



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
Câmpus de São José do Rio Preto

Natália Ferreira Torello Viera

Herpetofauna de fragmentos florestais do município de São Paulo

São José do Rio Preto

2020

Natália Ferreira Torello Viera

Herpetofauna de fragmentos florestais do município de São Paulo

Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Câmpus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Orientador: Prof. Dr. Otavio A. V. Marques

São José do Rio Preto

2020

T678h Torello-Viera, Natália Ferreira
Herpetofauna de fragmentos florestais do município de São Paulo / Natália Ferreira Torello-Viera. -- São José do Rio Preto, 2020
117 p.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto
Orientador: Otavio Augusto Vuolo Marques

1. Anfíbios. 2. Répteis. 3. Diversidade. 4. Ecomorfologia. I. Título.

Natália Ferreira Torello Viera

Herpetofauna de fragmentos florestais do município de São Paulo

Tese apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto – SP.

Financiadora: CAPES

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Otavio A. V. Marques
UNESP – Câmpus de São José do Rio Preto/SP
Orientador

Prof^a. Dr^a. Denise de Cerqueira Rossa-Feres
UNESP – Câmpus de São José do Rio Preto/SP

Prof^a. Dr^a. Paula Hanna Valdujo
WWF – Brasil

Prof^a. Dr^a. Vanessa Kruth Verdade
UFABC – Câmpus de Santo André/SP

Prof. Dr. Marcio Roberto Costa Martins
USP – Câmpus Butantã de São Paulo/SP

São José do Rio Preto

29 de outubro de 2020

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, à minha família, por todo carinho e apoio incondicional que sempre tive para seguir na carreira acadêmica.

À minha mulher, Tassiana Souza, por aguentar um ano e meio de falta de companhia durante meus campos, por todo o suporte nas minhas crises de ansiedade, e por não deixar eu desistir.

Ao meu orientador, Otavio Marques, pela confiança depositada em mim na realização dessa tese e pelos ensinamentos desses mais de oito anos de trabalho.

Ao Michel Garey, antes de tudo, agradeço por me acolher e topar me co-orientar quando tive que mudar de projeto pela terceira vez. Agradeço também por me ensinar a fazer as análises, pelas correções atenciosas da minha tese, e principalmente por confiar na minha força e por todo apoio nesses últimos dias de escrita. Sua contribuição foi valiosíssima.

Ao Mauro Teixeira Jr., meu eterno agradecimento. Por me ajudar muito desde a coleta de dados até as discussões nas madrugadas. Obrigada por corrigir meus textos exaltando os pontos fortes, por se animar junto comigo, por fazer eu voltar acreditar no potencial do meu trabalho e no meu próprio potencial, especialmente nessa etapa final, durante o distanciamento social. Muito obrigada por dividir tantos chocolates, por compartilhar suas histórias de campos e de vida, e pela amizade.

À Karina Banci agradeço muito por todas as discussões e correções da minha tese. Mas principalmente à amizade e parceria profissional incríveis, por ser a pessoa que mais acredita em mim e me incentiva, por ser meu braço direito e esquerdo, minha marida, jabuticabinha, melhor companhia de campo, melhor amiga, meu porto seguro. Eu não teria chegado até aqui sem seu apoio.

Ao Lucas Siqueira agradeço a ajuda enorme nas análises estatísticas e discussões, e pela paciência comigo nesse processo. Agradeço também pelos churrascos e modas de viola, piadas sem graça (zueira hahaha), por assistir os jogos do time Bumbumtantan, pela “broderagem na life” e por ter um coração enorme.

À Silara Batista, pelas correções tão importantes da minha tese e pelo apoio enorme durante esse período tão difícil. Você é uma das melhores companhias de cerveja e “xoquinhas”, e um dos maiores exemplos de garra e dedicação que eu tive na pós graduação.

Agradeço também aos três (Karina, Lucas e Silara) pelo grupo de pesquisa tão unido que criamos, pela parceria inigualável e por tantas risadas juntos. Amo vocês!

Ao Leo Malagoli, por toda a paciência para explicar os problemas taxonômicos e me ajudar muito com as identificações dos anfíbios, além do grande apoio ao longo de todo o meu trabalho.

À Serena Migliore agradeço demais por me tirar tantas dúvidas sobre os *Enyalius*, por me ouvir falar tanto, pelos cappuccinos e bolos na FFLCH, pelos treinos de futebol e corrida, pela animação de sempre e por deixar qualquer rolê divertido.

Ao Rodrigo Castello, por ser um estagiário tão dedicado e responsável, que era exatamente o que eu precisava durante meus campos. Por me ensinar a ser a orientadora que eu queria (imperfeita com certeza, mas que tenta sempre olhar as necessidades do seu “filhote”). Obrigada por me ajudar a crescer como profissional, e por se tornar meu amigo. Também agradeço à Luiza Teixeira, que apesar do seu período de estágio ter sido mais curto, me ajudou muito nos trabalhos de campo e na minha formação como orientadora.

Aos vários amigos, colegas de laboratório, amigos de amigos e estudantes de biologia que me ajudaram em campo, especialmente os que me ajudaram na instalação dos *pitfalls*. Foram realmente muitos, portanto não vou listá-los para não esquecer de ninguém. Muito obrigada mesmo!

À Maria José da Silva, agradeço muito pelo auxílio na compra das lonas e ensinamentos profissionais, mas principalmente pela escuta atenciosa e empática durante esses anos tão difíceis.

À Mari, Igor, Sérgio, Bruna, Ju, João, Ingrid e Stephanie, pela companhia na sala de despejo, cafés da tarde e risadas.

À Selma Almeida-Santos, pelo auxílio com transporte e lanches de campo junto ao Instituto Butantan, e pelo incentivo desde 2010.

À Cybele Lisboa, por ceder algumas fotos para minha tese e por todo apoio e suporte nas coletas no Zoológico, que assim como a equipe técnica e seguranças dos parques, sempre foi tão gentil e prestativa.

À Andressa Alencar, pela ajuda imensa com a caracterização da vegetação do Parque da Previdência e todas as dúvidas tiradas sobre botânica, pelas viagens, conversas, forrós, e por ser tão querida.

Por fim, agradeço às meninas do Herpetologia segundo herpetólogas e tantas outras herpetólogas, por tudo que significam para as mulheres da nossa área, por exaltar e empoderar nosso trabalho e principalmente por me mostrar que eu não estou sozinha nessa luta contra o machismo, que quase me fez desistir da carreira acadêmica.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Sapo é um pedaço de chão que pula.”

Manoel de Barros

RESUMO

A Floresta Atlântica é considerada um *hotspot* mundial, devido à sua riqueza de espécies, elevado número de endemismos e elevado grau de ameaça. Estima-se que restam de 11,4 a 16% de cobertura do bioma, devido, principalmente, à agricultura e expansão urbana, tendo sido reduzida a arquipélago de fragmentos florestais. Tais áreas tornam-se mais homogêneas, alterando as dinâmicas ecológicas e impactando a biodiversidade local. O município de São Paulo, localizado na região sudeste do Brasil, está inserido no bioma da Mata Atlântica, sofreu intensa fragmentação e é um bom exemplo de ambiente em que ocorrem mudanças ecológicas. Anfíbios e répteis são considerados grupos de grande importância como indicadores de mudanças ambientais, devido à sua reduzida mobilidade, alta especificidade de habitats e grandes exigências fisiológicas, sendo bons modelos de estudos em fragmentos florestais. Neste estudo, três fragmentos florestais da região metropolitana de São Paulo, de diferentes tamanhos e graus de isolamento, foram amostrados quanto à diversidade de herpetofauna. Além disso, a variação morfológica e o uso do habitat entre duas populações de *Enyalius perditus* (Squamata: Leiosauridae) foram analisados, também sob a perspectiva de tamanho e conectividade do fragmento florestal. A hipótese principal é de que o tamanho e conectividade destes fragmentos impacta a diversidade da herpetofauna, bem como a maneira como uma espécie de lagarto abundante utiliza o ambiente disponível. O Parque Estadual Serra da Cantareira (PEC), o maior fragmento amostrado, abriga considerável 39 espécies de anfíbios e 28 de répteis. No fragmento intermediário, o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), foram 26 e 23 espécies registradas de anfíbios e répteis, respectivamente. Por fim, no menor fragmento, Parque da Previdência (PP), 4 espécies de anfíbios e 9 espécies de répteis foram registradas. A extensa área de Mata Atlântica que cobre o PEFI, e principalmente o PEC, mantém a diversidade de guildas ecológicas dos grupos. Contudo, a riqueza e diversidade de guildas do PP são fortemente reduzidas. Em relação à ecologia de *E. perditus*, a morfologia e o uso do ambiente variaram entre sexos e populações. As variações ocorreram principalmente entre machos alopátricos, sendo que os do PEC apresentaram pernas e antebraços mais longos e exploraram mais o ambiente arbóreo quando comparados à população do PEFI. Tais aspectos parecem refletir as pressões de seleção natural e sexual que as populações

estão submetidas. Ademais, estrutura da vegetação do PEC parece exercer influência na morfologia do grupo mais arborícola. De maneira geral, o tamanho e a conectividade dos fragmentos influenciaram na herpetofauna das áreas amostradas, tanto no nível de comunidades quanto de populações. A fragmentação teve impacto principalmente nos anfíbios, porém lagartos parecem ser mais resilientes nas áreas amostradas, e algumas espécies podem se adaptar às diferentes pressões. Novos levantamentos de riqueza e diversidade de herpetofauna nesses e em outros fragmentos de Mata Atlântica podem contribuir grandemente para o esclarecimento do papel dessas áreas na manutenção da biodiversidade.

Palavras-chave: Herpetofauna. Fragmentação. Mata Atlântica. Comunidades. Populações.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is considered a global hotspot for conservation, due to its species richness, high number of endemic species and high human threat. It is estimated that only 11.4 to 16% of its original cover still remains, mainly due to agriculture and urban sprawl, having been reduced to archipelagos of forest fragments. Such areas become more homogeneous, resulting in changes in their ecological dynamics, ultimately impacting their local biodiversity. São Paulo municipality, which is located at southeastern Brazil, is inserted at the Atlantic Forest biome, and has undergone intense fragmentation, being a clear example of an impacted environment. Amphibians and reptiles are important indicators of environmental changes, due to their reduced mobility, high habitat specificity and physiological requirements, being model organisms for forest fragmentation studies. In this study, three forest fragments at the metropolitan region of São Paulo, with different sizes and degrees of isolation, had their herpetofauna sampled. In addition, morphological variation and habitat usage between two populations of *Enyalius perditus* (Squamata: Leiosauridae) were analyzed, also from a forest fragmentation perspective. The main hypothesis is that the size and connectivity of these fragments impact their herpetofauna diversity, as well as how an abundant lizard uses the available environment. At Serra da Cantreia State Park (PEC), the largest sampled fragment, 39 species of amphibians and 28 reptiles were recorded. In the intermediate fragment, Fontes do Ipiranga State Park (PEFI), 26 and 23 species of amphibians and reptiles, were recorded respectively. Finally, in the smallest fragment, Parque da Previdência (PP), 4 species of amphibians and 9 species of reptiles were recorded. The extensive Atlantic Forest area that covers PEFI, and especially PEC, manage to maintain their ecological guilds diversity. However, richness and guild diversity at PP are largely reduced. Regarding the ecology of *E. perditus*, its morphology and environment use varied between genders and populations. The variations occurred mainly among allopatric males, and those from PEC presented longer legs and forearms, and explored trees more often, when compared to those from PEFI. These aspects seem to reflect the natural and sexual selection pressures those populations are subjected to. Moreover, vegetation structure at PEC seems to influence morphology of the most arboreal group. In general, size and fragments connectivity influenced their herpetofauna, both at the community and

population levels. Fragmentation has had an impact mainly on amphibians, but lizards seem to be more resilient in the sampled areas, and some species may adapt to different pressures. New surveys focusing on herpetofaunal richness and diversity at those and other fragments at the Atlantic Forest can greatly contribute to clarify the role of these areas in maintaining its biodiversity.

Keywords: Herpetofauna. Fragmentation. Atlantic Forest. Communities. Populations.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Parque Estadual da Serra da Cantareira (PEC), Parque da Previdência (PP) e Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI)	33
Figura 2 - Métodos de amostragem da diversidade de herpetofauna	34
Figura 3 - Pontos amostrados por armadilhas de interceptação e queda e funis, no Parque Estadual da Cantareira (A), Parque Estadual Fontes do Ipiranga (B), e Parque da Previdência (C).....	36
Figura 4 - Espécies de anfíbios registradas nos parques estudados	42
Figura 5 - Hábitos e modos reprodutivos dos anfíbios.	43
Figura 6 - Curva de rarefação por indivíduos das espécies de anfíbios	45
Figura 7 - Perfil de diversidade de anfíbios	45
Figura 8 - Dendrograma de agrupamento baseado na análise de UPGMA	45
Figura 9 - Abundância relativa das espécies de anfíbios	46
Figura 10 - Répteis registrados nos parques estudados.	50
Figura 11 - Hábitos dos répteis.....	51
Figura 12 - Curva de rarefação por indivíduos das espécies de répteis.....	52
Figura 13 - Perfil de diversidade de répteis	52
Figura 14 - Dendrograma de agrupamento baseado na análise de UPGMA ..	53
Figura 15 - Abundância relativa das espécies de répteis	53
Figura 16 - Indivíduos de <i>Enyalius perditus</i> do Parque Estadual da Cantareira	83
Figura 17 - Indivíduo de <i>Enyalius perditus</i> com o carretel de linha	85
Figura 18 - Variação morfológica em fêmeas e machos de <i>Enyalius perditus</i>	91
Figura 19 - Análise de Componentes Principais (ACP) da variação morfológica de fêmeas e machos de <i>Enyalius perditus</i>	92
Figura 20 - Proporção da distância percorrida no solo e vegetação por <i>Enyalius perditus</i> fêmeas (barras roxas) e machos (barras cinzas) do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)	96

Figura 21 - Altura máxima do poleiro utilizado por <i>Enyalius perditus</i> fêmeas e machos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)	96
Figura 22 - Distância média percorrida por dia pelos <i>Enyalius perditus</i> do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)	97
Figura 23 - Distância máxima linear do ponto inicial de <i>Enyalius perditus</i> fêmeas e machos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)	97
Figura 24 - Área utilizada por fêmeas e machos de <i>Enyalius perditus</i> do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)	97
Figura 25 - Análise de Componentes Principais (ACP) da estrutura da vegetação	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Esforço amostral de cada método utilizado nas amostragens de campo. Armadilhas de interceptação e queda (AIQ) e Funis com entrada dupla (FD) foram contabilizados por dia (dias-balde ou dias-funil), e Procura Visual Limitada por Tempo (PVLТ) por horas.	36
Tabela 2 - Lista de anfíbios do Parque da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP).	40
Tabela 3 - Lista de répteis dos parques estudados.	48
Tabela 4 - Número de espécies registradas em campo em remanescentes da Mata Atlântica do planalto do Estado de São Paulo.	61
Tabela 5 - Descrição e método de amostragem das variáveis de vegetação do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC) obtidas dentro do polígono ocupado por cada indivíduo durante o monitoramento	85
Tabela 6 - Média e desvio padrão dos atributos morfológicos de <i>E. perditus</i> do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)	88
Tabela 7 - Análises (ANOVA e ANCOVA) das variáveis morfológicas de <i>Enyalius perditus</i>	89
Tabela 8 - Autovetores de uma ACP para oito variáveis morfológicas de fêmeas e machos das populações de <i>Enyalius perditus</i> do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)	93
Tabela 9 - Distância média percorrida (DP), altura máxima atingida (AA), distância do ponto inicial (DPI) e área utilizada pelos <i>Enyalius perditus</i> amostrados no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)	95
Tabela 10 - Autovetores de uma ACP para oito variáveis morfológicas de fêmeas e machos das populações de <i>Enyalius perditus</i> do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)	99

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	16
1.1 Área de estudo	17
1.2 Herpetofauna no município de São Paulo	19
Capítulo 1 - Diversidade da herpetofauna de remanescentes florestais do município de São Paulo.....	25
RESUMO.....	26
ABSTRACT	27
1 INTRODUÇÃO	28
2 OBJETIVOS	31
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	32
3.1 Área de estudo	32
3.2 Amostragem da herpetofauna.....	34
3.3 Análise do material	37
3.4 Análise de dados	38
4 RESULTADOS	39
4.1 Biodiversidade de anfíbios	39
4.1.1 Lista de espécies e História Natural	39
4.1.2 Comparação da estrutura das comunidades de anfíbios	43
4.2 Biodiversidade de répteis	47
4.2.1 Lista de Espécies e História Natural.....	47
4.2.2 Comparação da estrutura das comunidades de répteis	51
5 DISCUSSÃO	54
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	62
REFERÊNCIAS.....	63
Capítulo 2 - Ecologia de <i>Enyalius perditus</i> de remanescentes florestais do município de São Paulo.....	76

RESUMO.....	77
ABSTRACT	78
1 INTRODUÇÃO	79
2 OBJETIVOS	81
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	82
3.1 Área de estudo	82
3.2 Espécie estudada	82
3.3 Delineamento amostral.....	83
3.4 Análises de dados	86
4 RESULTADOS	88
4.1 Morfologia.....	88
4.2 Uso do ambiente	93
4.3 Estrutura da vegetação	98
5 DISCUSSÃO	100
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	104
REFERÊNCIAS.....	105
APÊNDICE A.....	114
APÊNDICE B.....	115

1 INTRODUÇÃO GERAL

O processo de fragmentação florestal é um fator bastante influente na biodiversidade de um determinado local (WADE *et al.*, 2003), sendo considerado junto com os processos de matança indiscriminada da biodiversidade, introdução de espécies exóticas e de extinção, o os principais fatores responsáveis pela dramática perda de biodiversidade mundial (PIMM; GILPIN, 1998). Não obstante, o processo de fragmentação acarreta mudanças físicas e biológicas ao remanescente florestal, como diminuição da área de hábitat, aumento da área de borda e alteração do microclima e da estrutura da paisagem (LAURANCE, 2009; RIBEIRO *et al.*, 2009; HADDAD *et al.*, 2015). Esta redução e alteração resultam numa diminuição no tamanho das populações que ocupavam originalmente estes fragmentos (CONNOR *et al.*, 2000). Além disso, a longo prazo, essa diminuição pode causar mudanças significativas em processos fundamentais, como polinização, predação e comportamentos territoriais e alimentares (RANTA *et al.*, 1998).

A urbanização tem papel fundamental no processo de fragmentação florestal, uma vez que contribui para o isolamento dos fragmentos, tornando-os mais homogêneos, alterando as dinâmicas ecológicas e impactando a riqueza de espécies (MCKINNEY, 2002, 2006). Assim, espécies em fragmentos urbanos são suscetíveis à uma gama maior de impactos prejudiciais, tais como o efeito espécie área (fragmentos maiores e/ou mais conectados suportam maior número de espécies) e a susceptibilidade a invasão de espécies exóticas (o que altera as dinâmicas de competição e predação), quando comparadas com as espécies que ocorrem em fragmentos florestais em área rurais de tamanho equivalente (SOULÉ, 1992; MCKINNEY, 2002, 2006).

Contudo, embora a fragmentação seja um processo relatado no mundo todo, florestas tropicais são particularmente afetadas (SKOLE; TUCKER, 1993). A Mata Atlântica, por exemplo, é considerada o bioma mais ameaçado do mundo e um dos que mais sofre com desmatamento e fragmentação (JENKINS *et al.*, 2013). A maior metrópole da América Latina, a região metropolitana do município de São Paulo, no estado de mesmo nome, está localizada dentro deste bioma, e sua expansão foi e ainda é responsável por parte considerável da perda de

mata nativa na região, bem como pela fragmentação e isolamentos das áreas vezes ainda existentes (MAZZEI 1999; PREZIA 2004; RAIMUNDO, 2006).

1.1 Área de estudo

O município de São Paulo está inserido no bioma da Mata Atlântica, localizado na região sudeste do Brasil, é um bom exemplo de ambiente em que ocorrem mudanças ecológicas. Historicamente, a área onde o município está localizada constituía um mosaico ambiental, apresentando desde floresta ombrófila densa, como aquelas encontradas na Serra do Mar, e florestas mesófilas e semidecíduas, como aquelas encontradas na Serra do Japi, até manchas de cerrado e áreas campestres, como os campos nebulares, atualmente restritos a Serra do Mar (USTERI, 1911; RAIMUNDO, 2006; BATISTA *et al.*, no prelo). Além disso, sua diversidade topográfica, apresentando desde áreas serranas como a Serra da Cantareira e Japi, com mais de mil metros de altura acima do nível do mar, até áreas de várzea e de morros, os conhecidos mares-de-morro na Serra do Mar, é um fator fundamental para a diversidade biológica encontrada na região (USTERI, 1911; RAIMUNDO, 2006).

Entretanto, atualmente o município de São Paulo possui a maior área urbana Brasil, totalizando 150.900ha, abriga a maior população, estimada em quase 12 milhões de habitantes (IBGE, 2017). Ademais, por conta do processo de conurbação com quase todos os municípios vizinhos, a metrópole ainda sofre inúmeras influências, por vezes antagônicas, de sua região metropolitana, tais como atração e expulsão populacional, crescimento econômico e pobreza e vulnerabilidades sociais, econômicas e ambientais (BÓGUS; PASTERNAK, 2009). Assim, com forte presença desse complexo urbano, a maior parte da cobertura florestal da região foi e ainda tem sido eliminada e fragmentada, desde a Serra da Cantareira até os limites da Serra do Mar (MANTOVANI, 2000), restando aproximadamente 21% da vegetação natural (CATHARINO; ARAGAKI, 2008). A intensa fragmentação causou mudanças físicas e bióticas, resultando na perda de hábitat e efeitos de insularização (LAURANCE, 1991; GASCON *et al.*, 2000; CATHARINO; ARAGAKI, 2008). Estima-se que dos cerca de 150.900ha de área, apenas 63.900ha constituam áreas verdes, protegidas ou

não, nas diversas categorias de unidades de conservação encontradas no município (TAKIYA, 2002), distribuídos em aproximadamente cem parques, sendo que muitos deles são totalmente cercados pela matriz urbana (PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2018).

Dentro destas áreas protegidas, o Núcleo Pedra Grande do Parque Estadual da Cantareira (PEC), o Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e o Parque da Previdência (PP) foram escolhidos para amostragens desta tese (o Parque da Previdência não foi incluído no segundo capítulo devido a não ocorrência da espécie estudada). A escolha foi feita com base no tamanho dos fragmentos, bem como na logística de coleta de dados.

O PEC é uma Unidade de Conservação Estadual de Proteção Integral, localizado na região Norte do Município de São Paulo (SP) na divisa com Mairiporã, e ocupa aproximadamente 7916 ha. O parque corresponde a cerca de 12% de um dos maiores remanescentes florestais do Brasil, a Serra da Cantareira. Entretanto, o PEC situa-se numa área de intensa pressão de expansão urbana, evidenciado pelo desmatamento ocorrido durante a década de 1990 (TAKIYA, 2002). A vegetação atual do parque é bastante heterogênea, com áreas de altitude abrigando florestas mais baixas, densas e secas, e florestas mais úmidas nas partes mais baixas (LEONEL, 2009). Áreas em estágios mais maduros de recuperação se mesclam a áreas de capoeira e áreas degradadas. Porém, nas áreas mais preservadas, geralmente onde o terreno é mais montanhoso, chegam a existir árvores de grande porte, com até 25 m de altura (LEONEL, 2009).

O PEFI é uma Unidade de Conservação Estadual de Proteção Integral localizado na divisa dos municípios de São Paulo e Diadema, e ocupa aproximadamente 540 ha. Sua área hospeda diversas instituições, tais como o Jardim Botânico de São Paulo, a Fundação Jardim Zoológico e o Parque de Ciência e Tecnologia da USP (MATHEUS, 2008). O PEFI é um remanescente de floresta ombrófila, porém perturbada e em diferentes estágios de sucessão, e isolada pela matriz urbana (MATHEUS, 2008).

