunístico no Cerrado. In: DINIZ, I. R. et al. (org.). **Cerrado: conhecimento científico como subsídios quantitativos para a conservação**. Brasília: Universidade de Brasília - UnB, 2010. p. 330-371.

NOGUEIRA, C.; COLLI, G. R.; MARTINS, M. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. **Austral Ecology**, v. 34, p. 84-96, jan., 2009.

NOGUEIRA, C.; RIBEIRO, S.; COSTA, G. C.; COLLI, G. R. Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot: distribution patterns of Cerrado squamate reptiles. **Journal of Biogeography**, v. 38, n. 10, p. 1907-1922, jun., 2011.

OLIVEIRA, A. D.; MELLO, A. A.; SCOLFORO, J. R. S.; RESENDE, J. L. P.; MELO, J. I. F. Avaliação econômica da regeneração da vegetação de cerrado, sob diferentes regimes de manejo. **Árvore**, v. 26, n. 6, p. 715-726, nov., 2002.

PATTERSON, B. D.; ATMAR, W. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 28, p. 65-82, mai., 1986.

PEREIRA, P. H. **Alelopatia em acículas verdes de Pinus elliottii: Subsídios para a ecologia de invasão**. 2015. 31 f. Trabalho de conclusão de curso (graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

PONTES, J. A. L. Planejamento, manejo de trilhas e impactos na fauna. In: **CONGRESSO NACIONAL DE PLANEJAMENTO E MANEJO DE TRILHAS**, 1., 2006, Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: GEA/UERJ/TECHNOGAIA, 2006, p. 1-14.

PÜTTKER, T.; CROUZEILLES, R.; ALMEIDA-GOMES, M. et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, n. 108368, jan. 2020.

R Development Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2021. Disponível em: <<http://www.Rproject.org>> Acesso em 08 abr. 2021.

RECODER, R.; NOGUEIRA, C. Composição e diversidade de Répteis Squamata na região sul do Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Brasil Central. **Biota Neotropica**, v. 7, n. 3, p. 267-278, set., 2007.

RIOS, C. H. V.; NOVELLI, I. A.; HUDSON, A. A.; COZENDEY, P.; LIMA, L. C.; SOUSA, B. M. Communities and occurrences of Squamata reptiles in different vegetation types of the Serra de São José, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 17, n. 1, e20150103, 2017.

ROE, J. H.; GEORGES, A. Heterogeneous wetland complexes, buffer zones, and travel corridors: Landscape management for freshwater reptiles. **Biological Conservation**, v. 135, p. 67-76, fev., 2007.

RUSSELL, K. R.; LEAR, D. H. V.; GUYNN, JR., D. C. Prescribed fire effects on herpetofauna: review and management implications. **Wildlife Society Bulletin**, v. 27, n. 2, p. 374-384, 1999.

SACCOL, S. S. A.; BOLZAN, A. M. R.; SANTOS, T. G. In the Shadow of Trees: Does Eucalyptus Afforestation Reduce Herpetofaunal Diversity in Southern Brazil?. **South American Journal of Herpetology**, v. 12, n. 1, p. 42-56, abr., 2017.

SALES, R. F. D.; LISBOA, C. M. C. A.; FREIRE, E. M. X. Répteis Squamata de remanescentes florestais do campus da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal-RN, Brasil. **Cuadernos de Herpetología**, v. 23, n. 2, p. 77-88, set., 2009.

SALINAS, H.; RAMIREZ-DELGADO, D. **Community ecology tests**. 2021. Disponível em: <<https://github.com/hugosal/ecolTest>>. Acesso em: 10 jun. 2022.

SARTORI, M. S.; POGGIANI, F.; ENGEL, V. L. Regeneração da vegetação arbórea nativa no sub-bosque de um povoamento de Eucalyptus saligna Smith. Localizado no Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, n. 62, p. 86-103, dez., 2002.