O PP é um Parque Municipal situado no oeste do município de São Paulo, rodeado pela matriz urbana, e ocupa aproximadamente 9,15 ha. Atualmente apresenta vegetação florestal principalmente em estágio inicial, e algumas

manchas, em estágio intermediário de sucessão (SVMA, 2020), e sofre forte influência do efeito de borda (NASCIMENTO, dados não publicados).

1.2 Herpetofauna no município de São Paulo

A rica diversidade vegetal encontrada, ainda que no passado, associada à sua variedade geomorfológica já citada aqui, propiciaram a rica biodiversidade animal encontrada até os dias atuais no município (MALAGOLI *et al.*, 2008). Quanto aos anfíbios, o município já abrigou pelo menos 75 espécies de anfíbios (MALAGOLI, 2008). Entretanto, este número pode não refletir necessariamente a diversidade atual deste táxon, uma vez que muito dos registros realizados neste levantamento são provenientes de áreas naturais, que hoje são completamente urbanizadas (MALAGOLI, 2008). O inventário de fauna realizado pela Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente em 2018 registrou 57 espécies de anfíbios para o município atualmente (SÃO PAULO, 2018). Contudo, esse tipo de inventário costuma ser deficiente, uma vez que é realizado a partir de observações esporádicas e não padronizadas.

Quanto aos répteis, 97 espécies foram registradas para o município (MARQUES *et al.*, 2009). Da mesma forma, o inventário de fauna realizado pela Secretaria Municipal do Verde e do Meio Ambiente em 2018 registrou apenas 49 espécies (SÃO PAULO, 2018). Entretanto, para esse táxon, além do problema já relatado sobre esse tipo de inventário público, há o fato de répteis serem naturalmente difíceis de amostrar e avistar na natureza, dado seus hábitos secretivos (*e.g.* BLOMBERG; SHINE, 2006).

Por outro lado, muitas paisagens naturais foram modificadas e os muitos dos fragmentos carecem de inventários específicos, o que poderia auxiliar na melhora dos inventários públicos fornecidos periodicamente (MALAGOLI, 2008). A partir da análise apresentada no mesmo, não é possível determinar em quais fragmentos cada espécie ocorre, por exemplo (SÃO PAULO, 2018).

Nesse âmbito, é importante ressaltar que os anfíbios e répteis constituem os grupos mais ameaçados de vertebrados terrestres (STUART *et al.*, 2004; IUCN, 2020). Assim, estudos que focados em aspectos sobre sua história natural e diversidade em localidades isoladas são de extrema importância, tanto para

manutenção da biodiversidade destes locais, como para a conservação destes táxons (RUGIERO, 2004; MACHADO *et al.*, 1999; MCKINNEY, 2008; SIQUEIRA; MARQUES, 2018). Além disso, dada a reduzida área de remanescentes de Mata Atlântica, associada à contínua pressão antrópica e a sensibilidade da herpetofauna a tais perturbações (SAZIMA; HADDAD, 1992), estudos que orientem estratégias de conservação tornam-se urgentes (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003; VERDADE *et al.*, 2012).

Portanto, este estudo fornece dados originais, associados aqueles disponíveis na literatura visando (1) caracterizar a biodiversidade da herpetofauna dos três remanescentes florestais supracitados, formando o primeiro capítulo dessa tese; e (2) descrever a morfologia e uso do hábitat das populações de *Enyalius perditus*, explorando os fatores que impulsionam o uso espacial da espécie, formando o segundo capítulo da tese.

REFERÊNCIAS

BATISTA, S.F.; SAWAYA, R.J.; MARQUES, O.A.V. The role of spatial heterogeneity in diversity of squamate reptiles in the Atlantic Forest highlands of southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, no prelo.

BLOMBERG, S.; SHINE, R. Reptiles. *In*: SUTHERLAND, W.J. **Ecological census techniques**: a handbook. Cambridge: Cambridge University Press, 2^a ed., 2006, p. 297-307.

BÓGUS, L.; PASTERNAK, S. Mapa social de la región metropolitana de São Paulo: desigualdades espaciales. **Andamios**, Ciudad de Mexico, v.16, n. 39, p. 151-175, 2009.

CATHARINO, E. L. M.; ARAGAKI, S. A vegetação do município de São Paulo: de Piratininga à metrópole paulistana. *In*: WHATELY, M.; MALAGOLI, L. R.; BAJESTEIRO, F. B. (org.). **Além do concreto: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008, p. 54-91.

CONNOR, E.F.; COURTNEY, A.C.; YODER, J.M. Individuals–area relationships: The relationship between animal population density and area. **Ecology**, Washington, v. 81, n. 3, p. 734-748, 2000.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. *In*: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **Mata Atlântica - Biodiversidade**. Ameaças e Perspectivas. Fundação SOS Mata Atlântica, Conservação Internacional, São Paulo, Belo Horizonte, p. 3–11, 2005.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; DA FONSECA, G. A. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, v. 288, n. 5470, p. 1356-1358, 2000.

HADDAD, N.M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, New York, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

IBGE. **Censo Demográfico 2010**: agregado por setores censitários dos resultados do universo. Rio de Janeiro: IBGE, 2011. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Demografico_2010/Resultados_do_Universo/Agregados_por_Setores_Censitarios/. Acesso em: 30 ago. 2020.

IUCN 2020. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2020-2. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 10 set. 2020.

JENKINS, C. N.; PIMM, S. L.; JOPPA, L. N. Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. **PNAS**, Washington, v. 110, n. 28, p. 1-9. 2013.

LAURANCE, W.F. Ecological Correlates of Extinction Proneness in Australian Tropical Rain-Forest Mammals. **Conservation Biology**, Washington, v. 5, n. 1, p. 79-89, 1991.

LAURANCE, W.F. Conserving the hottest of the hotspots. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1137, 2009.

LEONEL, C. **Parque Estadual da Cantareira: Plano de Manejo**. São Paulo: Fundação Florestal do Estado de São Paulo, 2009.

MACHADO, R. A. *et al.* Análise comparada da riqueza de anuros entre duas áreas com diferentes estados de conservação no município de Londrina, Paraná, Brasil (Amphibia, Anura). **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 16, n. 4, p. 997-1004, 1999.

MALAGOLI, L. Anfíbios do município de São Paulo: Histórico, conhecimento atual e desafios para a conservação. *In*: MALAGOLI, L.; BAJESTEIRO, F.B.; WHATELY, M. (Org.). **Além do concreto: Contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008, p. 204-231.

MALAGOLI, L.; BAJESTEIRO, F.B.; WHATELY, M. **Além do concreto: Contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2008.

MARQUES, O.A. *et al.* Os Répteis do Município de São Paulo: diversidade e ecologia da fauna pretérita e atual. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 2, p. 139–150, 2009.

MATHEUS, D.R. **Parque Estadual Fontes do Ipiranga: plano de manejo**. São Paulo: Instituto de Botanica, 2008.

MAZZEI, K. **Manejo de unidades de conservação em áreas urbanas: Parque Estadual da Cantareira**: discussão para incorporação de novas áreas. 1999. 140 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas/USP, São Paulo, 1999.

McKinney, M. L. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. **Urban ecosystems**, v. 11, n. 2, p. 161-176, 2008.

MCKINNEY, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. **Biological Conservation**, Essex, v. 127, p. 247–260, 2006.

MCKINNEY, M. L. Urbanization, biodiversity, and conservation. **Bioscience**, Oxford, v. 52, p. 883–890, 2002.

PIMM, S.L.; GILPIN, M.E. Theoretical issues in conservation biology. *In*: Roughgarden, J. *et al.* **Perspectives in Ecological Theory**. Princeton: Princeton University Press, 1989. p. 287-305.

PMSP. PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO. **Inventário da Fauna Silvestre do Município de São Paulo**, 2018. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/PUB_FAUNA_DIGITAL_2018%20download2.pdf. Acesso em: 10 de set. de 2020.

PREZIA, B. Os indígenas do planalto paulista. *In*: BUENO, E. **Os nascimentos de São Paulo**. Rio de Janeiro: Ediouro, 2004. p. 53-84.

RAIMUNDO, S. A paisagem natural remanescente na região metropolitana de São Paulo. **São Paulo em perspectiva**, São Paulo, v. 20, n. 2, p. 19-31, 2006.

RANTA, P. *et al.* The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, n. 3, p. 385-403, 1998.

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**, Essex, v. 142 (6), p. 1141-1153, 2009.

RUGIERO, L. Composition of the reptile communities in five urban protected areas of different isolation degrees. **Herpetozoa**, v. 16, n. 3/4, p. 151-155, 2004.

SAZIMA, I.; HADDAD, C.F.B. Répteis da Serra do Japi: Notas sobre história natural. *In*: MORELLATO, L.P.C. **História natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil**. UNICAMP : FAPESP, Campinas, p. 212–236, 1992.

SIQUEIRA, L. H. C.; MARQUES, O. A. V. Effects of Urbanization on Bothrops jararaca Populations in São Paulo Municipality, Southeastern Brazil. **Journal of Herpetology**, v. 52, n. 3, p. 299-306, 2018.

SKOLE, D.; TUCKER, C. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. **Science**, New York, v. 260, p. 1905-1910, 1993.

SOULÉ, M. E.; ALBERTS, A. C.; BOLGER, D. T. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. **Oikos**, p. 39-47, 1992.

STUART, S. N. *et al.* Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, n. 5702, p. 1783-1786, 2004.

SVMA. Secretaria do Verde e Meio Ambiente de São Paulo - Prefeitura de São Paulo. **Previdência**. 2020. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/parques/regiao_centrooeste/index.php?p=5763. Acesso em: 10 de set. de 2020.

TAKIYA, H. **Atlas ambiental do município de São Paulo: Fase 1 - diagnóstico e bases para definição de políticas públicas para as áreas verdes no município de São Paulo**. SVMA: São Paulo, 2002. v. 1.

USTERI, A. **Flora der umgebung der stadt Sao Paulo in Brasilien**. Jena: G. Fischer, 1911.

VERDADE, V.K. *et al.* A leap further: the Brazilian Amphibian Conservation Action Plan. **Alytes International Journal of Batrachology**, v. 29, p. 28-43, 2012.

WADE, T. G. *et al.* Distribution and causes of global forest fragmentation. **Conservation Ecology**, v. 7, p.7, 2003.

Capítulo 1 - Diversidade da herpetofauna de remanescentes florestais do município de São Paulo

RESUMO

A fragmentação de habitats causada pelo ser humano é um fenômeno particularmente danoso em florestas tropicais. A Mata Atlântica, um dos biomas mais ameaçados do planeta, foi severamente devastada e fragmentada, e hoje conta com poucos remanescentes naturais com tamanho adequado para a manutenção de sua biodiversidade. A expansão de grandes áreas urbanas, como a região metropolitana de São Paulo, na região sudeste do Brasil, levou a fragmentação de parte significativa do bioma na região, hoje restrito à algumas áreas de proteção contínuas e muitos fragmentos menores e isolados. Neste estudo, a estrutura das comunidades de herpetofauna de três fragmentos florestais da região metropolitana de São Paulo, de diferentes tamanhos e graus de isolamento, foram avaliadas. Para o maior remanescente, Parque Estadual Serra da Cadeira (PEC), foram registrados 39 e 28 espécies de anfíbios e répteis, respectivamente. No remanescente intermediário, Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), 26 e 23 espécies de anfíbios e répteis, respectivamente. Por fim, no menor remanescente, Parque da Previdência (PP), 4 espécies de anfíbios e 9 espécies de répteis foram registradas. Em relação as diferentes guildas de anfíbios relacionadas ao uso do ambiente, prevaleceram as espécies arborícolas e com modo reprodutivo do tipo A (ovos depositados diretamente na água) no PEC e PEFI. PP apresentou homogeneização das guildas devido a sua baixa riqueza. Entre os répteis, as guildas de hábitos mais amostradas foram semi-arborícola e terrícolas nos três remanescentes. A heterogeneidade ambiental e quantidade e qualidade de corpos d'água parecem ser fatores importantes para a manutenção das comunidades. A extensa área de Mata Atlântica que cobre o PEFI, e principalmente o PEC, é fundamental para a proteção da herpetofauna de São Paulo. Apesar da riqueza e diversidade de guildas do PP serem significativamente menor, o fragmento parece ainda constituir um refúgio importante para a comunidade de lagartos e outras espécies fossoriais.

Palavras-chave: Diversidade. Fragmentação. Anfíbios. Répteis. Conservação.

ABSTRACT

Habitat fragmentation caused by humans is a particularly damaging phenomenon in tropical forests. The Atlantic Forest, one of the most threatened biomes on earth, was severely deforested and fragmented, being currently composed of few natural remainders that possess the adequate size for the management of its biodiversity. The expansion of large urban areas, such as the metropolitan region of São Paulo, in the Southeast of Brazil, has led to the fragmentation of a significant part of this biome in the aforementioned region, being currently restricted to some continuous protection areas, and smaller, more isolated fragments. In this study, the structure of herpetofauna communities of three forest fragments in the metropolitan region of São Paulo, of varying sizes and levels of isolation were evaluated. For the largest remainder, Parque Estadual Serra da Cantareira (PEC), 39 amphibian and 28 reptile species were registered. In the intermediate remainder, Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI), 26 amphibian and 23 reptile species. Finally, in the smaller remainder, Parque da Previdência (PP), 4 amphibian and 9 reptile species were registered. Regarding the different amphibian guilds related to environment usage, the arboreal and A type reproductive mode (eggs laid directly on water) ones prevailed at PEC and PEFI. PP presented homogenization of the guilds due to its low richness. Among reptiles, the most sampled guilds related to habits in the three remainders were semi-arboreal and terrestrial. The environmental heterogeneity and the quantity and quality of bodies of water seem to be important factors for the maintenance of the communities. The extensive area of Atlantic Rainforest that covers PEFI, and mainly PEC, is fundamental for the protection of the herpetofauna of São Paulo. Despite the richness and diversity of the guilds of PP being significantly smaller, the fragment seems to constitute an important refuge for the community of lizards and other fossorial species.

Keywords: Diversity. Fragmentation. Amphibians. Reptiles. Conservation.

1 INTRODUÇÃO

A Floresta Atlântica é considerada um *hotspot* mundial, devido à sua riqueza de espécies, elevado número de endemismos e elevado grau de ameaça (Galindo-Leal & Câmara, 2005, Mittermeier et al. 2005). Estima-se que restam de 11,4 a 16% de cobertura do bioma, devido, principalmente, à agricultura e expansão urbana, tendo sido reduzida a arquipélagos de fragmentos florestais (Ribeiro et al. 2009). Tal processo de fragmentação acarreta mudanças físicas e biológicas ao remanescente florestal, como diminuição da área de hábitat, aumento da área de borda e, conseqüentemente, do efeito de borda, e alteração do microclima e da estrutura da paisagem (Laurance, 2009, Ribeiro et al. 2009, Haddad et al. 2015). Esta redução e alteração resultam numa diminuição no tamanho das populações que ocupavam originalmente estes fragmentos (Connor et al. 2000). Assim populações menores são mais suscetíveis a efeitos genéticos deletérios, como aumento de deriva genética e endogamia, acelerando a diminuição da população (Lande 1993, Keyghobadi 2007, Cardillo et al. 2008). Todos esses fatores tornam os fragmentos ainda mais degradados e homogêneos, favorecendo sua colonização por espécies exóticas (Sax & Gaines 2003, McKinney 2006). Também tende a ocorrer a substituição de espécies especialistas por generalistas no uso do habitat, que apresentam maior amplitude do nicho ecológico realizado (Ramiadantsoa et al. 2018). Por fim, essas modificações no ambiente acabam por afetar diretamente a estrutura das comunidades, influenciando sua riqueza, diversidade e composição regional (McKinney 2008, Hanski et al. 2013, Blowes et al. 2019), e, conseqüentemente, o funcionamento do ecossistema como um todo (Banks et al. 2007, Bailey 2011).

Todas estas alterações ambientais levam a uma homogeneização biótica dos habitats (Devictor et al. 2008). Tal homogeneização apresenta três componentes: genético, taxonômico e funcional (Olden et al. 2004). O aspecto funcional é fundamental para se monitorar comunidades, já que a preferência e os requisitos de hábitat exercem forte influência na evolução morfológica (Moen et al. 2016, Moen & Wiens 2017), e desempenham papel importante nos ecossistemas e nas respostas às perturbações humanas (Díaz & Cabido 2001).

Ecosistemas de áreas pequenas tendem a ser mais uniformes e com teias alimentares mais simples (McKinney 2006, Friedman et al. 2020). Portanto, sua colonização por espécies que ocupam nichos semelhantes parece provável, resultando em aumento da homogeneização de guildas e, conseqüentemente, homogeneização funcional do ecossistema (McKinney 2006).

Anfíbios e répteis são considerados grupos de grande importância como indicadores de mudanças ambientais (Schneider-Maunoury et al. 2016). Devido à sua reduzida mobilidade, alta especificidade de habitats e grandes exigências fisiológicas, anfíbios e répteis se tornam altamente vulneráveis em ambientes alterados (Gibbons et al. 2000, Haddad & Prado 2005, Schneider-Maunoury et al. 2016, Rossa-Feres et al. 2017). O que se reflete na diversidade das comunidades, já que esta é resultante das condições ambientais, da demanda ecológica de cada táxon e de suas respostas às mudanças ambientais (Mac Nally et al. 2000, McKinney 2008, Bailey 2011). Anfíbios são altamente dependentes de fatores como microclima úmido e presença de corpos d'água (Angold et al. 2006), e a maior parte das espécies dependem tanto de habitats aquáticos quanto de terrestres em diferentes estações ou estágios da vida (Becker et al. 2007, Provete et al. 2012). Para os répteis, a exposição a fontes de calor, como o sol, é fundamental para a manutenção de seus níveis metabólicos, com espécies adaptadas a ambientes abertos e mais ensolarados, e outras a ambientes fechados e sombreados (Vitt & Caldwell 2014, Pough et al. 2015). Dessa forma a estrutura do habitat se torna um fator muito importante na história de vida dos indivíduos (Watling & Donnelly 2008). Conseqüentemente, répteis típicos de ambientes fechados, como as florestas tropicais, são particularmente sensíveis à exposição direta à radiação solar e às variações de cobertura do dossel (Carvalho Jr 2003, Vitt & Caldwell 2014).

Historicamente, as pesquisas sobre conservação da herpetofauna tem um foco taxonômico, concentrando-se exclusivamente na vulnerabilidade e proteção de diferentes táxons, principalmente ao nível das espécies (Rodrigues et al. 2004, Jenkins et al. 2013, Nori et al. 2015), e a avaliação do efeito da fragmentação nestes táxons ainda é minoria, quando comparada com aqueles realizados com outros vertebrados, como aves e mamíferos, por exemplo (Fahrig

2003). Além disso, estudos focando no efeito da fragmentação vem sendo realizados quase que exclusivamente em fragmentos florestais em matrizes rurais (Dixo & Verdade 2006, Condez et al. 2009, Bruscagin et al. 2014). Por outro lado, fragmentos florestais em áreas urbanas constituem um tipo de fragmento muito pouco estudado e com um grande nível de ameaça, uma vez que áreas dentro da matriz urbana são ainda mais reduzidas e isoladas (McKinney 2002, 2006, Watling & Donnelly 2006).

Dessa forma, a região da grande São Paulo, uma das maiores manchas urbanas do mundo com mais de 20 milhões de habitantes (UN 2019), e que ainda apresenta diversos parques e fragmentos florestais (DEPAVE 2019), se torna um alvo muito interessante e importante para a compreensão dos efeitos da fragmentação na composição, riqueza, e homogeneidade das comunidades da herpetofauna que ali ainda sobrevivem.

2 OBJETIVOS

Estudar a biodiversidade da herpetofauna de remanescentes florestais com diferentes tamanhos e graus de perturbação. Para tal, pretende-se avaliar se existe diferença na estrutura das comunidades existentes em fragmentos florestais, com base na riqueza, composição, diversidade e abundância relativa das espécies da herpetofauna, além de comparar as comunidades quanto as guildas ecológicas relacionadas ao uso do ambiente.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

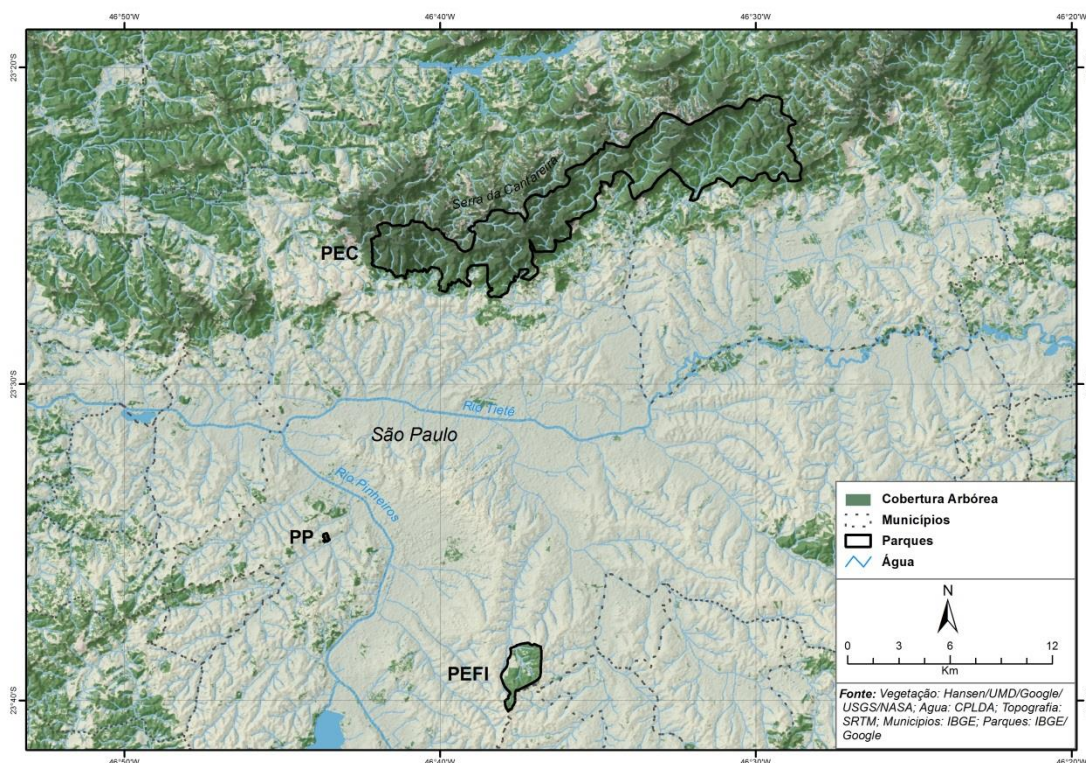
As amostragens foram realizadas em três remanescentes florestais de Mata Atlântica no Município de São Paulo de clima mesotérmico úmido, selecionadas por terem diferentes áreas e conectividades (Fig. 1). Os fragmentos amostrados foram: Parque Estadual da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP).

O PEC ocupa aproximadamente 7916 ha, e é uma Unidade de Conservação Estadual de Proteção Integral, localizado na região Norte do Município de São Paulo (SP) na divisa com Mairiporã, com altitudes variando entre 780–110 m acima do nível do mar. O parque corresponde a cerca de 12% de um dos maiores remanescentes florestais do Brasil, a Serra da Cantareira. Originalmente composta de fazendas, principalmente de produção de café, a região da Serra da Cantareira passou a ser desapropriada a partir da década de 1890, com o intuito de se criar uma área de preservação para os mananciais (Leonel 2009). O PEC situa-se numa área de intensa pressão de expansão urbana, evidenciado pelo desmatamento ocorrido durante a década de 1990 (Takiya 2002). Foram perdidos cerca de 5345 ha de cobertura vegetal na área florestal pertencente ao município de São Paulo, com 22% deste desmatamento ocorrendo em sua encosta sul, que é margeada pela matriz urbana e conectado ao Parque Estadual Alberto Löfgren. A vegetação atual do parque é bastante heterogênea, com áreas de altitude abrigando florestas mais baixas, densas e secas, e florestas mais úmidas nas partes mais baixas. Áreas em estágios mais maduros de recuperação se mesclam a áreas de capoeira e áreas degradadas. Porém, nas áreas mais preservadas, geralmente onde o terreno é mais montanhoso, chegam a existir árvores de grande porte, com até 25 m de altura (Leonel 2009).

O PEFI é uma Unidade de Conservação Estadual de Proteção Integral que ocupa aproximadamente 540 ha. Localizado na divisa dos municípios de São Paulo e Diadema, à cerca de 780–840 m acima do nível do mar. Sua área hospeda diversas instituições, tais como o Jardim Botânico de São Paulo, a Fundação Jardim Zoológico e o Parque de Ciência e Tecnologia da USP (Matheus 2008). Antigamente a área abrigava propriedades rurais e plantações

de chá, mas foram expropriadas a partir da década de 1890, para a preservação das diversas nascentes e corpos d'água do local. O PEFI é um remanescente de floresta ombrófila, porém perturbada e em diferentes estágios de sucessão, e isolada pela matriz urbana (Matheus 2008). O PEFI atualmente representa cerca de 10% dos remanescentes da região metropolitana de São Paulo (Barbosa et al. 2002).

Figura 1 - Parque Estadual da Serra da Cantareira (PEC), Parque da Previdência (PP) e Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI)



Área urbanizada do Município de São Paulo e cidades vizinhas (em branco) e remanescentes florestais (em verde). Destacados, estão o Parque Estadual da Serra da Cantareira (PEC), Parque da Previdência (PP) e Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) onde foram realizadas as amostragens da herpetofauna.

O PP ocupa aproximadamente 9,15 ha, e é um Parque Municipal situado no oeste do município de São Paulo, rodeado pela matriz urbana, e com altitudes variando entre 730–800 m acima do nível do mar. Sua área pertencia originalmente ao Instituto de Previdência do Estado de São Paulo desde 1950, e comportava um reservatório de água que abastecia a região até 1968, sendo decretado parque em 1979. Atualmente apresenta vegetação florestal

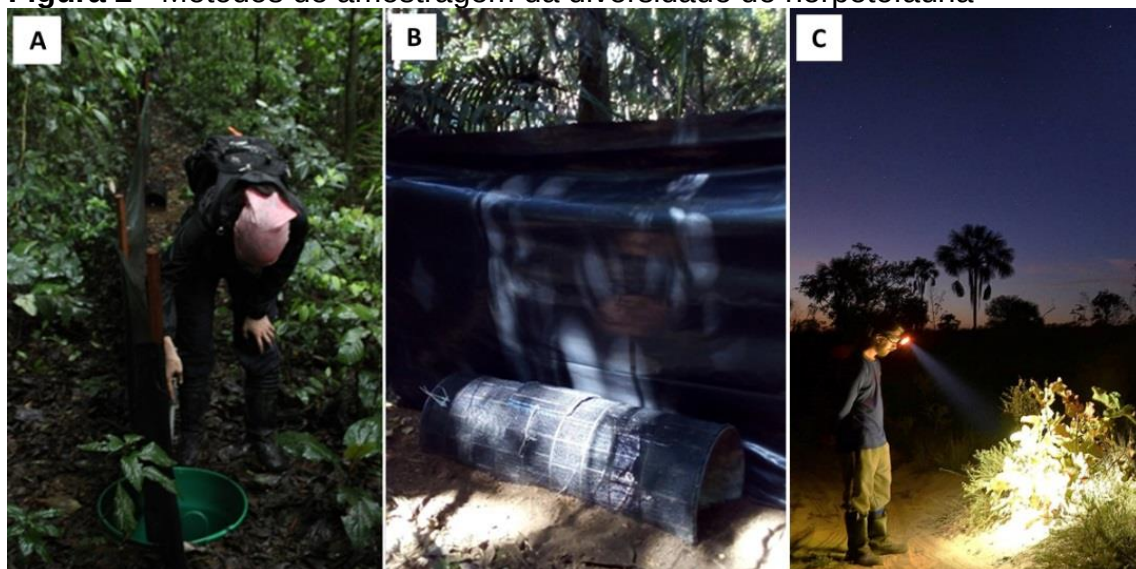
principalmente em estágio inicial, e algumas manchas, em estágio intermediário de sucessão (SVMA 2020), e sofre forte influência do efeito de borda (NASCIMENTO, dados não publicados).

3.2 Amostragem da herpetofauna

Foram realizadas quatro campanhas de campo, uma em cada estação do ano (entre julho/2017 e junho/2018). Cada campanha teve a duração de dez dias consecutivos de amostragem em cada parque, totalizando 30 dias de campo por estação. Posteriormente, foram realizadas duas amostragens adicionais (entre outubro/2018 e fevereiro/2019 – Ver Capítulo 2) de forma não padronizada, e os dados provenientes foram utilizados neste trabalho apenas para complementar o inventário de espécies.

As amostragens de anfíbios e répteis foram realizadas nas três localidades utilizando cinco métodos de coleta complementares: (1) Armadilhas de Interceptação e Queda (AIQ; Fig. 2A); (2) Funis com entrada dupla (FD; Fig. 2B); (3) Procura Visual Limitada por Tempo (PVLTV; Fig. 2C); (4) Encontros Ocasiais (EO) e (5) Encontros por Terceiros (ET) (Cechin & Martins 2000, Oliveira & Martins 2001, Anthony et al. 2005, Ribeiro et al. 2008, Sawaya et al. 2008, Rodrigues & Prudente 2011).

Figura 2 - Métodos de amostragem da diversidade de herpetofauna



Métodos de amostragem da diversidade de herpetofauna: A= Armadilha de interceptação e queda; B= funil com entrada dupla; C= procura limitada por tempo.

Por questões logísticas e de acessibilidade, foram instalados seis pontos de AIQ no PEC e PEFI (com uma distância mínima de 100 m entre cada um), e três no PP, devido ao pequeno tamanho do parque e ao relevo acidentado. No PEC, as seis armadilhas foram instaladas no Núcleo da Pedra Grande, nas matas ao longo da trilha que liga a entrada do núcleo ao Lago das Carpas, e próximo ao mirante da Pedra Grande (Fig. 3A). No PEFI uma armadilha foi instalada na área correspondente à mata do Jardim Zoológico, duas na mata do Parque de Ciência e Tecnologia, e três na mata do Jardim Botânico (Fig. 3B). No PP duas armadilhas foram instaladas ao longo do caminho principal da Trilha do Jequitibá, e uma armadilha em uma trilha secundária (Fig. 3C). Cada ponto de AIQ consistiu em uma linha de cinco baldes de 100 L, enterrados em intervalos de 10 m e interligados por cerca vertical de lona plástica de 1 m de altura. Os fundos dos baldes foram furados para evitar o acúmulo de água de chuva, e uma placa de isopor foi colocada em seu interior para impedir que os animais capturados se afogassem ou sofressem hipotermia. Dois FDs foram instalados junto a cada AIQ, sendo um em cada ponta da linha, em lados opostos da cerca, totalizando 12 FD no PEC e no PEFI e 6 no PP. As armadilhas foram instaladas no primeiro dia e retiradas no décimo, sendo vistoriadas todas as manhãs, totalizando nove dias em cada fragmento. A PVLTL foi executada no período noturno, entre 18:00 e 20:00 horas, sendo feita por deslocamento a pé, lentamente, vistoriando todos os micro-ambientes no chão da mata, vegetação e possíveis abrigos. Encontros ocasionais foram registrados durante outras atividades que não os métodos descritos anteriormente, como no percurso entre as áreas de amostragem. O esforço de coleta de cada método foi resumido na tabela 1. A abundância de cada espécie foi considerada somando os diferentes métodos.

Tabela 1 - Esforço amostral de cada método utilizado nas amostragens de campo. Armadilhas de interceptação e queda (AIQ) e Funis com entrada dupla (FD) foram contabilizados por dia (dias-balde ou dias-funil), e Procura Visual Limitada por Tempo (PVLTL) por horas.

	Amostragens padronizadas (n=4)			Amostragens adicionais (n=2)		
	AIQ	FD	PVLTL	AIQ	FD	PVLTL
PEC	1080	108	720	315	-	71
PEFI	1080	108	720	315	-	75
PP	540	54	720	135	-	57

Figura 3 - Pontos amostrados por armadilhas de interceptação e queda e funis, no Parque Estadual da Cantareira (A), Parque Estadual Fontes do Ipiranga (B), e Parque da Previdência (C).



Fonte: Google Earth.

3.3 Análise do material

Para elaboração das listas de espécies, foram incluídas todas as espécies encontradas em todas as campanhas de campo aplicando todos os métodos de amostragem supracitados. Devido à dificuldade de amostragem de serpentes em campo, estes dados foram complementados com registros de espécimes depositados na coleção herpetológica “Alphonse Richard Hoge” do Instituto Butantan, além de dados de herpetofauna disponíveis na literatura (Cruz 1990, Pellegrino et al. 2001, Nogueira 2006, Benesi 2007, Leonel 2009, Marques et al. 2009, DEPAVE 2018, Lisboa et al. no prelo).

A fim de comparar as guildas de cada fragmento, foram levantados dados de história natural para cada espécie registrada, obtidos na literatura (Sturaro & Silva 2010, Haddad et al. 2013, Marques et al. 2019). Para os anfíbios foram registrados o hábito (i.e., fossorial, criptozoico, terrícola, reofílico ou arborícola) e o modo reprodutivo (e. g., ovos depositados diretamente na água; ovos em ninho de bolhas flutuantes em água parada; ovos aquáticos em ninho de espuma; ovos no solo, sobre rochas ou em cavidades; ovos arborícolas; ou ovos terrestres ou arborícolas em ninho de espuma), segundo os critérios definidos por Haddad & Prado (2005). Para os répteis, a guilda foi considerada de acordo com o hábito: fossorial, criptozoico, terrícola, semi-arborícola, aquático ou semi-aquático. Além disso, foi listado o grau de ameaça das espécies registradas, segundo os critérios da IUCN.

Entre os animais capturados, um máximo de dez indivíduos de cada espécie por parque foi efetivamente coletado, e somente quando houve a necessidade de confirmação da identificação, conforme autorização prévia (SISBio nº 57556-5; CEUAIB nº 5475100317). Os espécimes coletados foram destinados à coleção herpetológica “Alphonse Richard Hoge”, do Instituto Butantan. Os demais espécimes foram fotografados, marcados e soltos. Os anfíbios foram marcados com elastômero, as serpentes com picotamento de escamas ventrais, e os lagartos tiveram uma linha com miçangas colocada em volta da cintura (Fitch 1987, Ribeiro & Sousa 2006).

3.4 Análise de dados

Apenas as amostragens padronizadas foram utilizadas para análises ecológicas. Para avaliar a suficiência amostral e comparar a riqueza entre áreas foram geradas curvas de rarefação, sendo uma para anfíbios e outra para répteis. As curvas foram geradas no programa PAST, que se utiliza de metodologia baseada em expressões de forma fechada, substituindo as reamostragens aleatorizadas, descrita por Colwell et al. (2004), e que converte os erros padrão em intervalos de confiança de 95% (Hammer 2020). Quando a curva de rarefação não atingiu a assíntota, foi calculado o estimador de riqueza Chao 1, que se baseia nos valores de abundância das espécies para estimar quantas espécies são esperadas para cada grupo em cada parque (Chao 1984, Colwell & Coddington 1994).

A variação na diversidade entre os parques foi comparada a partir da análise de perfil de diversidade usando a série de Hill, já que este permite comparar a diversidade ao longo de um gradiente de diversidade iniciando na riqueza observada ($q = 1$) e aumentando gradualmente o peso da equitabilidade ao longo da série (Melo 2008). Visto que o número de armadilhas foi maior no PEC e PEFI (seis AIQ e 12 FD) do que no PP (três AIQ e seis FD), esta análise foi realizada de duas formas: (1) incluindo todas as armadilhas de todos os parques, e (2) padronizando com o mesmo número de armadilhas por parque, sendo excluídas aleatoriamente três armadilhas de cada um dos parques PEC e PEFI, igualando o esforço de coleta entre os parques.

A similaridade na composição de espécies entre os parques foi medida através do índice de similaridade de Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957), a partir de uma matriz de abundância, e com posterior análise de agrupamento utilizando o método UPGMA (Sokal & Michener 1958). Para tanto, foram utilizadas 9999 aleatorizações de *bootstrap* para sustentação dos ramos e calculado o índice de correlação cofenético. Foi utilizada uma análise de semelhanças (ANOSIM; (Clarke & Warwick 2001) para verificar se há diferença na composição de espécies entre os fragmentos. Todas as análises foram realizadas no programa Past 4.0 (Hammer 2020).

4 RESULTADOS

4.1 Biodiversidade de anfíbios

4.1.1 Lista de espécies e História Natural

Foram registradas 49 espécies de anfíbios no total, incluindo as amostragens adicionais e a literatura (Fig. 4). A riqueza observada foi de apenas três espécies de anfíbios no PP, sendo dois anuros (Bufonidae e Craugastoridae) e uma cecília (Siphonopidae). No PEFI foram encontradas 18 espécies de anfíbios anuros, representantes das famílias Hylidae (n = 10), Leptodactylidae (n = 4), Brachycephalidae (n = 2), Bufonidae (n = 1) e Craugastoridae (n = 1). Um total de 19 espécies de anuros foram registradas no PEC, distribuídas em sete famílias: Hylidae (n = 8), Brachycephalidae (n = 3), Bufonidae (n = 2), Hylodidae (n = 2), Leptodactylidae (n = 2), Craugastoridae (n = 1) e Odontophrynidae (n = 1). Considerando as espécies registradas anteriormente na literatura e em amostragens não padronizadas, no PP foram registradas um total de quatro espécies de anfíbios, 26 espécies no PEFI e 39 no PEC (Tab. 2).

Considerando-se os dados obtidos no presente estudo, somados aos da literatura, espécies com hábitos arborícolas foram predominantes no PEC e no PEFI, com 55,3% e 56%, respectivamente, seguido por criptozoicas, com 28,2% no PEC e 23,1% no PEFI. Terrícolas e reofílicas representaram menos de 20% das espécies e nenhum registro de espécies fossoriais. PP apresentou uma espécie de cada hábito (fossorial, criptozoico, terrícola e arborícola) (Fig. 5). Quanto ao modo reprodutivo, espécies que depositam seus ovos diretamente na água (tipo A) foram predominantes nos três parques, com 66,6% dos registros no PP e PEFI e 65% no PEC. PP apresentou menor número de modos reprodutivos de anuros (n = 2 modos), seguido por PEFI (n = 4) e PEC com maior número (n = 6), sendo que alguns modos ocorreram exclusivamente neste parque, sendo eles ovos em ninho de bolhas flutuantes em água parada (tipo B) e ovos arborícolas (tipo F; Fig. 5).

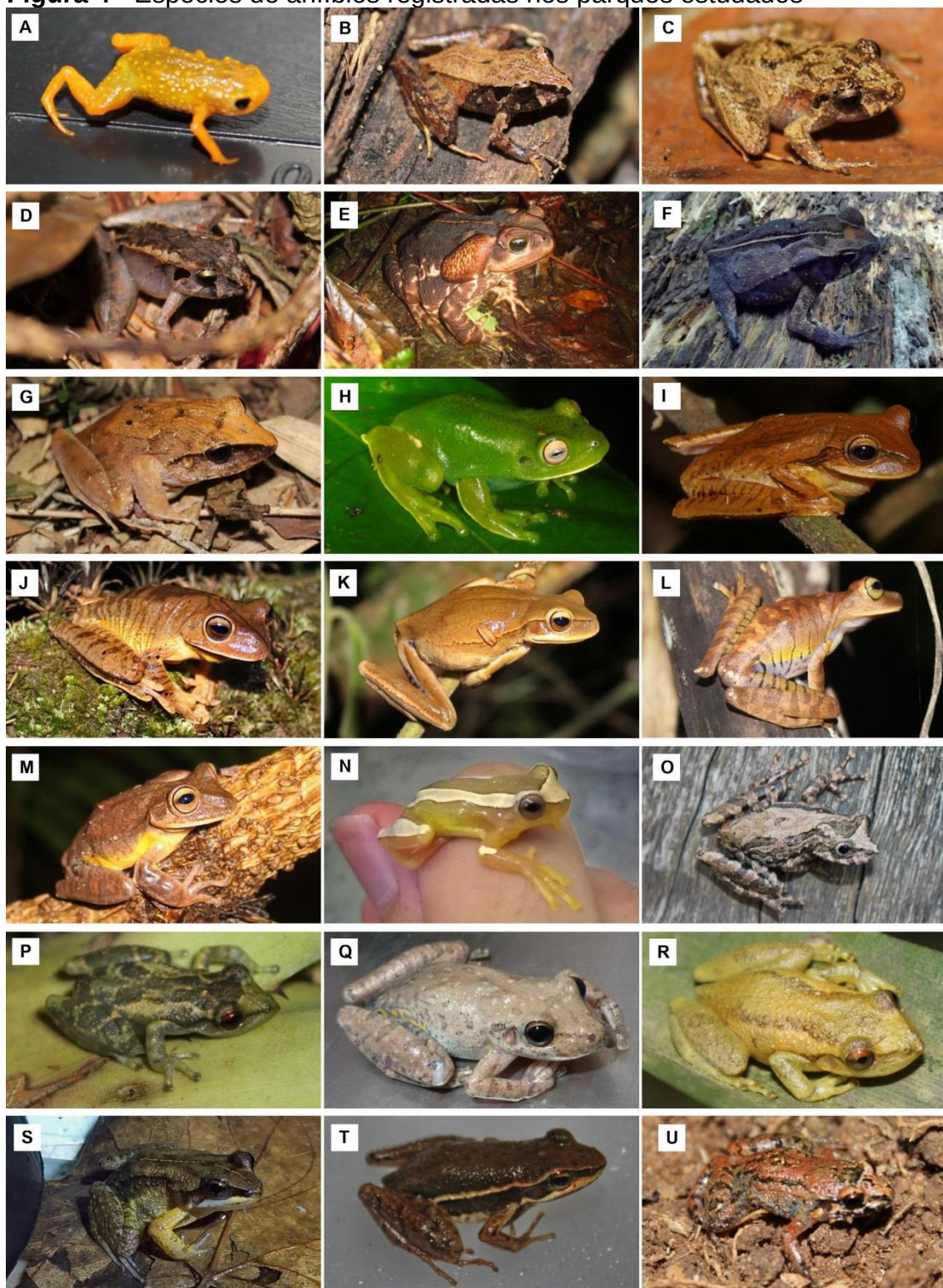
Tabela 2 - Lista de anfíbios do Parque da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP).

TAXON	PEC	PEFI	PP	Hábitos	Modo Reprodutivo	Grau de ameaça
ANURA						
Brachycephalidae						
<i>Brachycephalus ephippium</i> (Spix, 1824)	2			Cr	E	LC
<i>Brachycephalus nodoterga</i> Miranda & Ribeiro, 1920	1, 2			Cr	E	DD
<i>Ischnocnema</i> sp. (aff. <i>guentheri</i>)	1, 2			?	E	-
<i>Ischnocnema henselii</i> (Peters, 1872)		1, 2		Cr	E	LC
<i>Ischnocnema juipoca</i> (Sazima & Cardoso, 1978)	2			Cr	E	LC
<i>Ischnocnema parva</i> (Girard, 1853)	1, 2	1, 2		Cr	E	LC
<i>Ischnocnema</i> sp. (gr. <i>lactea</i>)		2		?	?	-
Bufonidae						
<i>Rhinella icterica</i> (Spix, 1824)	1, 2	2		Te	A	LC
<i>Rhinella ornata</i> (Spix, 1824)	1, 2	1, 2	1	Te	A	LC
Ceratophryidae						
<i>Ceratophrys aurita</i> (Raddi, 1823)	2			Cr	A	LC
Craugastoridae						
<i>Haddadus binotatus</i> (Spix, 1824)	1, 2	1, 2	1	Cr	E	LC
Hylidae						
<i>Aplastodiscus arildae</i> (Cruz & Peixoto, 1985)	2			Ar	A	LC
<i>Aplastodiscus leucopygius</i> (Cruz & Peixoto, 1985)	1, 2	1, 2		Ar	A	LC
<i>Boana bandeirantes</i> Caramaschi & Cruz, 2013		2		Ar	A	NE
<i>Boana bischoffi</i> (Boulenger, 1887)	1, 2	1, 2		Ar	A	LC
<i>Boana faber</i> (Wied-Neuwied, 1821)	1, 2	1, 2		Ar	A	LC
<i>Boana pardalis</i> Spix, 1824	2			Ar	A	LC
<i>Boana prasina</i> (Burmeister, 1856)	1, 2	1, 2		Ar	A	LC
<i>Bokermannohyla hylax</i> (Heyer, 1985)		1, 2		Ar	A	LC
<i>Bokermannohyla izecksohni</i> (Jim & Caramaschi, 1979)	2	2		Ar	A	CR
<i>Bokermannohyla luctuosa</i> (Pombal & Haddad, 1993)	1, 2	1, 2		Ar	A	LC
<i>Dendropsophus elegans</i> (Wied-Neuwied, 1824)	1, 2			Ar	A	LC
<i>Dendropsophus microps</i> (Peters, 1872)	2			Ar	A	LC
<i>Dendropsophus minutus</i> (Peters, 1872)	2			Ar	A	LC
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)	2			Ar	A	LC
<i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944)	2			Ar	A	LC
<i>Dendropsophus</i> sp.		1		Ar	?	-
<i>Ololygon brieri</i> (De Witte, 1930)	2			Ar	A	LC

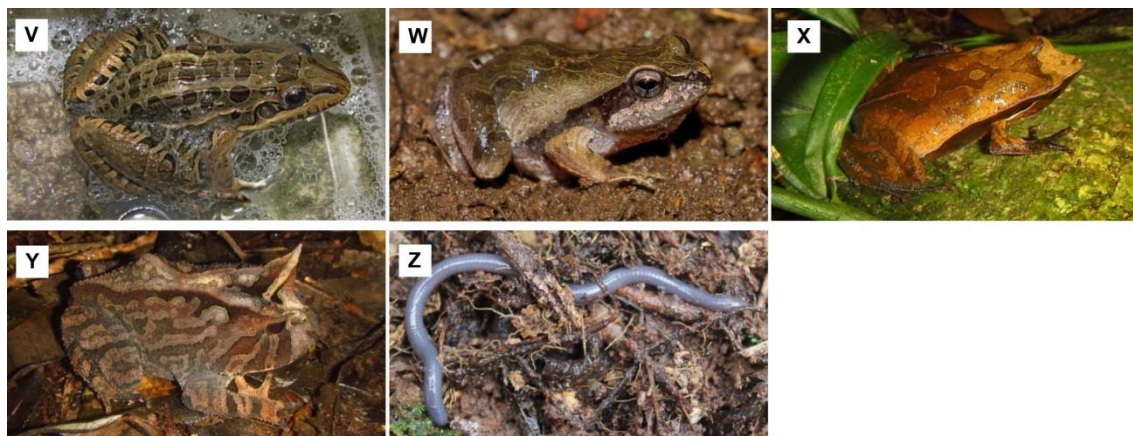
Continuação

TAXON	PEC	PEFI	PP	Hábitos	Modo Reprodutivo	Grau de ameaça
<i>Oloolygon hiemalis</i> (Haddad & Pombal, 1987)	1	2		Ar	A	LC
<i>Oloolygon obtriangulata</i> (Lutz, 1973)	2			Ar	A	LC
<i>Oloolygon rizibilis</i> (Bokermann, 1964)	2			Ar	C	LC
<i>Scinax crospedospilus</i> (Lutz, 1925)	1, 2	1, 2		Ar	A	LC
<i>Scinax</i> cf. <i>fuscovarius</i> (Lutz, 1925)		1, 2	1	Ar	A	LC
<i>Scinax hayii</i> (Barbour, 1909)	2	2		Ar	A	LC
<i>Scinax imbegue</i> Nunes, Kwet & Pombal Jr.		1, 2		Ar	A	NE
<i>Scinax perereca</i> Pombal, Haddad & Kasahara, 1995	2			Ar	A	LC
Hylodidae						
<i>Crossodactylus</i> cf. <i>boulengeri</i>		2		Re	A	NE
<i>Crossodactylus</i> cf. <i>wernerii</i>	1, 2			Re	A	NE
<i>Hylodes</i> sp. (gr. <i>lateristrigatus</i>)	1, 2			Re	A	-
Leptodactylidae						
<i>Adenomera marmorata</i> Steindachner, 1867	1	1, 2		Cr	G	LC
<i>Adenomera thomei</i> (Almeida & Ângulo, 2006)	2			Cr	G	LC
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	2	1, 2		Te	C	LC
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	1	1, 2		Te	C	LC
<i>Physalaemus maculiventris</i> (Lutz, 1925)		2		Cr	C	LC
<i>Physalaemus olfersii</i> (Lichtenstein & Martens, 1856)	2	1, 2		Cr	C	LC
Microhylidae						
<i>Chiasmocleis leucosticta</i> (Boulenger, 1888)	2			Cr	A ou B	LC
Odontophrynidae						
<i>Proceratophrys boiei</i> (Wied-Neuwied, 1824)	1, 2			Cr	A	LC
Phyllomedusidae						
<i>Phyllomedusa burmeisteri</i> Boulenger, 1882	2			Ar	F	LC
GYMNOPHIONA						
Siphonopidae						
<i>Luetkenotyphlus brasiliensis</i> (Lütken, 1852 "1851")			1	Fo	?	DD

Lista de anfíbios do Parque da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP). Registro realizados no presente trabalho (1) e em dados da literatura (2). Hábitos (Fo = fossorial, Cr = cryptozoico, Te = terrícola, Re = reofílico, Ar = arborícola). Modo reprodutivo (A = ovos depositados diretamente na água; B = ovos em ninho de bolhas flutuantes em água parada; C = ovos aquáticos em ninho de espuma; E = ovos no solo, sobre rochas ou em cavidades; F = ovos arborícolas; G = ovos terrestres ou arborícolas em ninho de espuma). Grau de ameaça de acordo com a International Union for CONservation of Nature (IUCN, 2020): CR = *Critically Endangered* ou criticamente em perigo; LC = *Least Concern* ou pouco preocupante; DD = *Data Deficient* ou dados insuficientes; NE = *Not Evaluated* ou não avaliada.