SAWAYA, R. J. **História natural e ecologia das serpentes de Cerrado da região de Itirapina, SP**. 2004. 159 f. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Campinas.

SAWAYA, R. J.; MARQUES, O. A. V.; MARTINS, M. Composição e história natural das serpentes de Cerrado de Itirapina, São Paulo, sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 127-149, abr., 2008.

SETSER, K.; CAVITT, J. F. Effects of Burning on Snakes in Kansas, USA, Tallgrass Prairie. **Natural Areas Journal**, v. 23, n. 4, p. 315-319, out., 2003.

SI, X.; BASELGA, A.; DING, P. Revealing beta-diversity patterns of breeding bird and lizard communities on inundated land-bridge islands by separating the turnover and nestedness components. **Plos One**, v. 10, n. 5, mai., 2015.

SILVA, L. G.; MENDES, I. C.; JUNIO, F. B. R.; FERNANDES, M. F.; MELO, J. T.; KATO, E. Atributos Físicos, Químicos e Biológicos de um Latossolo de Cerrado sob Plantio de Espécies Florestais. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, p. 1-22, jun., 2009.

SILVA, R. C. C. **O ambiente e a diversidade das serpentes no estado do Tocantins-Brasil**. 2017. 156 f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Palmas.

SILVA, R. I.; NASCIMENTO, L. F.; SANTOS, V. C.; CARREGARO, J. B. Comparação da Artopodofauna em Monocultura de Eucaliptos e Cerrado da FLONA no Distrito Federal. **Ensaio e Ciência: Ciências Biológicas, Agrárias e da Saúde**, v. 16, n. 2, p. 105-115, out., 2012.

SILVANO, D. L.; COLLI, G. R.; DIXO, M. B. O.; PIMENTA, B. V. S.; WIEDERHECKER, H. C. Anfíbios e Répteis. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (org.). **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. Brasília: MMA/SBF, 2003. p. 183-200.

TEODORO, L. O. **Como a cienciometria pode contribuir para reduzir lacunas de conhecimento sobre anfíbios e répteis em diferentes escalas geográficas?**. 2019. 86 f. Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

VALDUJO, P. H.; NOGUEIRA, C. C.; BAUMGARTEN, L.; RODRIGUES, F. H. G.; BRANDÃO, R. A.; ETEROVIC, A.; RAMOS-NETO, M. B.; MARQUES, O. A. V. Squamate Reptiles from Parque Nacional das Emas and surroundings, Cerrado of Central Brazil. **Check List**, v. 5, n. 3, p. 405-417, ago., 2009.

VALDUJO, P. H.; NOGUEIRA, C.; MARTINS, N. Ecology of Bothrops neuwiedi pauloensis (Serpentes: Viperidae: Crotalinae) in the Brazilian Cerrado. **Journal of Herpetology**, v. 36, n. 2, p. 169-176, jun., 2002.

VAZ-SILVA, W.; GUEDES, A. G.; AZEVEDO-SILVA, P. L.; GONTIJO, F. F.; BARBOSA, R. S.; ALOÍSIO, G. R.; OLIVEIRA, F. C. G. Herpetofauna, Espora Hydroelectric Power Plant, state of Goiás, Brazil. **Check List**, v. 3, n. 4, p. 338-345, nov., 2007.

WAGNER, R. B.; BRUNE, C. R.; POPESCU, V. D. Snakes on a lane: Road type and edge habitat predict hotspots of snake road mortality. **Journal of Nature Conservation**, v. 61, n. 125978, jun., 2021.

WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; MCPEEK, M. A.; DONOGHUE, M. J. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, n. 33, p. 475-505, 14, ago. 2002.

WHITTAKER, R. J.; ARAÚJO, M. B.; JEPSON, P.; LADLE, R. J.; WATSON, J. E. M.; WILLIS, K. J. Conservation Biogeography: assessment and prospect. **Diversity and Distributions**, v. 11, n. 1, p. 3-23, jan., 2005.