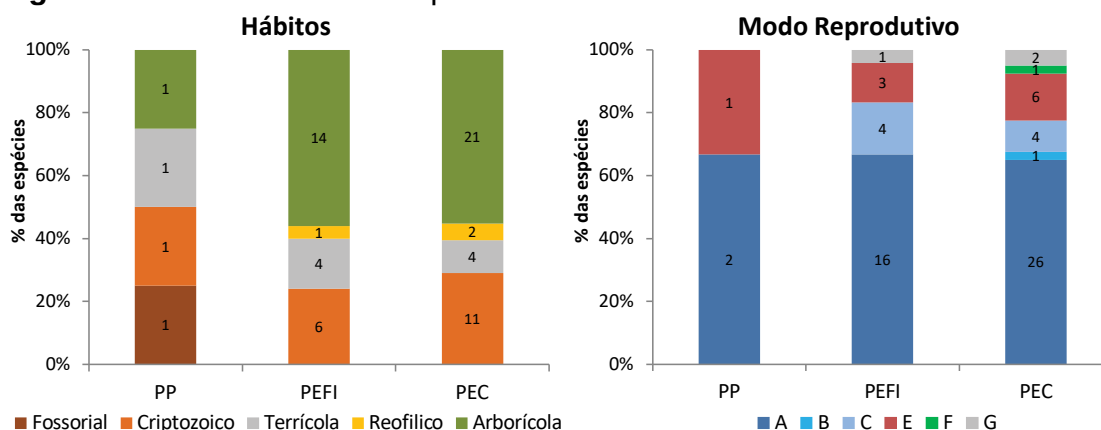
Figura 4 - Espécies de anfíbios registradas nos parques estudados

Espécies de anfíbios registradas nos parques estudados: A) *Brachycephalus nodoterga*; B) *Ischnocnema henselii*; C) *Ischnocnema parva*; D) *Ischnocnema* sp. (aff. *guentheri*); E) *Rhinella icterica* (Foto: Mauro Teixeira Jr.); F) *Rhinella ornata*; G) *Haddadus binotatus*; H) *Aplastodiscus leucopygius* (Foto: Mauro Teixeira Jr.); I) *Boana bischoffi*; J) *Boana faber*; K) *Boana prasina*; L) *Bokermannohyla hylax*; M) *Bokermannohyla luctuosa*; N) *Dendropsophus elegans* (Foto: Rodrigo Castello); O) *Ololygon obtriangulata*; P) *Scinax crospedospilus*; Q) *Scinax* cf. *fuscovarius* (Foto: Cybele Lisboa); R) *Scinax imbegue*; S) *Crossodactylus* sp.; T) *Hylodes* sp. (gr. *lateristrigatus*); U) *Adenomera marmorata*.



Continuação. Espécies de anfíbios registradas nos parques estudados: V) *Leptodactylus latrans* (Foto: Cybele Lisboa); W) *Physalaemus cuvieri* (Foto: Rodrigo Castello); X) *Physalaemus olfersii* (Foto: Mauro Teixeira Jr.); Y) *Proceratophrys boiei* (Foto: Mauro Teixeira Jr.); Z) *Luetkenotyphlus brasiliensis*.

Figura 5 - Hábitos e modos reprodutivos dos anfíbios.



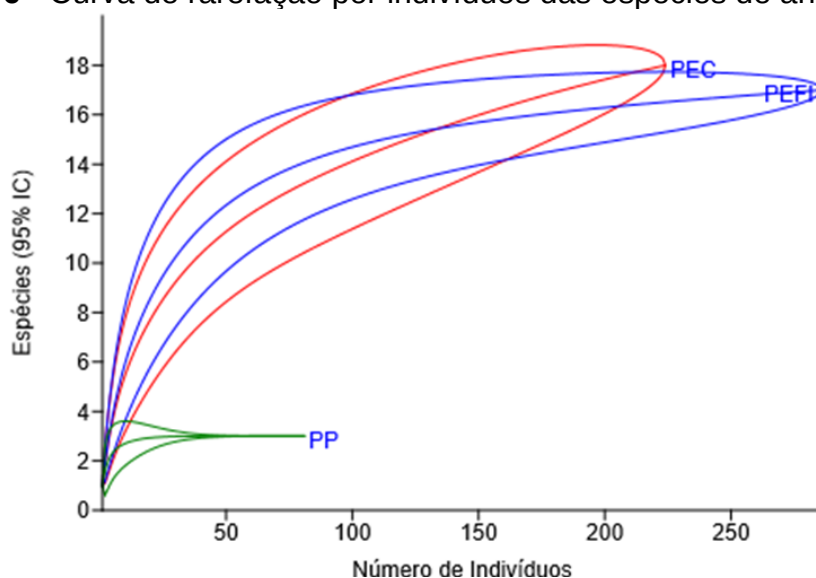
Hábitos e modos reprodutivos dos anfíbios encontrados nos parques da Previdência (PP), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Cantareira (PEC). A porcentagem de espécies observadas ocupando cada hábito em cada parque é representada pelas barras, e a quantidade de espécies é apresentada em valores numéricos. A: ovos depositados diretamente na água; B: ovos em ninho de bolhas flutuantes em água parada; C: ovos aquáticos em ninho de espuma; E: ovos no solo, sobre rochas ou em cavidades; F: ovos arborícolas; G: ovos terrestres ou arborícolas em ninho de espuma.

4.1.2 Comparação da estrutura das comunidades de anfíbios

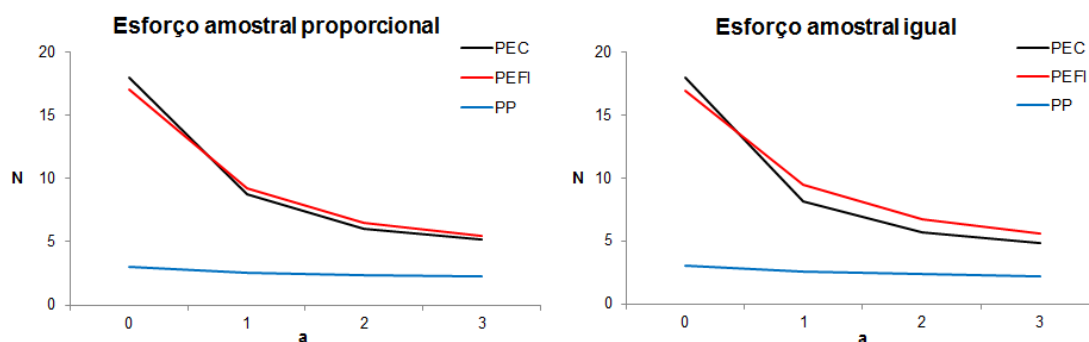
As curvas de rarefação do PEC e PEFI não atingiram à assíntota, indicando que a amostragem não foi suficiente para revelar a real riqueza de espécies em ambos os parques. No PP, no entanto, a assíntota foi atingida, indicando que as três espécies encontradas, representam a riqueza local (Fig. 6). A riqueza estimada pelo índice de Chao 1 indica que podem ocorrer entre 17 e 24 espécies no PEC ($20,49 \pm 3,6$) e 15 a 20 espécies no PEFI ($17,5 \pm 2,62$).

A diversidade de anfíbios não foi diferente entre PEC e PEFI de acordo com a análise de perfil de diversidade. Contudo, ambas as localidades apresentam uma maior diversidade que o PP, o qual possui baixa riqueza, com espécies pouco abundantes de anfíbios. Mesmo quando padronizado o esforço amostral, nas três áreas o resultado acima se manteve (Fig. 7).

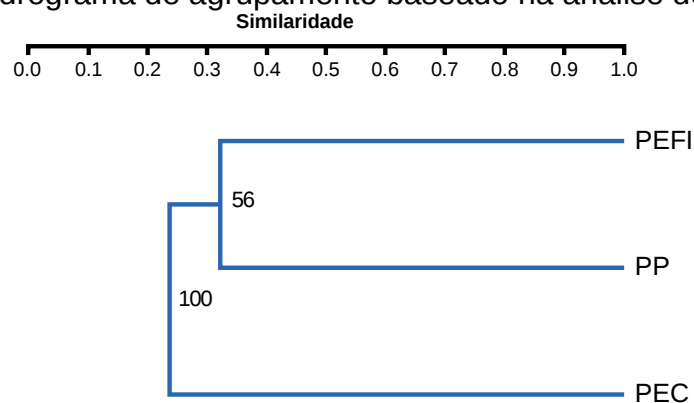
Foi observada variação significativa na composição das espécies de anfíbios entre os três parques ($R = 0,6319$; $p = 0,0005$). PEFI e PP diferiram em 70% em sua composição, e estes diferiram de PEC em aproximadamente 80% (Fig. 8). Considerando apenas as amostragens padronizadas, das 18 espécies amostradas em PEC, sete (*Brachycephalus nodoterga*, *Ischnocnema* sp. (aff. *guentheri*), *R. icterica*, *Dendropsophus elegans*, *Ololygon hiemalis*, *Hylodes* sp. e *Proceratophrys boiei*) foram exclusivas deste fragmento. No caso do PEFI, seis das 17 espécies foram exclusivas (*I. henselii*, *Scinax imbegue*, *S. cf. fuscovarius*, *Bokermannohyla hylax*, *Leptodactylus latrans* e *Physalaemus olfersii*). Uma única espécie foi exclusiva em PP, a Gymnophiona *Luetkenotyphlus brasiliensis* (Fig. 9). *Rhinella ornata* foi a espécie dominante no PP e PEFI ($n = 44$ e 79 , respectivamente). No PEC a espécie dominante foi *Haddadus binotatus* ($n = 66$), embora a espécie tenha sido comum nos outros fragmentos (PEFI: $n = 15$; PP: $n = 28$).

Figura 6 - Curva de rarefação por indivíduos das espécies de anfíbios

Curva de rarefação por indivíduos das espécies de anfíbios amostrados entre julho/2017 e junho/2018 realizada no Parque Estadual da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP).

Figura 7 - Perfil de diversidade de anfíbios

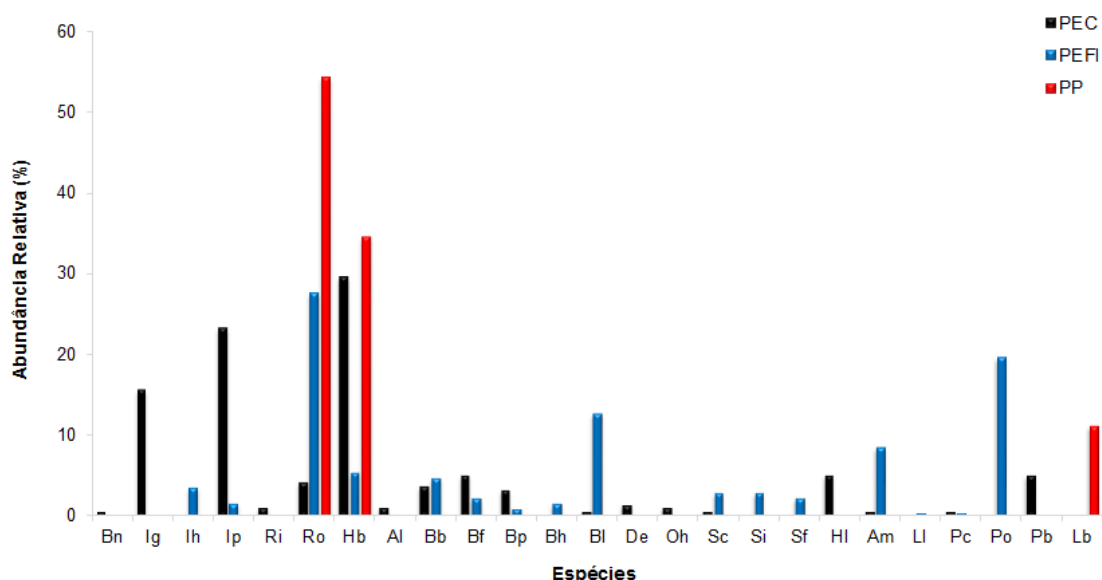
Perfil de diversidade de anfíbios amostrados entre julho/2017 e junho/2018 amostrados no Parque Estadual da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP). Legenda: N = diversidade; a = parâmetro de ordem de diversidade.

Figura 8 - Dendrograma de agrupamento baseado na análise de UPGMA

Dendrograma de agrupamento baseado na análise de UPGMA construído a partir de uma matriz de abundância dos anfíbios amostrados entre julho/2017 e junho/2018, com coeficiente de

correlação cofenético igual 0,9971. A similaridade foi calculada para a fauna de anfíbios encontrados no Parque Estadual da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP).

Figura 9 - Abundância relativa das espécies de anfíbios



Abundância relativa das espécies de anfíbios (porcentagem em relação ao número total de indivíduos) encontradas entre julho de 2017 e junho de 2018 amostrados no Parque Estadual da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP).
 Legenda: Bn = *Brachycephalus nodoterga*; Ig = *Ischnocnema* sp. (aff. *guentheri*); Ih = *Ischnocnema henselii*; Ip = *Ischnocnema parva*; Ri = *Rhinella icterica*; Ro = *Rhinella ornata*; Hb = *Haddadus binotatus*; Al = *Aplastodiscus leucopygius*; Bb = *Boana bischoffi*; Bf = *Boana faber*; Bp = *Boana prasina*; Bh = *Bokermannohyla hylax*; Bl = *Bokermannohyla luctuosa*; De = *Dendropsophus elegans*; Oh = *Ololygon hiemalis*; Sc = *Scinax crospedospilus*; Sf = *Scinax* cf. *fuscovarius*; Si = *Scinax imbegue*; HI = *Hylodes* sp. (gr. *lateristrigatus*); Am = *Adenomera marmorata*; LI = *Leptodactylus latrans*; Pc = *Physalaemus cuvieri*; Po = *Physalaemus offershii*; Pb = *Proceratophrys boiei*; Lb = *Luetkenotyphlus brasiliensis*.

4.2 Biodiversidade de répteis

4.2.1 Lista de Espécies e História Natural

Foram registradas 41 espécies de répteis no total, incluindo as amostragens e a literatura (Fig. 10). Foram registradas cinco espécies de répteis no PP, sendo um Amphisbaenidae e quatro espécies de lagarto, um de cada família (Diploglossidae, Gekkonidae, Gymnophthalmidae e Leiosauridae). No PEFI, foram registradas oito espécies, sendo sete espécies de lagartos pertencentes às famílias Leiosauridae (n = 3), Gekkonidae (n = 1), Gymnophthalmidae (n = 1), Tropiduridae (n = 1) e Teiidae (n = 1) e uma serpente (*Bothrops jararaca*, Viperidae). Foram registradas 14 espécies no PEC, sendo oito espécies de lagartos pertencentes às famílias Leiosauridae (n = 3), Diploglossidae (n = 1) Gekkonidae (n = 1), Gymnophthalmidae (n = 1), Teiidae (n = 1) e Tropiduridae (n = 1), e cinco de serpentes das famílias Dipsadidae (n = 4) e Viperidae (n = 1) (Tab. 2). Considerando as espécies registradas anteriormente na literatura e em coleções científicas, o PP abriga um total de 10 espécies, o PEFI, 23, e o PEC, 29 espécies (Tab. 3).

Ainda acerca da totalidade das amostragens, o hábito semi-arborícola foi predominante nos três parques (39,3% no PEC, 39,1% no PEFI e 33,3% no PP), seguido por hábitos terrícolas (35,7% no PEC, 30,4% no PEFI e 33,3% no PP). Outros hábitos representaram menos de 15% das espécies. O PP apresentou o menor número de hábitos entre os fragmentos, com a ausência de espécies que usam parcial ou exclusivamente a água como substrato (Fig. 11). *Hemidactylus mabouia*, uma espécie exótica, esteve presente em todos os parques, e foi a única espécie estritamente arborícola registrada no PP, não havendo, assim, registros de espécies nativas que usam exclusivamente a vegetação no PP.

Tabela 3 - Lista de répteis dos parques estudados.

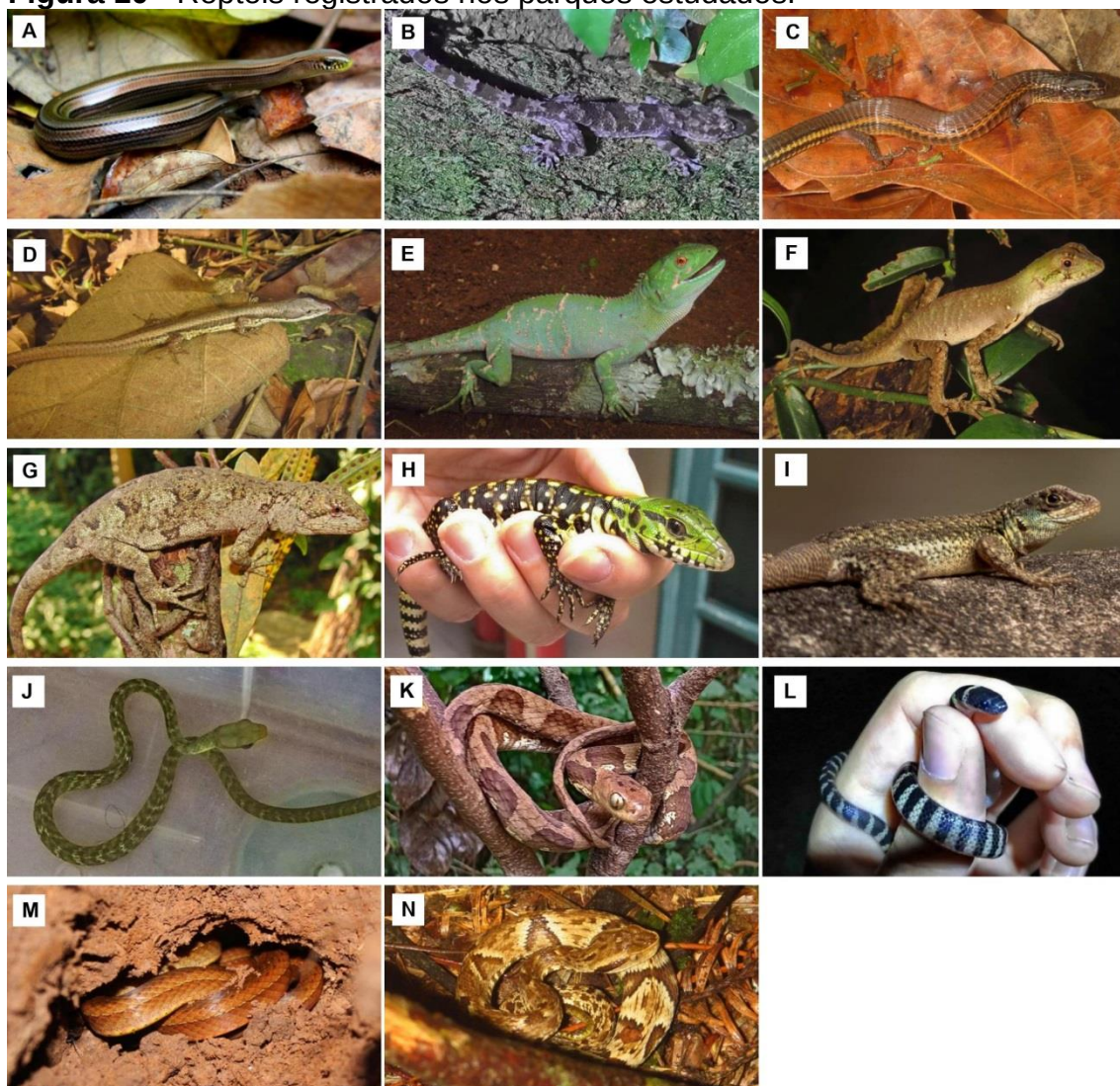
TAXON	PEC	PEFI	PP	Hábitos	Grau de ameaça
SQUAMATA					
Amphisbaenidae					
<i>Amphisbaena dubia</i> Müller, 1924		2		Fo	NE
<i>Leposternon microcephalum</i> Wagler, 1824		2	1	Fo	LC
Lacertilia					
Diploglossidae					
<i>Ophiodes fragilis</i> Spix, 1824	1, 3		1	Cr	LC
<i>Ophiodes striatus</i> Spix, 1824		2	2	Cr	LC
Gekkonidae					
<i>Hemidactylus mabouia</i> (Moreau de Jonnés, 1818)	1	1	1	Ar	NE
Gymnophthalmidae					
<i>Colobodactylus taunay</i> (Amaral, 1933)	2			Cr	LC
<i>Heterodactylus imbricatus</i> Spix, 1825	1, 2			Cr	LC
<i>Placosoma glabellum</i> Peters, 1870		1, 2	1,2	SAr	LC
Leiosauridae					
<i>Enyalius iheringii</i> Boulenger, 1885	1, 2	1, 2	1,2	SAr	LC
<i>Enyalius perditus</i> Jackson, 1978	1, 2	1, 2		SAr	LC
<i>Urostrophus vautieri</i> Duméril & Bibron, 1837	1, 2	1, 2		Ar	LC
Polychrotidae					
<i>Polychrus acutirostris</i> Spix, 1825	2			SAr	LC
Tropiduridae					
<i>Tropidurus torquatus</i> (Wied-Neuwied, 1820)	1*	1, 2		SAr	LC
Teiidae					
<i>Salvator merianae</i> (Duméril & Bibron, 1839)	1, 2	1, 2		Te	LC
Serpentes					
Colubridae					
<i>Chironius bicarinatus</i> Wied, 1820	1, 3	2		SAr	LC
<i>Chironius exoletus</i> (Linnaeus, 1758)		2		SAr	LC
Dipsadidae					
<i>Atractus trihedurus</i> Amaral, 1926		2		Fo	LC
<i>Dipsas bucephala</i> (Shaw, 1802)	1			SAr	LC
<i>Dipsas mikanii</i> (Schlegel, 1837)	3		2	Te	LC
<i>Echinanthera cephalostriata</i> Di Bernardo, 1996	3			Te	LC
<i>Echinanthera melanostigma</i> (Wagler in Spix, 1824)	2			Te	LC
<i>Echinanthera undulata</i> (Wied, 1824)	3	2		Te	LC
<i>Elapomorphus quinquelineatus</i> (Raddi, 1820)	2, 3			Fo	LC
<i>Erythrolamprus jaegeri</i> (Gunther, 1858)	3			Te	LC
<i>Erythrolamprus miliaris</i> Linnaeus, 1758	3			SAq	LC
<i>Helicops modestus</i> Günther, 1861		2		Aq	LC
<i>Oxyrhopus clathratus</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854	1, 3	2		Te	LC
<i>Oxyrhopus guibei</i> Hoge & Romano, 1977	3		2	Te	LC
<i>Philodryas olfersii</i> (Lichtenstein, 1823)	3			SAr	LC

Continuação

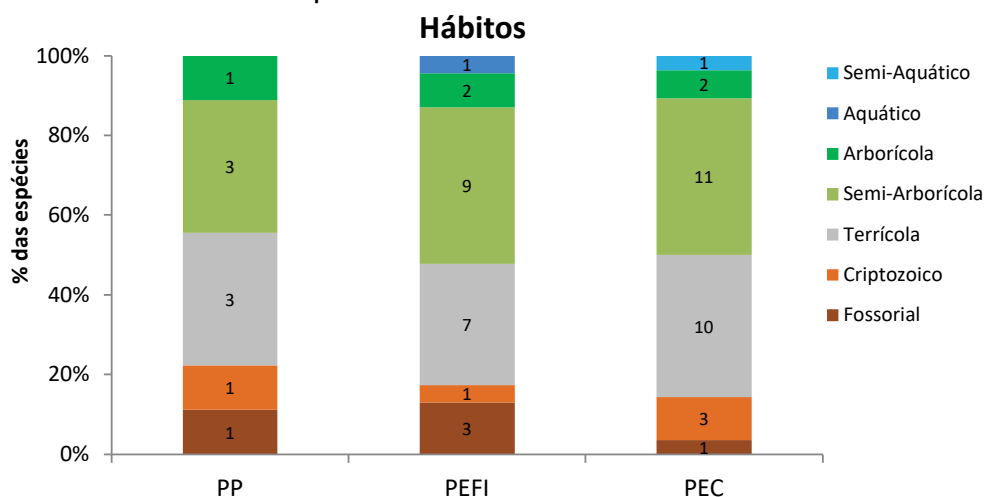
TAXON	PEC	PEFI	PP	Hábitos	Grau de ameaça
<i>Philodryas patagoniensis</i> (Girard, 1858)		2		Te	LC
<i>Taeniophallus affinis</i> (Günther, 1858)		2		Te	LC
<i>Taeniophallus bilineatus</i> (Fischer, 1885)	1, 2, 3			Te	LC
<i>Taeniophallus persimilis</i> Wied, 1824	3			Te	LC
<i>Thamnodynastes</i> cf. <i>nattereri</i>		2		SAr	LC
<i>Thamnodynastes strigatus</i> Wied, 1824	3		2	SAr	LC
<i>Tomodon dorsatus</i> Duméril, Bibron & Duméril, 1854		2		Te	LC
<i>Tropidodryas serra</i> (Schlegel, 1837)	3			SAr	LC
<i>Tropidodryas striaticeps</i> (Cope, 1869)	2	2		SAr	LC
<i>Xenodon merremi</i> (Wagler, 1824)			2	Te	LC
<i>Xenodon neuwiedii</i> Günther, 1863	1, 2, 3	2		Te	LC
Viperidae					
<i>Bothrops jararaca</i> Wied, 1824	1, 2, 3	1, 2		SAr	LC
Total	29	23	11		

Lista de répteis do Parque da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP) registrados no presente estudo (1), em dados da literatura (2) e dados da coleção herpetológica “Alphonse Richard Hoge” do Instituto Butantan (3). Hábitos: Fo = fossorial, Cr = cryptozoico, Te = terrícola, Ar = Aborícola, SAr = semi-arborícola, SAq = semi-aquático, Aq = aquático. Grau de ameaça de acordo com a International Union for CONservation of Nature (IUCN, 2020): NE = *Not Evaluated* ou não avaliada; LC = *Least Concern* ou pouco preocupante. O registro marcado com (*) foi apenas por avistamento, porém não foi coletado.

Figura 10 - Répteis registrados nos parques estudados.



Espécies de répteis registradas nos parques estudados: A) *Ophiodes fragilis*; B) *Hemidactylus mabouia*; C) *Heterodactylus imbricatus* (Foto: Mauro Teixeira Jr.); D) *Placosoma glabellum* (Foto: Mauro Teixeira Jr.); E) *Enyalius iheringii* (Foto: Mauro Teixeira Jr.); F) *Enyalius perditus* (Foto: Mauro Teixeira Jr.); G) *Urostrophus vautieri* (Foto: Cybele Lisboa); H) *Salvator merianae*; I) *Tropidurus torquatus* (Foto: Rodrigo Castello); J) *Chironius bicarinatus*; K) *Dipsas bucephala*; L) *Oxyrhopus clathratus* (Foto: Rodrigo Castello); M) *Taeniophallus bilineatus*; N) *Bothrops jararaca* (Foto: Mauro Teixeira Jr.).

Figura 11 - Hábitos dos répteis

Hábitos dos répteis encontrados nos parques da Previdência (PP), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Cantareira (PEC). A porcentagem de espécies observadas ocupando cada hábito em cada parque é representada pelas barras, e a quantidade de espécies é apresentada em valores numéricos.

4.2.2 Comparação da estrutura das comunidades de répteis

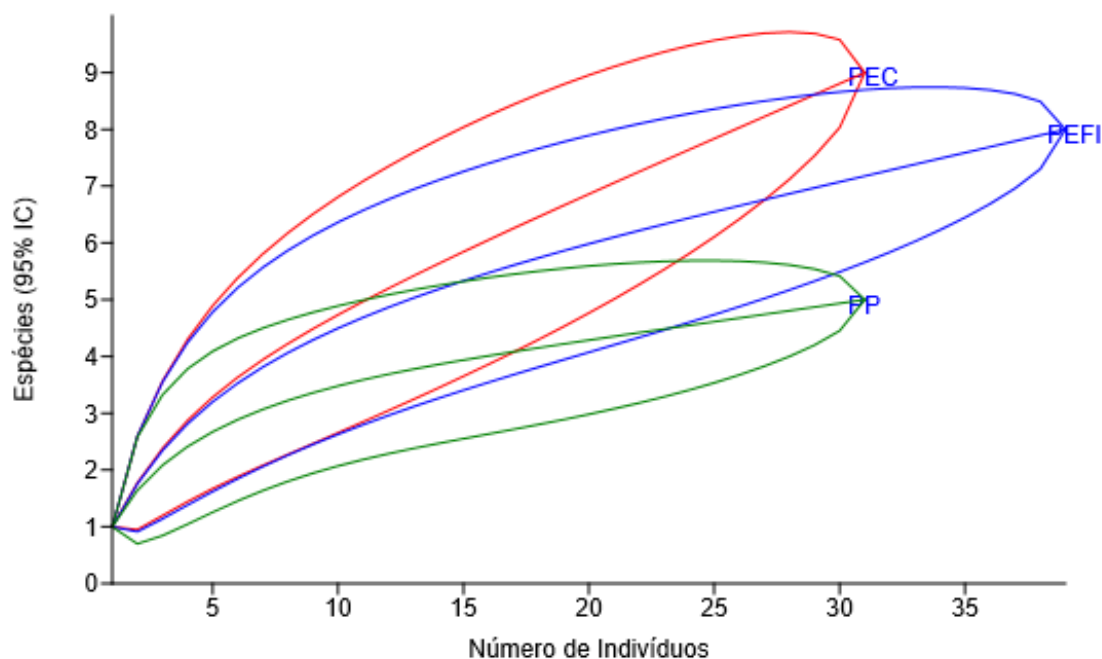
Apesar do esforço amostral ter sido insuficiente em todos os parques, a riqueza observada foi maior no PEC, e menor no PP (Fig. 12). Quando avaliamos a riqueza estimada pelo índice Chao 1 (PEC: $S_{est} = 23,52 \pm 4,62$; PEFI: $S_{est} = 13,85 \pm 3,6$; PP: $S_{est} = 5,97 \pm 1,76$), observamos o mesmo padrão relatado acima para a riqueza observada. Além disso, ponderando pela quantidade de indivíduos amostrados, não encontramos diferença na riqueza entre o PEC e PEFI, contudo, ambos foram mais ricos que o PP.

Considerando-se um mesmo esforço amostral entre as áreas, PEC e PEFI não diferem na diversidade, porém ambos os parques abrigam uma maior diversidade de répteis que o PP (Fig. 13).

A composição da fauna de répteis entre os fragmentos apresentou diferenças significativas ($R = 0,47$ e $p = 0,003$). O PEFI e PEC apresentam 50% de similaridade na composição da fauna de répteis. Enquanto o PP difere na composição de ambos em aproximadamente 90% (Fig. 14). Considerando apenas as amostragens padronizadas, quatro espécies foram registradas exclusivamente no PEC (*Chironius bicarinatus*, *Oxyrhopus clathratus*, *Taeniophallus bilineatus* e *Xenodon neuwiedii*), uma no PEFI (*Tropidurus*

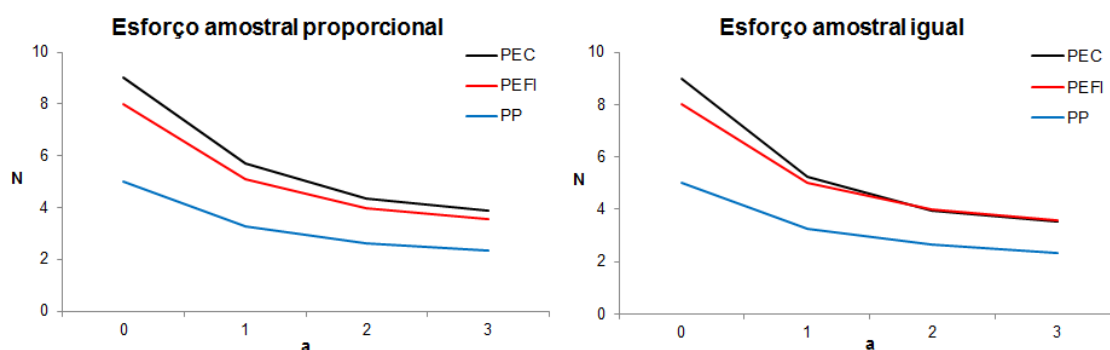
torquatus) e duas no PP (*Leposternon microcephalum* e *Ophiodes striatus*). *Bothrops jararaca* foi dominante no PEC (n = 11) e o gênero *Enyalius* no PEFI (*E. perditus*; n = 16) e no PP (*E. iheringii*, n = 17) (Fig. 15).

Figura 12 - Curva de rarefação por indivíduos das espécies de répteis

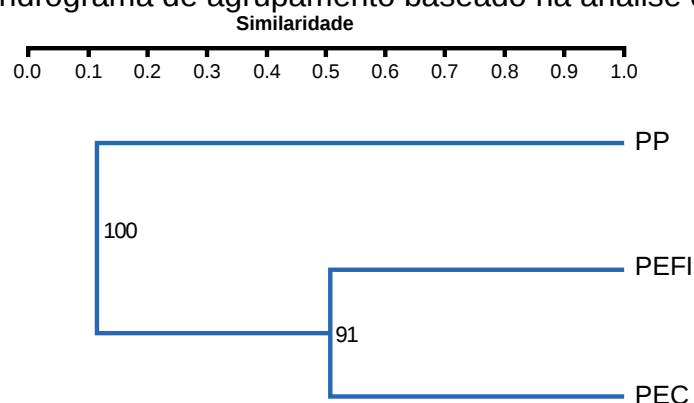


Curva de rarefação por indivíduos das espécies de répteis amostrados entre julho/2017 e junho/2018 no Parque Estadual da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP).

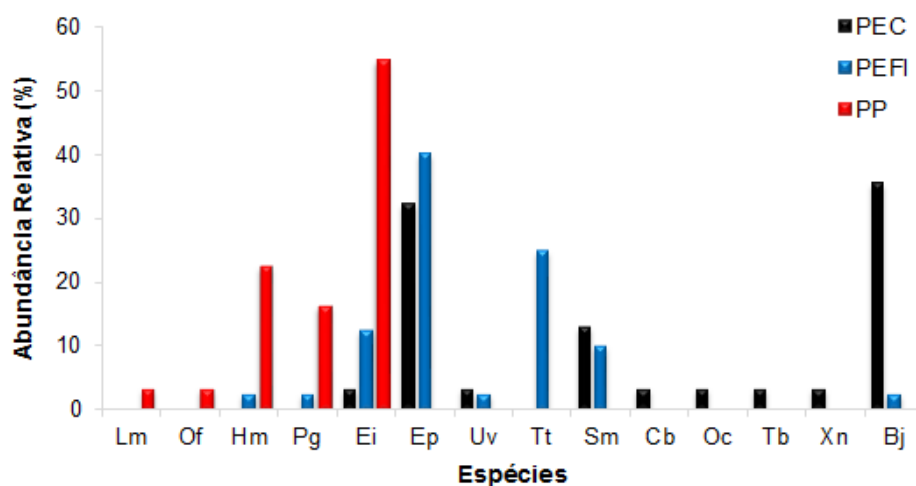
Figura 13 - Perfil de diversidade de répteis



Perfil de diversidade de répteis amostrados entre julho/2017 e junho/2018 no Parque Estadual da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP). Legenda: N = diversidade; a = parâmetro de ordem de diversidade.

Figura 14 - Dendrograma de agrupamento baseado na análise de UPGMA

Dendrograma de agrupamento baseado na análise de UPGMA construído a partir de uma matriz de abundância dos répteis amostrados entre julho/2017 e junho/2018 no Parque da Previdência (PP), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC), e utilizando o índice Bray-Curtis nos três parques e coeficiente de correlação de 0,9397.

Figura 15 - Abundância relativa das espécies de répteis

Abundância relativa das espécies de répteis (porcentagem em relação ao número total de indivíduos) encontradas entre julho de 2017 e junho de 2018 no Parque Estadual da Cantareira (PEC), Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque da Previdência (PP). Legenda: Lm = *Leposternon microcephalum*; Of = *Ophiodes fragilis*; Hm = *Hemidactylus mabouia*; Pg = *Placosoma glabellum*; Ei = *Enyalius iheringii*; Ep = *Enyalius perditus*; Uv = *Urostrophus vaultieri*; Tt = *Tropidurus torquatus*; Sm = *Salvator merianae*; Cb = *Chironius bicarinatus*; Oc = *Oxyrhopus clathratus*; Tb = *Taeniophallus bilineatus*; Xn = *Xenodon neuwiedii*; Bj = *Bothrops jararaca*.

5 DISCUSSÃO

No presente trabalho foram amostradas espécies inéditas para todos os parques, tanto de anfíbios ($n = 2$ no PEC; $n = 1$ no PEFI; $n = 4$ no PP; ver Tabela 2), quanto de répteis ($n = 3$ no PEC; $n = 1$ no PEFI; e $n = 4$ no PP; ver Tabela 3). Trabalhos anteriores já haviam apresentado listas de espécies da herpetofauna para estes três parques (Benesi 2007, Leonel 2009, DEPAVE 2018, Lisboa et al. no prelo), porém algumas observações devem ser feitas. A lista de herpetofauna apresentada no Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra da Cantareira (Leonel 2009) apresenta espécies que não ocorrem na região (i.e. *Phrynomedusa fimbriata*), isso por causa de uma mistura de tabelas na montagem final do texto do Plano de Manejo (D. PAVAN com. pess.). Por este motivo, tais espécies não são relacionadas no presente trabalho. O PP teve uma lista de fauna apresentada no Inventário da Fauna Silvestre do Município de São Paulo (DEPAVE 2018), porém tal lista não contemplava registros de anfíbios. Interessante notar que a curva de rarefação obtida com os dados padronizados atingiu a assíntota com três espécies, o que indica que possivelmente não há mais espécies de anfíbios no PP. Além disso, a lista do Inventário da Fauna Silvestre do Município de São Paulo incluía registro de *Enyalius perditus*, e não de *E. iheringii*. Nós registramos uma grande abundância de *E. iheringii* no PP e nenhum indivíduo de *E. perditus*, o que nos leva a crer que este registro de *E. perditus* tenha sido possivelmente um erro de identificação, motivo pelo qual não confirmamos tal espécie na lista de herpetofauna do PP (Tabela 3). Dentre os três parques amostrados, o PEFI foi o que houve menor incremento no número de espécies após o presente levantamento. A amostragem feita por Lisboa et al. (no prelo) do PEFI foi bastante completa, envolvendo diversos métodos (AIQ, PVLTs, EO e levantamento em coleções herpetológicas), o que contribuiu para a obtenção de dados mais completos.

Conhecer corretamente a biota que ocupa as áreas cobertas de vegetação nativa é de fundamental importância para podermos definir ações de conservação mais eficientes (Margules & Pressey 2000), já que o desmatamento e a fragmentação de hábitat são uma ameaça constante aos ambientes naturais. Outros remanescentes de Mata Atlântica do planalto do Estado de São Paulo

que já tiveram sua herpetofauna amostrada revelaram uma maior riqueza de espécies, tais como o da Serra do Japi (Haddad & Sazima 1992, Sazima & Haddad 1992), Reserva do Morro Grande (Dixo & Verdade 2006), e Parque Estadual do Jurupará (Condez et al. 2009) (Tabela 4). Entretanto, cabe ressaltar que o PEC, maior parque amostrado por nós, ainda é bem menos extenso do que esses parques (variando de 15% a 70%), de modo que essa menor riqueza pode estar relacionada ao tamanho do fragmento (Bell & Donnelly 2006, Watling & Donnelly 2006, Haddad et al. 2015, Almeida-Gomes et al. 2016). Já foi demonstrado, por exemplo, que comunidades de anfíbios em fragmentos florestais com menos de 1000ha podem ser severamente limitadas em sua riqueza (Almeida-Gomes et al. 2010). Todavia, apesar de o PEFI apresentar uma área bastante reduzida quando comparada ao PEC (PEFI: 540ha; PEC: 7916ha), mostrou riqueza similar à desse parque, bem como à de outros fragmentos de tamanho mais similares (100 a 1000ha) e isolados por uma matriz urbana (Pan, PNMFC, PEG; Lourenco-de-Moraes et al. 2018). Não obstante, *Bokermannohyla izecksohni*, *Crossodactylus* cf. *boulengeri* e *Physalaemus maculiventris* registrados no PEFI são considerados extintos localmente, já que foram amostrados há mais de 50 anos (Lisboa et al. no prelo). A limitação no número de espécies foi bastante evidente no PP, com apenas quatro espécies de anfíbios presentes, padrão também encontrado em outros parques urbanos menores que 50ha (PTor, PTSC e MP; Lourenco-de-Moraes et al. 2018; Tabela 4). Apesar da baixa riqueza, PP foi o único fragmento com registro de uma cecília. Gimnofionas foram observados em outros fragmentos menores do que 150ha e em jardins urbanos (Silvano et al. 2004, Condez et al. 2009). No entanto, registros do município de São Paulo são datados apenas entre 1905 e 1960 (*Siphonops annulatus*, *S. hardyi* e *S. paulensis*; Malagoli 2008).

A diversidade de anfíbios e répteis coletados no presente estudo não diferem entre PEC e PEFI, porém ambos apresentam maior diversidade do que o PP. Contudo, as comunidades do PEC não foram completamente amostradas (ver figuras 6 e 12) e possivelmente apresenta maior diversidade do que PEFI devido ao seu maior tamanho e diversidade de ambientes (Robbins et al. 1989, Soulé et al. 1992). Espécies da família Hylidae foram predominantes nas comunidades do PEC e PEFI, padrão comum em outras comunidades da Mata

Atlântica (Duellman 1999, Rocha & Van Sluys 2007, Narvaes et al. 2009, Martins et al. 2019), porém a comunidade do PP, apresentou-se homogênea em relação à frequência dos grupos taxonômicos ali encontrados.

Apesar da similaridade na riqueza observada e diversidade encontradas no PEC e PEFI, as comunidades de anfíbios se mostraram bastante diferentes em relação à sua composição, com apenas cerca de 20% da fauna de anfíbios compartilhados entre esses parques. Tais diferenças podem estar relacionadas ao fato de que as respostas à fragmentação podem diferir entre as espécies e a escala analisada (Laurance 1991, Piessens et al. 2005), bem como a diferentes necessidades inerentes a cada espécie com relação ao hábitat que ocupam (Duellman & Trueb 1994). Espécies com desenvolvimento direto, como os Brachycephalidae e Craugastoridae, apresentam uma associação mais estreita com a umidade presente na serrapilheira, sendo geralmente abundantes onde ocorrem (Almeida-Gomes et al. 2008), uma vez que não dependem da água diretamente para reprodução (Haddad et al. 2013). De fato, no PEC, as três espécies mais abundantes (*Haddadus binotatus*, *Ischnocnema* aff. *guentheri* e *I. parva*) apresentam esse modo reprodutivo, já no PEFI, ambos os gêneros estão presentes, mas em menor abundância, e no PP ocorre apenas *H. binotatus*. Embora os três parques apresentem serrapilheira em abundância, o PEC se encontra inserido em um relevo montanhoso, e tais regiões acabam apresentando maior umidade no solo devido à maior incidência de chuvas de origem orográfica (Smith et al. 1996, Lin et al. 2001), do que áreas mais planas, como o PEFI e o PP. Deve-se considerar também que o efeito de borda acentuado e a cobertura vegetal esparsa podem dificultar a manutenção da umidade do solo e da serrapilheira do PEFI e do PP (Dias et al. 2019), fator importante para as espécies com desenvolvimento direto (Bellis 1962, Pough et al. 1977, Halverson et al. 2003). No PEC o relevo montanhoso, com grande variação altitudinal e maior índice de chuva orográfica, proporciona também uma maior disponibilidade de riachos, sendo encontradas neste parque espécies com uma estreita relação com este tipo de hábitat, tais como *Brachycephalus nodoterga*, *Crossodactylus* cf. *wernerii*, *Hylodes* sp. (gr. *lateristrigatus*) e *Proceratophrys boiei* (Haddad et al. 2013, Sa et al. 2015, Bornschein et al. 2016, 2019). Hábitats alterados, por outro lado, incluem frequentemente uma alta

proporção de espécies tolerantes a ambientes abertos (Almeida-Gomes et al. 2010), como é o caso de *Rhinella ornata*, espécie dominante no PEFI e PP.

PEFI e PEC apresentaram pouca variação na proporção espécies de anfíbios com diferentes hábitos, predominando as arborícolas. Hábitos arborícolas, comum nos hilídeos, são frequentemente observados entre comunidades de anfíbios na Mata Atlântica, em virtude da complexidade estrutural desse bioma, com maior disponibilidade de ambientes propícios a esses animais (Trevine et al. 2014, Oliveira et al. 2020). Adicionalmente, hábitos criptozoicos são bastante comuns em famílias como Brachycephalidae, Leptodactylidae e Craugastoridae, indicando correlação existente entre linhagens filogenéticas e tipos específicos de uso de recurso (Inger 1969, Giasson 2008, Haddad et al. 2013). PP apresentou o mesmo número de hábitos, porém houve uma homogeneização entre eles devido à baixa riqueza de anfíbios do fragmento. Hábitos fossoriais foram registrados exclusivamente no PP, representado pela cecília *Luetkenotyphlus brasiliensis*. Pouco se conhece da história de vida de *L. brasiliensis*, contudo, tendo em vista que outras espécies de Gymnophiona depositam seus ovos em ambiente terrestre e apresentam desenvolvimento direto, mesmo fragmentos diminutos poderiam ser importantes refúgios para populações de cecílias em meio à uma matriz urbana extensiva. Hábitos reofílicos foram registrados apenas no PEFI e no PEC, para as espécies da família Hylodidae. Entretanto, como dito anteriormente, possivelmente *Crossodactylus* cf. *boulengeri* esteja extinto localmente no PEFI e esse hábito não seja contemplado no fragmento. Espécies cujos hábitos e história de vida se encontram intimamente relacionados a rios costumam ser mais vulneráveis aos impactos humanos (Bolocho et al. 2020). Reofilia é um hábito bastante específico, relacionado à ocupação de ambientes aquáticos com corredeiras (Haddad et al. 2013), sendo, portanto, influenciado pela quantidade e qualidade dos riachos ali presentes. Dessa forma, a ausência de riachos encachoeirados no PEFI e PP, não criam condições muito propícias para o estabelecimento de espécies reofílicas. Em relação aos modos reprodutivos, PEC apresentou maior diversidade, predominando espécies com modo reprodutivo do tipo A (ovos depositados diretamente na água), seguido do tipo E (ovos no solo, sobre rochas ou em cavidades) e C (ovos aquáticos em ninho de espuma). Espécies que

apresentam larvas aquáticas são mais sensíveis a fragmentação de hábitat, ao contrário das espécies com desenvolvimento terrestre (Becker et al. 2007). Apesar da diversidade de modos reprodutivos de PEFI ter sido inferior, o fragmento também apresentou alta proporção de espécies com modo reprodutivo do tipo A. A baixa riqueza de anfíbios no PP é, primeiramente, devido ao tamanho diminuto do fragmento (Soulé et al. 1992), mas também pela baixa disponibilidade de corpos d'água, representados apenas por um pequeno brejo (Becker et al. 2007). Portanto, quantidade e qualidade de corpos d'água também pode influenciar as comunidades quanto ao modo reprodutivo.

O PEC abriga uma menor riqueza de répteis, assim como a de anfíbios, quando em comparação a outros remanescentes de grande porte (SJ, Haddad & Sazima 1992, Sazima & Haddad 1992, PEJ, Condez et al. 2009; Tabela 4). A principal diferença entre o PEC e os demais parques está no número de serpentes encontradas nestas áreas. Serpentes são reconhecidamente um grupo de difícil amostragem, o que fica mais evidente com a inclusão dos dados secundários, que acrescentaram 13 espécies à lista do PEC. Apesar de apenas uma serpente ter sido observada no PEFI (*B. jararaca*) e nenhuma no PP, também existem registros na literatura que indicam haver mais espécies nestes parques (Lisboa et al. no prelo; DEPAVE, 2018). Embora estes dados secundários mostrem uma fauna de serpentes potencialmente maior do que a observada, muitos destes são registros históricos e podem não refletir a realidade atual, especialmente em fragmentos pequenos e com alto grau de perturbação, como o PP. A manutenção de uma população a longo prazo depende de diversos fatores, como a existência de um número mínimo de indivíduos que mantenha a população viável (Shaffer 1981, Jamieson & Allendorf 2012), assim como a sua posição na cadeia trófica, com predadores sofrendo os efeitos mais conspicuamente (Dobson et al. 2006, Martinson et al. 2012). No caso das serpentes, existem poucas informações sobre o tamanho mínimo viável de uma população, mas dentre as espécies da Mata Atlântica, predominam as que se alimentam de anuros (Hartmann et al. 2009, Costa et al. 2010, Barbo et al. 2011). No PP, a fauna de anuros foi extremamente reduzida, sendo composta por apenas quatro espécies, o que pode restringir a manutenção de seus

predadores, tais como serpentes, na área (Zipkin et al. 2020). A riqueza de lagartos no PP, porém, foi apenas ligeiramente inferior à de grandes fragmentos (SJ; Haddad & Sazima 1992, Sazima & Haddad 1992, RMG, Dixo & Verdade 2006; PESMCu, BATISTA, no prelo; Tabela 4), indicando que mesmo pequenos fragmentos podem ser representativos da fauna de lagartos local (Dixo & Metzger 2009). Entretanto, sabe-se que a redução do fluxo gênico e endogamia têm efeitos importantes em pequenas populações isoladas, então sua manutenção a longo prazo ainda é incerta (Madsen et al. 1996, Armbruster & Reed 2005).

Estudos indicam que a riqueza, abundância e equitabilidade de espécies de répteis correlacionam-se negativamente com o grau de urbanização ou perturbação do ambiente (Germaine & Wakeling 2001), demonstrando que os processos de modificações do hábitat podem favorecer a colonização de algumas espécies em detrimento de outras (Vitt, 1998; (Lehtinen et al. 2003, Dixo & Martins 2008). É o caso do *Hemidactylus mabouia*, espécie exótica e generalista (Vanzolini 1978, Meshaka 2000) registrada nos três fragmentos amostrados. Contraintuitivamente, outras espécies generalistas comuns em borda de mata e áreas antrópicas, como *Bothrops jararaca*, *Salvator merianae* e *Tropidurus torquatus* (Rodrigues 1987, Sazima 1992, Avila-Pires 1995) não foram registradas no PP. Contudo, *S. merianae* apresenta grande área de vida, com mais de 20 ha (Cechin et al. 2011), e apesar de não conhecermos a área de vida de *B. jararaca*, outra espécie do gênero, *B. asper*, apresenta área de vida de até 8,8 ha (Wasko & Sasa 2012). Possivelmente a área diminuta do PP (9,15 ha) seja insuficiente para manter uma população viável dessas espécies. Já a ausência de *Tropidurus* sp. no PP parece estar mais relacionada a fatores histórico-temporais do que ecológicos ou fisiológicos, já que a expansão urbana e as mudanças climáticas têm favorecido a dispersão do gênero heliotérmico (Sena et al. 2008).

A diferença na composição de espécies entre os parques foi bastante evidente, sendo mais acentuada no PP, tendo a espécie fossorial *Leposternon microcephalum* sido coletada apenas neste fragmento. Anfisbenídeos geralmente são um grupo de difícil amostragem, porém essa espécie é relativamente comum no município de São Paulo (Barbo & Sawaya 2008) e os

encontros parecem ser favorecidos em pequenos fragmentos urbanos (Costa et al. 2009, Lisboa et al. 2016). Outras espécies de répteis registradas nos fragmentos foram representadas por um ou poucos exemplares, porém a diferença na abundância de *E. iheringii* e *E. perditus* entre fragmentos foi bastante conspícua. Ambas estão presentes no PEC e no PEFI, e apenas *E. iheringii* no PP, de maneira que nos fragmentos em que estavam presentes, ambas as espécies tiveram maior densidade no fragmento de menor tamanho. Embora o efeito esperado da fragmentação seja a redução na densidade, geralmente sendo a densidade tratada como indicativo do bem estar da população (Johnson 2007), em certos casos nenhuma relação é encontrada entre a densidade e a fragmentação (Püttker et al. 2008), ou uma relação negativa é observada tanto para a densidade como para condições corporais (Tischendorf et al. 2005, Johnstone et al. 2010). No entanto como répteis são dificilmente os alvos de estudos envolvendo fragmentação é difícil interpretar tais resultados, já que a saúde de uma população varia de acordo com diversos fatores como a história de vida, autoecologia, dieta, e tamanho do corpo (Turner 1996, Debinski & Holt 2000, Ewers & Didham 2006).

Com relação ao status de conservação das espécies encontradas nos três parques, é notável que a maioria é classificada como não preocupante (LC). Entretanto, a espécie *Bokermannohyla izecksohni*, amostrada no PEC e no PEFI, é classificada como criticamente em perigo (CR). Essa é uma espécie historicamente classificada como ameaçada nas listas de fauna grandemente devido à sua distribuição geográfica restrita, ainda que tenha sido encontrada em outras localidades mais recentemente (Toledo et al. 2008). O fato de haver registros de *B. izecksohni* no PEC e no PEFI, é, portanto, fundamental para a manutenção da espécie, bem como para a avaliação de seu status de conservação. Outras espécies observadas nos três parques são atualmente classificadas como deficiente em dados (DD) ou não avaliadas (NE). A observação e ampliação do conhecimento sobre essas espécies, cabendo ressaltar, ainda, a importância dos estudos e das listas regionais, podem contribuir com sua conservação.

Tabela 4 - Número de espécies registradas em campo em remanescentes da Mata Atlântica do planalto do Estado de São Paulo

Remanescente	Área (ha)	Entorno	Anfíbios	Anuros	Gimnofionas	Répteis	Anfisbenídeos	Lagartos	Serpentes	Referência
PEJ	26.250	contínuo	36	36	0	17	0	7	10	Condez (2008)
RMG	10.660	contínuo	27	27	0	8	0	5	3	Dixo & Verdade (2006)
SJ	9.140	contínuo	24	24	0	19	1	5	13	Sazima & Haddad (1992)
PEC	7.916	contínuo	19	19	0	13	0	7	6	Presente trabalho
Pan	950	urbano	15	15	-	-	-	-	-	Lourenço-de-Moraes <i>et al.</i> (2018)
PEFI	540	urbano	18	18	0	8	0	7	1	Presente trabalho
PNMFC	449	urbano	22	22	-	-	-	-	-	Lourenço-de-Moraes <i>et al.</i> (2018)
PEG	263	urbano	15	15	-	-	-	-	-	Lourenço-de-Moraes <i>et al.</i> (2018)
PEAL	174	urbano	11	11	-	-	-	-	-	Lourenço-de-Moraes <i>et al.</i> (2018)
Cr	19,73	não urbano	-	-	-	-	-	1	-	Bruscagin <i>et al.</i> (2017)
Ha.	16,01	não urbano	-	-	-	-	-	2	-	Bruscagin <i>et al.</i> (2017)
Ma	12,79	não urbano	-	-	-	-	-	0	-	Bruscagin <i>et al.</i> (2017)
PO	12,03	não urbano	-	-	-	-	-	2	-	Bruscagin <i>et al.</i> (2017)
PTor	11	urbano	3	3	-	-	-	-	-	Lourenço-de-Moraes <i>et al.</i> (2018)
Yo	11,63	não urbano	-	-	-	-	-	2	-	Bruscagin <i>et al.</i> (2017)
Ra	9,25	não urbano	-	-	-	-	-	0	-	Bruscagin <i>et al.</i> (2017)
PP	9,15	urbana	4	3	1	5	1	4	0	Presente trabalho
PTSC	4,86	urbano	1	1	-	-	-	-	-	Lourenço-de-Moraes <i>et al.</i> (2018)
MP	3	urbano	6	6	-	-	-	-	-	Lourenço-de-Moraes <i>et al.</i> (2018)

Número de espécies registradas em campo em remanescentes da Mata Atlântica do planalto do Estado de São Paulo. Remanescente: PEJ = Parque Estadual do Jurupará; RMG = Reserva do Morro Grande; SJ = Serra do Japi; PEC = Parque Estadual da Cantareira; PAn = Parque Anhanguera; PEFI = Parque Estadual das Fontes do Ipiranga; PNMFC = Parque Nacional Municipal Fazenda do Carmo; PNMNP = Parque Natural Municipal Nascentes de Paranapiacaba; PEG = Parque Ecológico Guarapiranga; Cr = Cromossomo; Ha = Harpa; Ma = Machucado; PO = Pedro Onório; PTor = Parque Cidade de Toronto; Yo = Yoko, Ra = Radialista; PP = Parque da Previdência; PTSC = Parque Tentente Siqueira Campos "Trianon MASP"; MP = Marginal Pinheiros - Área do Projeto Pomar. O entorno foi categorizado como conectado (contínuo), isolado na matriz urbana (urbana) ou isolado na matriz não urbana (não urbana). Apenas registros de campo e coleção científica foram considerados aqui.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho apresenta uma lista de anfíbios inédita para o Parque da Previdência, listas de anfíbios atualizadas para o Parque da Cantareira e o Parque Estadual Fontes do Ipiranga (ver Tabela 2), bem como listas de répteis atualizadas e corrigidas para o Parque Estadual da Cantareira, o Parque Estadual Fontes do Ipiranga e o Parque da Previdência (ver Tabela 3).

A extensa área de Mata Atlântica que cobre o PEFI, e principalmente o PEC, abriga considerável número de espécies de anfíbios e répteis, e mantém a diversidade de guildas ecológicas dos grupos, ressaltando a importância dos parques e fragmentos na proteção da herpetofauna de São Paulo. A riqueza e diversidade de guildas do PP são fortemente reduzidas, estando claramente relacionada ao tamanho do fragmento e a presença de corpos d'água no mesmo. Apesar disso, o fragmento parece ainda constituir um refúgio importante para a comunidade de lagartos e outras espécies fossoriais. Novos levantamentos de riqueza e diversidade de herpetofauna nesses e em outros fragmentos de Mata Atlântica podem contribuir grandemente com o esclarecimento do papel dessas áreas na manutenção da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA-GOMES, M., ALMEIDA-SANTOS, M., GOYANNES-ARAÚJO, P., BORGES-JUNIOR, V.N.T., VRCIBRADIC, D., SIQUEIRA, C.C., ARIANI, C.V., DIAS, A.S., SOUZA, V.V., PINTO, R.R., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. (2010) Anurofauna of an Atlantic Rainforest fragment and its surroundings in Northern Rio de Janeiro State, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70 (3), 817–877.
- ALMEIDA-GOMES, M., VIEIRA, M.V., ROCHA, C.F.D., METZGER, J.P. & DE COSTER, G. (2016) Patch size matters for amphibians in tropical fragmented landscapes. *Biological Conservation*, 19589-96.
- ALMEIDA-GOMES, M., VRCIBRADIC, D., SIQUEIRA, C.C., KIEFER, M.C., KLAION, T., MEIDA-SANTOS, P., NASCIMENTO, D., ARIANI, C.V., BORGES, V.N.T., FREITAS, R.F., VAN SLUYS, M. & ROCHA, C.F.D. (2008) Herpetofauna of an Atlantic rainforest area (Morro São João) in Rio de Janeiro State, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias*, 80 (2), 291–300.
- ANGOLD, P.G., SADLER, J.P., HILL, M.O., PULLIN, A., RUSHTON, S., AUSTIN, K., SMALL, E., WOOD, B., WADSWORTH, R., SANDERSON, R. & THOMPSON, K. (2006) Biodiversity in urban habitat patches. *Science of the Total Environment*, 360 (1), 196-204.
- ANTHONY, N.M., RIBIC, C.A., BAUTZ, R. & GARLAND, T. (2005) Comparative effectiveness of Longworth and Sherman live traps. *Wildlife Society Bulletin*, 33 (3), 1018-1026.
- ARMBRUSTER, P. & REED, D.H. (2005) Inbreeding depression in benign and stressful environments. *Heredity*, 95 (3), 235-242.
- AVILA-PIRES, T.C.S. (1995) Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). *Zoologische Mededelingen*, 2991–706.
- BAILEY, J.K. (2011) From genes to ecosystems: a genetic basis to ecosystem services. *Population Ecology*, 53 (1), 47-52.
- BANKS, S.C., PIGGOTT, M.P., STOW, A.J. & TAYLOR, A.C. (2007) Sex and sociality in a disconnected world: a review of the impacts of habitat fragmentation on animal social interactions. *Canadian Journal of Zoology*, 85 (10), 1065-1079.
- BARBO, F.E., MARQUES, O.A.V. & SAWAYA, R.J. (2011) Diversity, Natural History, and Distribution of Snakes in the Municipality of São Paulo. *South American Journal of Herpetology*, 6 (3), 135-160.
- BARBO, F.E. & SAWAYA, R.J. (2008) Amphisbaenians, municipality of São Paulo, state of São Paulo, Southeastern Brazil. *Check List*, 4 (1), 5–11.

- BARBOSA, L.M., POTOMATI, A. & PECCININI, A.A. (2002) O PEFI: histórico e legislação. In: BICUDO, D.C., FORTI, M.C. & BICUDO, C.E.M. (Eds.) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. Editora da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, p. 15-28.
- BATISTA, S.F., SAWAYA, R.J., MARQUES, O.A.V. (no prelo) The role of spatial heterogeneity in diversity of squamate reptiles in the Atlantic Forest highlands of southeastern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, (xx), xx-xx.
- BECKER, C.G., FONSECA, C.R., HADDAD, C.F.B., BATISTA, R.F. & PRADO, P.I. (2007) Habitat Split and the Global Decline of Amphibians. *Science*, 318 (5857), 1775.
- BELL, K.E. & DONNELLY, M.A. (2006) Influence of Forest Fragmentation on Community Structure of Frogs and Lizards in Northeastern Costa Rica. *Conservation Biology*, 20 (6), 1750-1760.
- BELLIS, E.D. (1962) The influence of humidity on wood frog activity. *American Midland Naturalist*, 68 (1), 139-148.
- BENESI, R.G.Q. (2007) Répteis do Município de São Paulo. In: MAGALHÃES, A.F.D.A. & VASCONCELLOS, M.K. (Eds.) Fauna Silvestre: Quem são e onde vivem os animais na metrópole Paulistana. Secretaria Municipal do Verde e Meio Ambiente, São Paulo, p. 106-147.
- BLOWES, S.A., SUPP, S.R., ANTÃO, L.H., BATES, A., BRUELHEIDE, H., CHASE, J.M., MOYES, F., MAGURRAN, A., MCGILL, B., MYERS-SMITH, I.H., WINTER, M., BJORKMAN, A.D., BOWLER, D.E., BYRNES, J.E.K., GONZALEZ, A., HINES, J., ISBELL, F., JONES, H.P., NAVARRO, L.M., THOMPSON, P.L., VELLEND, M., WALDOCK, C. & DORNELAS, M. (2019) The geography of biodiversity change in marine and terrestrial assemblages. *Science*, 366 (6463), 339.
- BOLOCHIO, B.E., LESCANO, J.N., CORDIER, J.M., LOYOLA, R. & NORI, J. (2020) A functional perspective for global amphibian conservation. *Biological Conservation*, 245108572.
- BORNSCHEIN, M.R., FIRKOWSKI, C.R., BELMONTE-LOPES, R., CORREA, L., RIBEIRO, L.F., MORATO, S.A.A., ANTONIAZZI, R.L., REINERT, B.L., MEYER, A.L.S., CINI, F.A. & PIE, M.R. (2016) Geographical and altitudinal distribution of *Brachycephalus* (Anura: Brachycephalidae) endemic to the Brazilian Atlantic Rainforest. *PeerJ*, 4
- BORNSCHEIN, M.R., PIE, M.R. & TEIXEIRA, L. (2019) Conservation Status of *Brachycephalus* Toadlets (Anura: Brachycephalidae) from the Brazilian Atlantic Rainforest. *Diversity-Basel*, 11 (9),

- BRAY, J.R. & CURTIS, J.T. (1957) An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27 (4), 325–349.
- BRUSCAGIN, R.T., CONDEZ, T.H., DIXO, M. & BERTOLUCI, J. (2014) Diversity of leaf-litter anurans in a fragmented landscape of the Atlantic Plateau of Sao Paulo State, southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 48 (35-36), 2219–2234.
- BRUSCAGIN, R.T., DIXO, M., FAMELLI, S. & BERTOLUCI, J. (2017) Patch size effects on richness, abundance, and diversity of leaf-litter lizards from Atlantic rainforest fragments. *Salamandra*, 53 (1), 59-65.
- CARDILLO, M., MACE, G.M., GITTLEMAN, J.L., JONES, K.E., BIELBY, J. & PURVIS, A. (2008) The predictability of extinction: biological and external correlates of decline in mammals. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 275 (1641), 1441–1448.
- CARVALHO JR, E.A.R.D. (2003) Efeitos da fragmentação florestal sobre a composição e abundância de lagartos de serrapilheira e sub-bosque em fragmentos associados a uma savana amazônica. Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia; Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 63 pp.
- CECHIN, S.Z. & MARTINS, M. (2000) Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragem de anfíbios e répteis no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 17 (3), 729–740.
- CECHIN, S.Z., WINCK, G.R. & BLANCO, C.C. (2011) Population ecology of *Tupinambis merianae* (Squamata, Teiidae): home-range, activity and space use. *Animal Biology*, 61 (4), 493-510.
- CHAO, A. (1984) Nonparametric-estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of Statistics*, 11 (4), 265–270.
- CLARKE, K.R. & WARWICK, R.M. (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, Plymouth.
- COLWELL, R.K. & CODDINGTON, J.A. (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*, 345 (1311), 101–118.
- COLWELL, R.K., MAO, C.X. & CHANG, J. (2004) Interpolating, Extrapolating, and Comparing Incidence - Based Species Accumulation Curves. *Ecology*, 85 (10), 2717–2727.
- CONDEZ, T.H., SAWAYA, R.J. & DIXO, M. (2009) Herpetofauna dos remanescentes de Mata Atlântica da região de Tapiraí e Piedade, SP, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 9 (1), 1–30.

- CONNOR, E.F., COURTNEY, A.C. & YODER, J.M. (2000) Individuals–area relationships: The relationship between animal population density and area. *Ecology*, 81 (3), 734-748.
- COSTA, H.C., FERNANDES, V.D., RODRIGUES, A.C. & FEIO, R.N. (2009) Lizards and amphisbaenians, municipality of Viçosa, State of Minas Gerais, southeastern Brazil. *Check List*, 5 (3), 732–745.
- COSTA, H.C., PANTOJA, D.L., PONTES, J.L. & FEIO, R.N. (2010) Serpentes do Município de Viçosa, Mata Atlântica do Sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 10 (3), 352-378.
- CRUZ, C.A.G. (1990) Sobre as relações intergenéricas de Phyllomedusinae da Floresta Atlântica (Amphibia, Anura, Hylidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 50 (3), 709-726.
- DEBINSKI, D.M. & HOLT, R.D. (2000) A Survey and Overview of Habitat Fragmentation Experiments. *Conservation Biology*, 14 (2), 342–355.
- DEPAVE (2018) Inventário da Fauna Silvestre do Município de São Paulo Divisão de Fauna Silvestre / SVMA / PMSP, São Paulo.
- DEPAVE (2019) Guia dos Parques Municipais de São Paulo - Flora e Vegetação. SVMA/PMSP, São Paulo, SP.
- DEVICTOR, V., JULLIARD, R., CLAVEL, J., JIGUET, F., LEE, A. & COUVET, D. (2008) Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17 (2), 252-261.
- DIAS, P.B., MOREIRA, L.N., SILVA, G.F.D., PEZZOPANE, J.E.M. & DIAS, H.M. (2019) Riqueza, estrutura e relações ambientais em uma Floresta Nacional no Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 14 (4), 1-8.
- DÍAZ, S. & CABIDO, M. (2001) Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16 (11), 646-655.
- DIXO, M. & MARTINS, M. (2008) Are leaf-litter frogs and lizards affected by edge effects due to forest fragmentation in Brazilian Atlantic forest? *Journal of Tropical Ecology*, 24551-554.
- DIXO, M. & METZGER, J.P. (2009) Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? *Oryx*, 43 (3), 435–442.
- DIXO, M. & VERDADE, V.K. (2006) Leaf litter herpetofauna of the Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). *Biota Neotropica*, 6 (2), 1–20.
- DOBSON, A., LODGE, D., ALDER, J., CUMMING, G.S., KEYMER, J., MCGLADE, J., MOONEY, H., RUSAK, J.A., SALA, O., WOLTERS, V.,

- WALL, D., WINFREE, R. & XENOPOULOS, M.A. (2006) Habitat loss, trophic collapse, and the decline of ecosystem services. *Ecology*, 87 (8), 1915–1924.
- DUELLMAN, W.E. (1999) Patterns of distribution of amphibians: a global perspective. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- DUELLMAN, W.E. & TRUEB, L. (1994) Biology of Amphibian. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- EWERS, R.M. & DIDHAM, R.K. (2006) Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81 (1), 117–142.
- FAHRIG, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34, 487-515.
- FITCH, H.S. (1987) Collecting and life-history techniques. In: SEIGEL, R.A., COLLINS, J.T. & NOVAK, S.S. (Eds.) *Snakes: ecology and evolutionary biology*. Macmillan Publishing Co., New York, Toronto & London, p. 143-164.
- FRIEDMAN, S.T., PRICE, S.A., CORN, K.A., LAROCHE, O., MARTINEZ, C.M. & WAINWRIGHT, P.C. (2020) Body shape diversification along the benthic–pelagic axis in marine fishes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 287 (1931), 20201053.
- GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. (2005) Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C. & CÂMARA, I.G. (Eds.) *Mata Atlântica - Biodiversidade. Ameaças e Perspectivas*. Fundação SOS Mata Atlântica, Conservação Internacional, São Paulo, Belo Horizonte, p. 3–11.
- GERMAINE, S.S. & WAKELING, B.F. (2001) Lizard species distributions and habitat occupation along an urban gradient in Tucson, Arizona, USA. *Biological Conservation*, 97 (2), 229-237.
- GIASSON, L.O.M. (2008) Atividade sazonal e uso do ambiente por anfíbios da Mata Atlântica no alto da Serra do Mar. Doutorado. Instituto de Biociências Universidade Estadual Paulista Rio Claro, 149 pp.
- GIBBONS, J.W., SCOTT, D.E., RYAN, T.J., BUHLMANN, K.A., TUBERVILLE, T.D., METTS, B.S., GREENE, J.L., MILLS, T., LEIDEN, Y., POPPY, S. & WINNE, C.T. (2000) The global decline of reptiles, Deja Vu amphibians. *Bioscience*, 50 (8), 653-666.
- HADDAD, C.F.B. & PRADO, C.P.A. (2005) Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *Bioscience*, 55 (3), 207–217.
- HADDAD, C.F.B. & SAZIMA, I. (1992) Anfíbios anuros da Serra do Japi. In: MORELLATO, L.P.C. (Ed.) *História natural da Serra do Japi: Ecologia e*

preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. UNICAMP & FAPESP, Campinas, SP, p. 188–211.

- HADDAD, C.F.B., TOLEDO, L.F., PRADO, C.P.A., LOEBMANN, D., GASPARINI, J.L. & SAZIMA, I. (2013) Guia de Anfíbios da Mata Atlântica - Diversidade e Biologia. Anolisbooks, São Paulo.
- HADDAD, N.M., BRUDVIG, L.A., CLOBERT, J., DAVIES, K.F., GONZALEZ, A., HOLT, R.D., LOVEJOY, T.E., SEXTON, J.O., AUSTIN, M.P., COLLINS, C.D., COOK, W.M., DAMSCHEN, E.I., EWERS, R.M., FOSTER, B.L., JENKINS, C.N., KING, A.J., LAURANCE, W.F., LEVEY, D.J., MARGULES, C.R., MELBOURNE, B.A., NICHOLLS, A.O., ORROCK, J.L., SONG, D.-X. & TOWNSHEND, J.R. (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1 (2), e1500052.
- HALVERSON, M.A., SKELLY, D.K., KIESECKER, J.M. & FREIDENBURG, L.K. (2003) Forest mediated light regime linked to amphibian distribution and performance. *Oecologia*, 134 (3), 360-364.
- HAMMER, Ø. (2020) PAST - PAleontological STatistics Version 4.03 - Reference manua. University of Oslo, Oslo.
- HANSKI, I., ZURITA, G.A., BELLOCQ, M.I. & RYBICKI, J. (2013) Species–fragmented area relationship. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (31), 12715.
- HARTMANN, P.A., HARTMANN, M.T. & MARTINS, M. (2009) Ecologia e história natural de uma taxocenose de serpentes no Núcleo Santa Virgínia do Parque Estadual da Serra do Mar, no sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 9 (3), 173-184.
- INGER, R.F. (1969) Organization of Communities of Frogs Along Small Rain Forest Streams in Sarawak. *Journal of Animal Ecology*, 38 (1), 123-&.
- IUCN (2020) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2020-2. Available at: <https://www.iucnredlist.org>. Acessado em: 16/09/2020
- JAMIESON, I.G. & ALLENDORF, F.W. (2012) How does the 50/500 rule apply to MVPs? *Trends in Ecology & Evolution*, 27 (10), 578–584.
- JENKINS, C.N., PIMM, S.L. & JOPPA, L.N. (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (28), E2602.
- JOHNSON, M.D. (2007) Measuring Habitat Quality: A Review. *The Condor*, 109 (3), 489–504.
- JOHNSTONE, C.P., REINA, R.D. & LILL, A. (2010) Impact of anthropogenic habitat fragmentation on population health in a small, carnivorous marsupial. *Journal of Mammalogy*, 91 (6), 1332–1341.

- KEYGHOBADI, N. (2007) The genetic implications of habitat fragmentation for animals. *Canadian Journal of Zoology*, 85 (10), 1049–1064.
- LANDE, R. (1993) Risks of Population Extinction from Demographic and Environmental Stochasticity and Random Catastrophes. *The American Naturalist*, 142 (6), 911–927.
- LAURANCE, W.F. (1991) Ecological Correlates of Extinction Proneness in Australian Tropical Rain-Forest Mammals. *Conservation Biology*, 5 (1), 79-89.
- LAURANCE, W.F. (2009) Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation*, 142 (6), 1137.
- LEHTINEN, R.M., RAMANAMANJATO, J.B. & RAVELOARISON, J.G. (2003) Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, 12 (7), 1357-1370.
- LEONEL, C. (2009) Parque Estadual da Cantareira - Plano de Manejo. Fundação Florestal do Estado de São Paulo, São Paulo.
- LIN, Y.L., CHIAO, S., WANG, T.A., KAPLAN, M.L. & WEGLARZ, R.P. (2001) Some common ingredients for heavy orographic rainfall. *Weather and Forecasting*, 16 (6), 633-660.
- LISBOA, C.M.C.A., SALES, R.F.D., DE MACEDO, B.R.M. & FREIRE, E.M.X. (2016) Diet of *Amphisbaena heathi* Schmidt, 1936 (Squamata: Amphisbaenidae) from Remnants of the Atlantic Forest, Northeastern Brazil, with Notes on Distribution, Diagnosis and Conservation. *South American Journal of Herpetology*, 11 (1), 12–17.
- LISBOA, C.S., VAZ, R.I., MALAGOLI, L.R., E., B.F., VENTURINI, R.C. & BRASILEIRO, C.A. (no prelo) Herpetofauna from an Atlantic Forest Fragment in Sao Paulo, the biggest Brazilian city. *Herpetological Conservation and Biology*, xx (xx), xx.
- LOURENCO-DE-MORAES, R., MALAGOLI, L.R., GUERRA, V., FERREIRA, R.B., AFFONSO, I.D., HADDAD, C.F.B., SAWAYA, R.J. & BASTOS, R.P. (2018) Nesting patterns among Neotropical species assemblages: can reserves in urban areas be failing to protect anurans? *Urban Ecosystems*, 21 (5), 933-942.
- MAC NALLY, R., BENNETT, A.F. & HORROCKS, G. (2000) Forecasting the impacts of habitat fragmentation. Evaluation of species-specific predictions of the impact of habitat fragmentation on birds in the box–ironbark forests of central Victoria, Australia. *Biological Conservation*, 95 (1), 7-29.
- MADSEN, T., STILLE, B. & SHINE, R. (1996) Inbreeding depression in an isolated population of adders *Vipera berus*. *Biological Conservation*, 75 (2), 113-118.

- MALAGOLI, L.R. (2008) Anfíbios do município de São Paulo: histórico, conhecimento atual e desafios para a conservação. In: MALAGOLI, L.R., BAJESTEIRO, F.B. & WHATELY, M. (Eds.) Além do concreto: contribuições para a proteção da biodiversidade paulistana. Instituto Sócio Ambiental, São Paulo, p. 204-231.
- MARGULES, C.R. & PRESSEY, R.L. (2000) Systematic conservation planning. *Nature*, 405 (6783), 243–253.
- MARQUES, O.A., PEREIRA, D.N., BARBO, F.E., GERMANO, V.J. & SAWAYA, R.J. (2009) Os Répteis do Município de São Paulo: diversidade e ecologia da fauna pretérita e atual. *Biota Neotropica*, 9 (2), 139–150.
- MARQUES, O.A.V., ETEROVIC, A. & SAZIMA, I. (2019) Serpentes da Mata Atlântica: guia ilustrado para a Serra do Mar. Editora Ponto A, São Paulo.
- MARTINS, A., PONTES, R., MATTEDI, C., MURTA-FONSECA, R.A., FRATANI, J., RAMOS, L.D., BRANDAO, A.L.R., MACIEL, D.B. & PINTO, R.R. (2019) Herpetofauna community from coastal restinga remnants in Northeast Rio de Janeiro state, Brazil. *Journal of Coastal Conservation*, 23 (6), 1019-1037.
- MARTINSON, H.M., FAGAN, W.F. & DENNO, R.F. (2012) Critical patch sizes for food-web modules. *Ecology*, 93 (8), 1779–1786.
- MATHEUS, D.R. (2008) Parque Estadual Fontes do Ipiranga: plano de manejo. Instituto de Botanica, São Paulo.
- MCKINNEY, M.L. (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127 (3), 247-260.
- MCKINNEY, M.L. (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11 (2), 161-176.
- MELO, A.S. (2008) O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? *Biota Neotropica*, 8 (3), 21-27.
- MESHAKA, W.E. (2000) Colonization Dynamics of Two Exotic Geckos (*Hemidactylus garnotii* and *H. mabouia*) in Everglades National Park. *Journal of Herpetology*, 34 (1), 163–168.
- MITTERMEIER, R.A., GIL, P.R., HOFFMAN, M., PILGRIM, J., BROOKS, T., MITTERMEIER, C.G., LAMOREUX, J.F., FONSECA, G.A.B., SELIGMANN, P.A. & FORD, H. (2005) Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions.
- MOEN, D.S., MORLON, H. & WIENS, J.J. (2016) Testing Convergence Versus History: Convergence Dominates Phenotypic Evolution for over 150 Million Years in Frogs. *Systematic Biology*, 65 (1), 146-160.

- MOEN, D.S. & WIENS, J.J. (2017) Microhabitat and Climatic Niche Change Explain Patterns of Diversification among Frog Families. *The American Naturalist*, 190 (1), 29-44.
- NARVAES, P., BERTOLUCI, J. & RODRIGUES, M.T. (2009) Composição, uso de hábitat e estações reprodutivas das espécies de anuros da floresta de restinga da Estação Ecológica Juréia-Itatins, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 9 (2), 117-123.
- NOGUEIRA, C. (2006) Diversidade e Padrões de Distribuição da Fauna de Lagartos do Cerrado. Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, São Paulo, 295 pp.
- NORI, J., LEMES, P., URBINA-CARDONA, N., BALDO, D., LESCANO, J. & LOYOLA, R. (2015) Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview. *Biological Conservation*, 191 367-374.
- OLDEN, J.D., LEROY POFF, N., DOUGLAS, M.R., DOUGLAS, M.E. & FAUSCH, K.D. (2004) Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology & Evolution*, 19 (1), 18-24.
- OLIVEIRA, J.C.F., PEREIRA-RIBEIRO, J., FAVALESSA, A. & ROCHA, C.F.D. (2020) Frog communities from five remnants of sandy coastal plains in Espírito Santo state, southeastern Brazil. *Journal of Coastal Conservation*, 24 (1), 1-8.
- OLIVEIRA, M.E. & MARTINS, M. (2001) When and where to find a pitviper: activity patterns and habitat use of the lancehead, *Bothrops atrox*, in central Amazonia, Brazil. *Herpetological Natural History*, 8 (2), 101-109.
- PELLEGRINO, K.C.M., RODRIGUES, M.T., YONENAGA-YASSUDA, Y. & SITES, J.W. (2001) A molecular perspective on the evolution of microteiid lizards (Squamata, Gymnophthalmidae), and a new classification for the family. *Biological Journal of the Linnean Society*, 74 (3), 315–338.
- PIESSENS, K., HONNAY, O. & HERMY, M. (2005) The role of fragment area and isolation in the conservation of heathland species. *Biological Conservation*, 122 (1), 61-69.
- POUGH, F.H., ANDREWS, R.M., CRUMP, M.L., SAVITZKY, A.H., WELLS, K.D. & BRANDLEY, M.C. (2015) *Herpetology*. Sinauer Sunderland.
- POUGH, F.H., STEWART, M.M. & THOMAS, R.G. (1977) Physiological Basis of Habitat Partitioning in Jamaican *Eleutherodactylus*. *Oecologia*, 27 (4), 285-293.
- PROVETE, D.B., GAREY, M.V., DA SILVA, F.R. & JORDANI, M.X. (2012) Knowledge gaps and bibliographical revision about descriptions of free-swimming anuran larvae from Brazil. *North-Western Journal of Zoology*, 8 (2), 283-286.

- PÜTTKER, T., MEYER - LUCHT, Y. & SOMMER, S. (2008) Fragmentation effects on population density of three rodent species in secondary Atlantic Rainforest, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 43 (1), 11–18.
- RAMIADANTSOA, T., HANSKI, I. & OVASKAINEN, O. (2018) Responses of generalist and specialist species to fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology*, 12431-40.
- RIBEIRO, L.B. & SOUSA, B.M. (2006) Elastic hair bands: an effective marking technique for lizards in mark-recapture studies. *Herpetological Review*, 37 (4), 434-435.
- RIBEIRO, M.A., GARDNER, T.A. & AVILA-PIRES, T.C.S. (2008) Evaluating the Effectiveness of Herpetofaunal Sampling Techniques across a Gradient of Habitat Change in a Tropical Forest Landscape. *Journal of Herpetology*, 42 (4), 733-749.
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142 (6), 1141-1153.
- ROBBINS, C. S., DAWSON, D. K., DOWELL, B. A. Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle Atlantic states. *Wildlife Monographs*, p. 3-34, 1989.
- ROCHA, C. & VAN SLUYS, M. (2007) Herpetofauna de restingas. In: NASCIMENTO, L.B. & OLIVEIRA, M.E. (Eds.) *Herpetologia no Brasil II*. Sociedade brasileira de herpetologia, Belo Horizonte, p. 44-65.
- RODRIGUES, A.S.L., AKÇAKAYA, H.R., ANDELMAN, S.J., BAKARR, M.I., BOITANI, L., BROOKS, T.M., CHANSON, J.S., FISHPOOL, L.D.C., DA FONSECA, G.A.B., GASTON, K.J., HOFFMANN, M., MARQUET, P.A., PILGRIM, J.D., PRESSEY, R.L., SCHIPPER, J., SECHREST, W., STUART, S.N., UNDERHILL, L.G., WALLER, R.W., WATTS, M.E.J. & YAN, X. (2004) Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding the Global Protected-Area Network. *Bioscience*, 54 (12), 1092-1100.
- RODRIGUES, F.D.S. & PRUDENTE, A.L.D.C. (2011) The snake assemblage (Squamata: Serpentes) of a Cerrado-Caatinga transition area in Castelo do Piauí, state of Piauí, Brazil. *Zoologia*, 28 (4), 440-448.
- RODRIGUES, M.T. (1987) Sistemática, Ecologia e Zoogeografia dos *Tropidurus* do Grupo *torquatus* ao Sul do Rio Amazonas (Sauria, Iguanidae). *Arquivos de Zoologia*, 31 (3), 105–230.
- ROSSA-FERES, D.D.C., GAREY, M.V., CARAMASCHI, U., NAPOLI, M.F., NOMURA, F., BISPO, A.A., BRASILEIRO, C.A., THOMÉ, M.T.C., SAWAYA, R.J., CONTE, C.E., CRUZ, C.A.G., NASCIMENTO, L.B., GASPARINI, J.L., ALMEIDA, A.P. & HADDAD, C.F.B. (2017) Anfíbios da

- Mata Atlântica: Lista de espécies, histórico dos estudos, biologia e conservação. In: MONTEIRO-FILHO, E.L.D.A. & CONTE, C.E. (Eds.) Revisões em zoologia: Mata Atlântica. Editora UFPR, Curitiba, p. 237-314.
- SA, F.P., CANEDO, C., LYRA, M.L. & HADDAD, C.F.B. (2015) A New Species of *Hylodes* (Anura, Hylodidae) and its Secretive Underwater Breeding Behavior. *Herpetologica*, 71 (1), 58-71.
- SAWAYA, R.J., MARQUES, O.A.V. & MARTINS, M. (2008) Composition and natural history of a Cerrado snake assemblage at Itirapina, Sao Paulo State, southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 8 (2), 127–149.
- SAX, D.F. & GAINES, S.D. (2003) Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology & Evolution*, 18 (11), 561-566.
- SAZIMA, I. (1992) Natural history of the jararaca pitviper, *Bothrops jararaca*, in southeastern Brazil. In: CAMPBELL, J.A. & BRODIE, E.D. (Eds.) *Biology of the pitvipers*. Selva, Tyler, Texas, EUA, p. 199–216.
- SAZIMA, I. & HADDAD, C.F.B. (1992) Répteis da Serra do Japi: Notas sobre história natural. In: MORELLATO, L.P.C. (Ed.) *História natural da Serra do Japi: Ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil*. UNICAMP & FAPESP, Campinas, SP, p. 212–236.
- SCHNEIDER-MAUNOURY, L., LEFEBVRE, V., EWERS, R.M., MEDINA-RANGEL, G.F., PERES, C.A., SOMARRIBA, E., URBINA-CARDONA, N. & PFEIFER, M. (2016) Abundance signals of amphibians and reptiles indicate strong edge effects in Neotropical fragmented forest landscapes. *Biological Conservation*, 200207-215.
- SENA, M.A., CASSIMIRO, J., DAVID, C.J., DA SILVA, J.G. & RODRIGUES, M.T. (2008) *Tropidurus torquatus* (calango, collared lizard). *Herpetological Review*, 39 (3), 369.
- SHAFFER, M.L. (1981) Minimum Population Sizes for Species Conservation. *Bioscience*, 31 (2), 131–134.
- SILVANO, D., GARCIA, P., SEGALLA, M.V., FAIVOVICH, J., MEASEY, J. & WILKINSON, M. (2004) *Luetkenotyphlus brasiliensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/59569/11964201>
- SMITH, J.A., BAECK, M.L. & STEINER, M. (1996) Catastrophic rainfall from an upslope thunderstorm in the central Appalachians: The Rapidan storm of June 27, 1995. *Water Resources Research*, 32 (10), 3099-3113.
- SOKAL, R.R. & MICHENER, C.D. (1958) *A Statistical Method for Evaluating Systematic Relationships*. University of Kansas.
- SOULÉ, M. E., ALBERTS, A. C., BOLGER, D. T. The effects of habitat fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos*, p. 39-47, 1992.

- STURARO, M.J. & SILVA, V.X.D. (2010) Natural history of the lizard *Enyalius perditus* (Squamata: Leiosauridae) from an Atlantic forest remnant in southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 44 (19-20), 1225-1238.
- SVMA. (2020) Previdência. Secretaria do Verde e Meio Ambiente de São Paulo - Prefeitura de São Paulo. Available from: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/parques/regiao_centrooeste/index.php?p=5763
- TAKIYA, H. (2002) Atlas ambiental do município de São Paulo: Fase 1 - diagnóstico e bases para definição de políticas públicas para as áreas verdes no município de São Paulo - Volume 1. SVMA, São Paulo.
- TISCHENDORF, L., GREZ, A., ZAVIEZO, T. & FAHRIG, L. (2005) Mechanisms affecting population density in fragmented habitat. *Ecology and Society*, 10 (1), 1–13.
- TOLEDO, L.F., BRASILEIRO, C.A., ARAÚJO, O.G.S. & HADDAD, C.F.B. (2008) Amphibia, Anura, Hylidae, *Bokermannohyla izecksohni*: Distribution extension. *Check List*, 4 (4), 442-444.
- TREVINE, V., FORLANI, M.C., HADDAD, C.F.B. & ZAHER, H. (2014) Herpetofauna of Paranapiacaba: expanding our knowledge on a historical region in the Atlantic forest of southeastern Brazil. *Zoologia*, 31 (2), 126-146.
- TURNER, I.M. (1996) Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33 (2), 200–209.
- UN. (2019) United Nations: World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. United Nations, New York.
- VANZOLINI, P.E. (1978) On South American *Hemidactylus* (Sauria, Gekkonidae). *Papéis Avulsos de Zoologia*, 31 (20), 307–343.
- VITT, L.J. & CALDWELL, J.P. (2014) *Herpetology*. Academic Press, San Diego.
- WASKO, D.K. & SASA, M. (2012) Food resources influence spatial ecology, habitat selection, and foraging behavior in an ambush-hunting snake (Viperidae: *Bothrops asper*): an experimental study. *Zoology*, 115 (3), 179-187.
- WATLING, J.I. & DONNELLY, M.A. (2006) Fragments as Islands: A Synthesis of Faunal Responses to Habitat Patchiness. *Conservation Biology*, 20 (4), 1016-1025.
- WATLING, J.I. & DONNELLY, M.A. (2008) Species richness and composition of amphibians and reptiles in a fragmented forest landscape in northeastern Bolivia. *Basic and Applied Ecology*, 9 (5), 523-532.

ZIPKIN, E.F., DIRENZO, G.V., RAY, J.M., ROSSMAN, S. & LIPS, K.R. (2020)
Tropical snake diversity collapses after widespread amphibian loss.
Science, 367 (6479), 814-+.

**Capítulo 2 - Ecologia de *Enyalius perditus* de
remanescentes florestais do município de São
Paulo**

RESUMO

A região da Mata Atlântica inclui tanto regiões contínuas de vegetação original, como a Serra do Mar, quanto áreas muito perturbadas, como fragmentos isolados em meio à maior mancha urbana do país, localizada na região Sudeste, no município de São Paulo. A fragmentação causa diversas mudanças bióticas e abióticas, alterando a estrutura do ambiente. As diferentes pressões seletivas do ambiente isolado podem promover divergências ecológicas, comportamentais, ou morfológicas entre as populações que ainda sobrevivem nestes fragmentos. Visando entender os impactos causados pela fragmentação na biodiversidade, o objetivo desse trabalho foi analisar se existe diferença morfológica entre as populações de *Enyalius perditus* de fragmentos isolados, bem como diferenças no uso de hábitat entre parques, sexos e estações do ano. Para tanto, foram realizadas duas amostragens de campo no Parque Estadual da Cantareira (PEC) e Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), sendo uma na primavera e outra no verão. Foram coletadas informações de tamanho (massa, comprimento rostro cloacal e comprimento de cauda, tronco e membros) e de história natural. Além disso, foram monitorados 45 indivíduos para analisar o uso espacial do ambiente. Foi observada variação fenotípica e comportamental da espécie no menor fragmento amostrado. Machos do PEC exploraram mais o ambiente arbóreo quando comparados às fêmeas simpátricas e à população do PEFI, hábitos esses condizentes com sua variação morfológica (maior comprimento de cauda e membros, e menor massa). As mudanças na morfologia e uso do ambiente de *E. perditus* parecem estar associadas às mudanças estruturais da vegetação, e refletem as pressões de seleção natural e sexual que estão submetidos.

Palavras-chave: Ecomorfologia. Lagartos. Plasticidade. Seleção natural. Seleção sexual.

ABSTRACT

The Atlantic Rainforest is comprised of continuous regions of original vegetation, such as the Serra do Mar mountain range, as well as more disturbed areas, such as isolated patches in the largest urban area in the Brazil, the city of São Paulo, located in the Southeast region. Fragmentation causes an array of biotic and abiotic changes, altering the structure of the environment. The different selective pressures of an isolated environment might promote ecological, behavioural or morphological divergences among the populations that still survive in such patches. In order to understand the impacts caused by fragmentation for biodiversity, the goal of this work was to analyze whether there is morphological difference between populations of *Enyalius perditus* from isolated forest patches, as well as disparities in habitat use between parks, sex and seasons of the year. For this purpose, two field samples, one during Spring and one during Summer, were performed at Parque Estadual Cantareira (PEC) and Parque Estadual Fontes do Ipiranga (PEFI). Data regarding size, (mass, snout to vent length, and tail, body and limb length) and natural history were collected. Furthermore, 45 individuals were monitored in order to analyze the spatial use of the environment. Phenotypic and behavioural variation of the specie was analyzed for the smallest sampled patch. The arboreal environment was more explored by males of PEC when compared to the sympatric females and the population of PEFI. Such habits are compatible with the observed morphological variation (greater length of tail and limbs, and smaller mass). The changes in morphology and environment use for *E. perditus* seem to be associated to the structural modifications of the vegetation, and reflect the natural and sexual selection pressures to which the specie is subjected.

Keywords: Ecomorphology. Lizards. Plasticity. Natural selection. Sexual selection.

1 INTRODUÇÃO

Mudanças bióticas e abióticas decorrentes da fragmentação geralmente alteram a estrutura do ambiente, causando diminuição de habitat, efeito de bordas e mudança de microclimas (Laurance 2009, Ribeiro et al. 2009, Haddad et al. 2015). O ambiente isolado proporciona uma série de pressões seletivas diferentes, que podem resultar em divergências ecológicas, comportamentais, ou morfológicas entre as populações que ainda sobrevivem nestes fragmentos (Thomas et al. 1998, Vanhooydonck et al. 2005, Zastavniouk et al. 2017, Baxter-Gilbert et al. 2019, Meshaka et al. 2020).

Dentre os aspectos ecológicos, a seleção do microhabitat tem papel importante do nicho ecológico das espécies, já que está diretamente associada a locais de forrageamento e refúgio (Huey 1991), fundamentais para a sobrevivência dos indivíduos, bem como para a coexistência intra e interespecífica (Vitt & Zani 1996, Santos et al. 2015). Para vertebrados ectotérmicos como répteis, o uso do ambiente também pode estar correlacionado com a variação sazonal nas condições ambientais (Tozetti & Martins 2008). Variações intraespecíficas, como tamanho do corpo e sexo, estão associados à demanda energética e também podem influenciar o uso de recursos (Glaudas & Rodriguez-Robles 2011, Sawant & Jadhav 2013).

Lagartos são organismos modelos para diversos tipos de estudos, em função de sua ampla variação morfológica inter e intraespecífica associada à ocupação de diferentes nichos, apresentando grande radiação adaptativa (Butler et al. 2007, Wollenberg et al. 2013, Foster et al. 2018, Diele-Viegas et al. 2019). Variações na coloração também são frequentemente observadas, influenciadas tanto pela seleção sexual quanto seleção natural, dependendo da importância relativa dessas pressões seletivas (Husak et al. 2006, Chen et al. 2012). Diversos estudos têm sido conduzidos, especialmente com lagartos do gênero *Anolis*, utilizando características morfológicas para prever atributos ecológicos (Losos 1990, Beuttell & Losos 1999, Butler et al. 2000, Barquero & Bolanos 2018, Prado-Irwin et al. 2019), baseados na premissa de que um fenótipo, sob determinadas condições ambientais, terá melhor desempenho (Losos et al. 2000).

No Brasil o gênero *Enyalius* (Squamata: Leiosauridae) apresenta dicromatismo sexual evidente entre suas espécies, onde o macho geralmente apresenta uma colocação conspícua e a fêmea uma coloração mais camuflada (Jackson 1978). Atualmente 11 espécies são reconhecidas neste gênero (Uetz et al. 2020), ocorrendo desde o Rio Grande do Sul até o estado do Pará (Jackson 1978, Rodrigues et al. 2006, Breitman et al. 2018). Ao longo de sua distribuição, as espécies são encontradas em diversos tipos de habitats, ocorrendo principalmente em áreas florestadas (Jackson 1978, Rodrigues et al. 2014). Popularmente conhecido como papa-vento, *Enyalius perditus* é uma espécie semi-arborícola (Sturaro & Silva 2010, Barreto-Lima et al. 2013), típica de áreas florestadas e endêmicas da Mata Atlântica (Jackson 1978, Breitman et al. 2018). Assim como outras espécies do gênero, apresenta dicromatismo sexual evidente, geralmente com machos verdes e fêmeas castanho claro, podendo ou não apresentar linhas paravertebrais e losangos no dorso (Barreto-Lima & Sousa 2011). Além disso, machos do gênero *Enyalius* podem mudar de cor para um tom mais escuro durante a corte e a cópula (Barreto-Lima & Sousa 2006, Vargas et al. 2015).

Em fragmentos de florestas em meio a matrizes rurais, a abundância de *E. perditus* parece estar relacionada à estrutura da vegetação (Dixo & Metzger 2009), porém pouco se conhece do uso do ambiente da espécie e quais fatores delineiam sua ecologia em manchas de matas em matrizes urbanas, praticamente destituídas de vegetação.

Dessa forma, à partir de um viés intersexual, neste estudo são comparados aspectos morfológicos e do uso do ambiente em duas populações isoladas de *E. perditus* de diferentes remanescentes florestais no município de São Paulo.

2 OBJETIVOS

Descrever a morfologia e uso do hábitat das populações de *Enyalius perditus* de remanescentes florestais isolados e de diferentes tamanhos, e testar se existe diferença no uso de hábitat entre parques, sexos e estações do ano. Posto isso, exploramos as seguintes hipóteses:

- Devido aos diferentes hábitos, espera-se que haja variações morfológicas entre sexo e populações;
- Em resposta ao dicromatismo sexual evidente da espécie, machos usam mais a vegetação e atingem maiores alturas do que fêmeas;
- Machos se deslocam mais e utilizam mais o solo na primavera (época de cópula);
- Área e distância do ponto inicial estão relacionadas a possíveis diferenças entre sexos e populações.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em duas Unidades de Conservação Estaduais de Proteção Integral da Mata Atlântica no estado de São Paulo, Brasil: i) O Parque da Cantareira (PEC; 23°25'59"S, 46°38'5"O, datum WGS84) e ii) O Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI; 23°38'52"S, 46°36'55"O, datum WGS84). Devido as ações antrópicas, as áreas de Mata Atlântica foram reduzidas a aproximadamente 11 a 16% de sua cobertura original (Ribeiro 2009). Dentre os remanescentes existem tanto as regiões contínuas de vegetação original (e.g., Serra do Mar), quanto fragmentos florestais. Contudo, muitos desses fragmentos florestais estão em áreas muito perturbadas (ETHERIDGE 1969, Jackson 1978), como por exemplo, fragmentos isolados em meio à maior mancha urbana no país, a cidade de São Paulo, sudeste do Brasil (UN, 2019).

O PEC e o PEFI estão sob regime climático mesotérmico úmido. Contudo os dois parques diferem em área e conectividade. O Parque da Cantareira (PEC) ocupa aproximadamente 7916 ha, e corresponde a cerca de 12% de um dos maiores remanescentes florestais do Brasil, a Serra da Cantareira, além de ser conectado ao Parque Estadual Alberto Löfgren e margeado pela matriz urbana na encosta sul (Matheus, 2008). O Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) ocupa aproximadamente 540 ha, e é o maior fragmento florestal do município de São Paulo, porém completamente isolado pela matriz urbana (Barbosa *et al.* 2002).

3.2 Espécie estudada

Popularmente conhecido como papa-vento, *Enyalius perditus* (Fig. 15) é uma espécie da família Leiosauridae típica de áreas florestadas e endêmicas da Mata Atlântica (Jackson 1978, Breitman *et al.* 2018). São animais diurnos e apresentam hábitos semi-arborícolas (Sturaro & Silva 2010, Barreto-Lima *et al.* 2013). Assim como outras espécies do gênero, *E. perditus* apresenta membros bem desenvolvidos, cauda longa e dimorfismo sexual evidente na coloração, geralmente com machos verdes e fêmeas castanho claro podendo ou não

apresentar linhas paravertebrais e losangos no dorso (Barreto-Lima & Sousa 2011). Sua reprodução é sazonal, sendo que a cópula ocorre na primavera e a postura dos ovos no verão (Barreto-Lima & Sousa 2006, Migliore et al. 2017).

Figura 16 - Indivíduos de *Enyalius perditus* do Parque Estadual da Cantareira



Enyalius perditus macho do Parque Estadual da Cantareira (em cima; foto de Mauro Teixeira Jr.) e fêmea do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (embaixo; foto de Rodrigo Castello).

3.3 Delineamento amostral

Foram realizadas duas coletas de campo (conforme métodos descritos no capítulo 1), sendo uma na primavera e outra no verão (out/nov de 2018 e jan/fev de 2019). Para cada indivíduo coletado foram mensurados os seguintes atributos: massa (M), obtida com auxílio de uma balança analítica (precisão de 0,001), comprimento rostro cloacal (CRC) e comprimento caudal (CC), obtidos com auxílio de régua (precisão 1 mm), comprimento do abdômen (Abdo), comprimento do braço (Cbra), comprimento do antebraço (Cant), comprimento

da coxa (Ccox), e comprimento da perna (Cper) obtidos com auxílio de paquímetro digital (precisão de 0,01 mm), sempre padronizando o lado direito dos indivíduos para a mensuração dos atributos biométricos. Em seguida, os indivíduos foram identificados individualmente através de linha com miçangas coloridas amarradas na cintura pélvica de cada animal (adaptado de Galdino *et al.* 2014) e posteriormente soltos próximos ao local de captura.

Para monitorar os lagartos, foram colocados carretéis de linha de algodão no dorso de 45 indivíduos de *E. perditus* (PEC = 13, PEFI = 32) com auxílio de fita adesiva transparente 3M Scotch e *silver tape* (Fig. 16). Para reduzir a interferência do carretel na autoecologia dos lagartos, o peso carretel de até 5% do peso do animal (Tozetti & Toledo 2005, Liou 2008). A extremidade livre da linha foi amarrada no substrato e o indivíduo foi solto exatamente no mesmo local que foi encontrado. Assim, a linha era liberada à medida que o lagarto se deslocava, marcando seu percurso pelo ambiente. Foi utilizado o protocolo proposto por Vieira & Loretto (2004) para mapear o percurso, com auxílio de uma bússola e trena. Os indivíduos foram localizados diariamente, com o mínimo possível de variação no horário do dia para coleta de dados espaciais (distância percorrida no solo, distância percorrida na vegetação, distância do ponto inicial, altura em relação ao solo e azimute). Alguns indivíduos foram recapturados após o fim do carretel e um novo carretel foi colocado, dando continuidade ao monitoramento. O monitoramento durou de 1 a 8 dias (média: $3,4 \pm 1,9$), dependendo do indivíduo. A distância entre pontos percorridos pelos lagartos e o azimute foram convertidos em coordenadas cartesianas, resultando num gráfico bidimensional para cada indivíduo. As coordenadas foram plotadas no ArcGis para traçar o menor polígono convexo e calcular sua área (Vieira & Loretto 2004).

Figura 17 - Indivíduo de *Enyalius perditus* com o carretel de linha

Para determinar a estrutura da vegetação disponível no entorno da área utilizada por cada indivíduo, a vegetação foi caracterizada dentro do mínimo polígono convexo traçado a partir dos limites percorridos por cada indivíduo monitorado, com um adicional de 2,5 m para cada lado. Para tanto, foram mensuradas oito variáveis conforme a tabela 5.

Tabela 5 - Descrição e método de amostragem das variáveis de vegetação do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC) obtidas dentro do polígono ocupado por cada indivíduo durante o monitoramento

Variável	Descrição	Método de amostragem
Arbustos* 0-1.5 m	Número de indivíduos	Contagem em campo
Arbustos* 1.5-3 m	Número de indivíduos	Contagem em campo
Árvores* +3 m	Número de indivíduos, altura e DAP de cada uma	Contagem de indivíduos em campo, mensuração com auxílio de uma trena a laser com acurácia até 60 m (Arita) e régua
Herbáceas**	Número de indivíduos	Contagem em campo
Vegetação Rasteira	Categorias de frequência (baixa = 1; média = 2; alta = 3)	Estimativa visual***
Lianas		
Bambus		
Cobertura de Dossel	Cinco fotografias do dossel, sendo uma no centro da área e quatro a 2,5 m (formando um ângulo de 90°)	Câmera digital Canon EOS Rebel T5, com lente de 18 mm, sempre no modo automático***

*Não foi considerada a distinção biológica de arbustos e árvores.

**Família Heliconiaceae, onde frequentemente os lagartos eram encontrados.

***Sempre feita pela mesma pesquisadora, a fim de minimizar erros de amostragem e padronizar a altura da câmera em relação ao solo.

3.4 Análises de dados

Apenas indivíduos adultos (CRC do menor macho e da menor fêmea maduros: 61 mm e 58 mm, respectivamente; cf. Migliore *et al.* 2017; Migliore, dados não publicados) foram considerados nas análises, com exceção de um indivíduo (PEC-10; 56 mm) incluído apenas nas análises do monitorado com carretel, por ter tamanho próximo ao limítrofe de tamanho de maturidade.

Variação intra e interpopulacional no CRC foi testado utilizando Análise de Variância (ANOVA) com sexo, parque e interações como fatores fixos. Devido à forte correlação com o tamanho corporal, o restante das variáveis morfológicas foram testadas utilizando Análise de Covariância (ANCOVA) com os mesmos fatores fixos e interações e o CRC como covariável. Uma Análise de Componentes Principais (ACP) foi feita à partir de uma matriz de covariância a fim de observar de maneira geral a relação morfológica dos indivíduos no espaço tangente. Para explorar as relações alométricas e desta forma retirar um possível efeito do tamanho, foram realizadas regressões lineares entre CRC e cada variável morfológica. Os resíduos dessas relações alométricas foram utilizadas como novas variáveis morfológicas nas análises de ACP e para visualização da variação (gráficos de boxplot) entre sexos e parques. Apenas as variáveis que apresentaram diferença significativa entre sexo, parque ou interações foram utilizadas na ACP.

Para cada indivíduo monitorado com o carretel, foi calculada a distância média percorrida por dia, dividindo-se a distância percorrida total (desde o dia de soltura até o fim ou ruptura do carretel) pelo número de dias monitorados. A proporção de uso do solo e vegetação utilizada pelos lagartos foi obtida somando as distâncias percorridas entre pontos pelos lagartos em cada substrato. Também foram registradas diariamente a distância linear do ponto inicial e altura atingida em cada substrato. Os dados do monitoramento por carretel foram testados com uma ANOVA com 3 fatores: sexo, população e estação do ano, incluindo interações entre eles.

Para caracterização da vegetação, as variáveis mensuradas por contagem em campo (número de arbustos, árvores e herbáceas) foram divididas pela área amostrada, obtendo-se a densidade de cada tipo vegetacional por

metros quadrados. Altura e DAP das árvores foram tratados como média, enquanto vegetação rasteira, lianas e bambus foram categorizados por frequência (1 = baixa, 2 = média e 3 = alta). Para a apuração da cobertura do dossel, as fotografias foram transformadas em preto e branco, calculando-se a porcentagem de preto (vegetação), que foi tratada como cobertura. As variáveis de vegetação foram submetidas à Análise de Componentes Principais (ACP) a fim de observar possíveis diferenças na estrutura do hábitat utilizada pelos indivíduos.

Todas as análises foram realizadas o software R Statistical versão 3.5.0 com os pacotes *FactoMineR* (Lê et al. 2008), *ggplot2* (Wickhan 2016) e *ggbiplot* (Vincent 2011).

4 RESULTADOS

4.1 Morfologia

Foi observado um efeito significativo da interação entre sexos e parques na variação do comprimento rostro-cloacal (CRC) entre indivíduos de *Enyalius perditus*, com fêmeas apresentando tamanhos semelhantes entre as populações, porém maiores do que machos simpátricos e alopátricos (Tab. 6 e 7; Fig. 17A). As variáveis comprimento de cauda (CC), abdômen (Abdo) e massa (M) diferiram entre sexos e parques (Tab. 6 e 7). Machos apresentam maior cauda que fêmeas simpátricas, e os indivíduos do PEC apresentaram valores superiores de CC que aqueles do PEFI (Fig. 17B). Fêmeas possuem maior Abdo e M que machos simpátricos e os indivíduos do PEC são maiores que os do PEFI (Tab. 6 e 7; Fig. 17C e 17D). As variáveis comprimento do antebraço (Cant) e comprimento da perna (Cper) diferiram apenas entre as populações (Tab. 6 e 7; Fig. 17F e 17H), sendo maiores nos indivíduos do PEC. Por último, não houveram diferenças significativas para as variáveis comprimento do (Cbra) e comprimento da coxa (Ccox), tanto intra como interpopulacionalmente (Tab. 6 e 7; Fig. 17E e 17G).

Tabela 6 - Média e desvio padrão dos atributos morfológicos de *E. perditus* do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)

Variável	PEC		PEFI	
	Fêmeas	Machos	Fêmeas	Machos
CRC	80,2 ± 8,0 (9)	67,5 ± 5,0 (10)	74,8 ± 8,3 (38)	70,4 ± 4,7 (38)
CC	173,4 ± 12,3 (9)	161,5 ± 13,9 (10)	153,6 ± 18,2 (38)	155,9 ± 11,8 (38)
Abdo	41,6 ± 4,0 (7)	32,5 ± 6,7 (8)	36,8 ± 3,5 (33)	32,0 ± 3,5 (37)
M	16,9 ± 5,7 (8)	9,4 ± 3,1 (9)	13,1 ± 4,5 (38)	10,0 ± 2,4 (38)
Cbra	12,3 ± 1,4 (9)	11,0 ± 1,2 (10)	12,4 ± 5,3 (36)	11,0 ± 2,1 (37)
Cant	13,6 ± 1,4 (9)	12,4 ± 1,4 (10)	12,6 ± 1,3 (36)	12,0 ± 1,1 (37)
Ccox	20,5 ± 1,6 (9)	17,9 ± 2,6 (10)	20,9 ± 2,6 (36)	19,6 ± 2,6 (37)
Cper	2,2 ± 2,2 (9)	2,0 ± 2,0 (10)	2,3 ± 2,3 (36)	1,6 ± 1,6 (37)

Média e desvio padrão dos atributos morfológicos de *E. perditus* do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC). CRC: comprimento rostro cloacal; CC: comprimento da cauda; Abdo: comprimento do abdômen; M: massa; Cbra: comprimento do braço; Cant: comprimento do antebraço; Ccox: comprimento da coxa; Cper: comprimento da perna.

Tabela 7 - Análises (ANOVA e ANCOVA) das variáveis morfológicas de *Enyalius perditus*

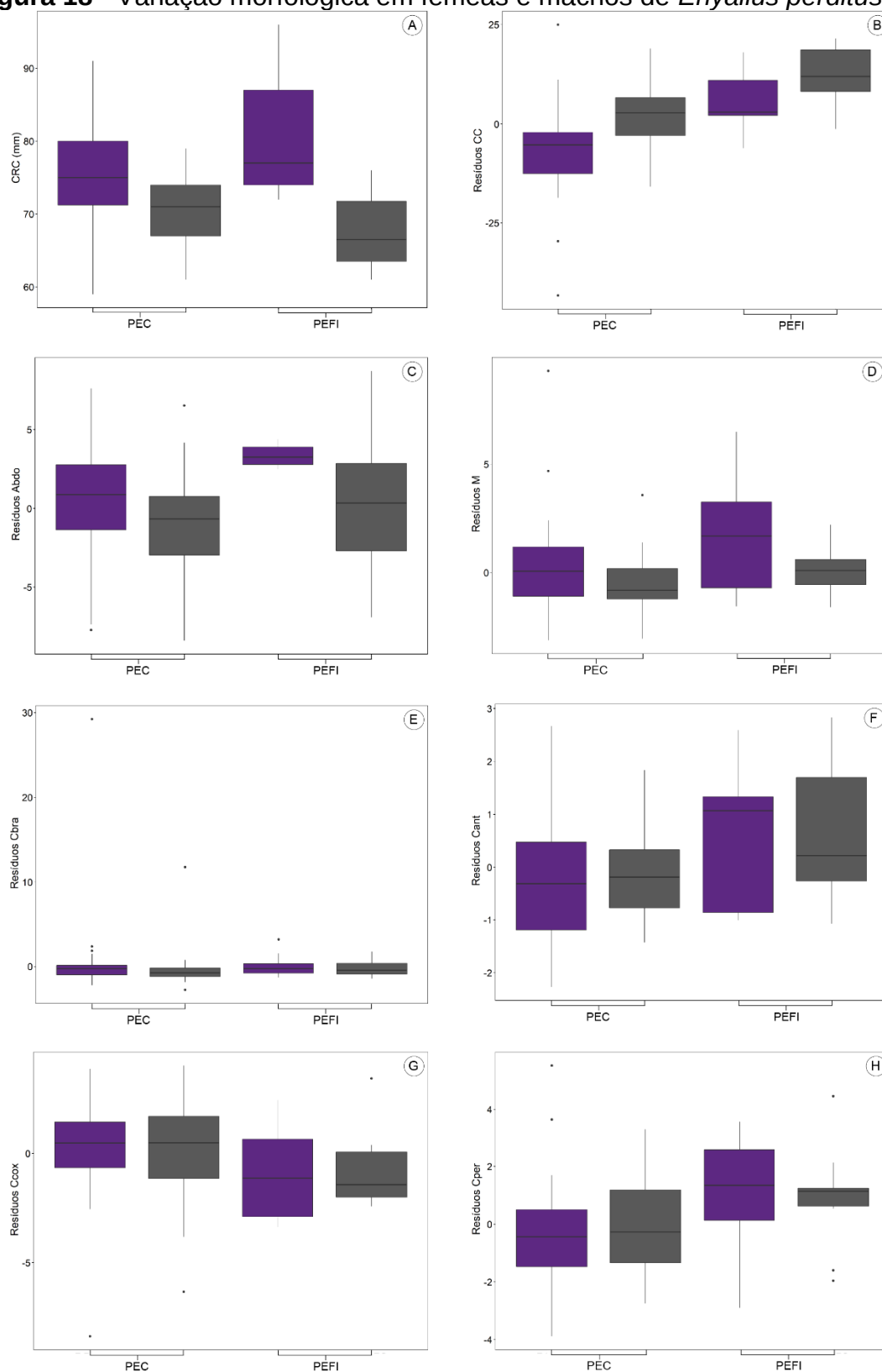
	VARIÁVEL	gl	F	P
CRC	Sexo	1	19.05	3.35e-05
	Parque	1	0.39	0.5325
	Sexo:Parque	1	5.86	0.0174
CC	CRC	1	151.49	2e-16
	Sexo	1	27.65	1.03e-06
	Parque	1	20.92	1.57e-0
	CRC:Sexo	1	1.92	0.16
	CRC: Parque	1	0.23	0.62
	Sexo: Parque		0.02	0.87
	CRC:Sexo:Parque	1	2.02	0.15
Abdo	CRC	1	81.56	1.04e-13
	Sexo	1	10.24	0.001
	Parque	1	5.89	0.01
	CRC:Sexo	1	1.98	0.16
	CRC: Parque	1	5.81	0.01
	Sexo: Parque	1	0.59	0.44
	CRC:Sexo:Parque	1	1.06	0.30
M	CRC	1	395.79	2e-16
	Sexo	1	6.89	0.01
	Parque	1	4.61	0.03
	CRC:Sexo	1	0.14	0.70
	CRC: Parque	1	3.61	0.06
	Sexo: Parque	1	0.06	0.80
	CRC:Sexo:Parque	1	0.01	0.92
Cbra	CRC	1	1.81	0.18
	Sexo	1	1.5	0.22
	Parque	1	0.00	0.93
	CRC:Sexo	1	0.08	0.77
	CRC: Parque	1	0.06	0.80
	Sexo: Parque	1	0.16	0.68
	CRC:Sexo:Parque	1	0.3	0.51
Cant	CRC	1	37.991	2.62e-08
	Sexo	1	0.0	0.99
	Parque	1	6.44	0.01
	CRC:Sexo	1	1.27	0.26
	CRC: Parque	1	0.64	0.42
	Sexo: Parque	1	0.14	0.70
	CRC:Sexo:Parque	1	0.33	0.56
Ccox	CRC	1	44.09	3.3e-09
	Sexo	1	0.08	0.77
	Parque	1	3.88	0.05
	CRC:Sexo	1	3.49	0.06
	CRC: Parque	1	0.56	0.45
	Sexo: Parque	1	0.12	0.72
	CRC:Sexo:Parque	1	3.12	0.08

Continuação

Cper	CRC	1	30.79	3.51e-07
	Sexo	1	0.41	0.52
	Parque	1	7.02	0.008
	CRC:Sexo	1	0.33	0.56
	CRC: Parque	1	0.02	0.86
	Sexo: Parque	1	0.55	0.46
	CRC:Sexo:Parque	1	1.50	0.22

Valores das análises de ANOVA para o comprimento rostro-cloacal (CRC) e ANCOVA para as demais variáveis morfológicas de fêmeas e machos de *Enyalius perditus* do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC). Variações significativas ($P < 0.05$) são mostradas em negrito. Abreviações de acordo com a tabela 2.

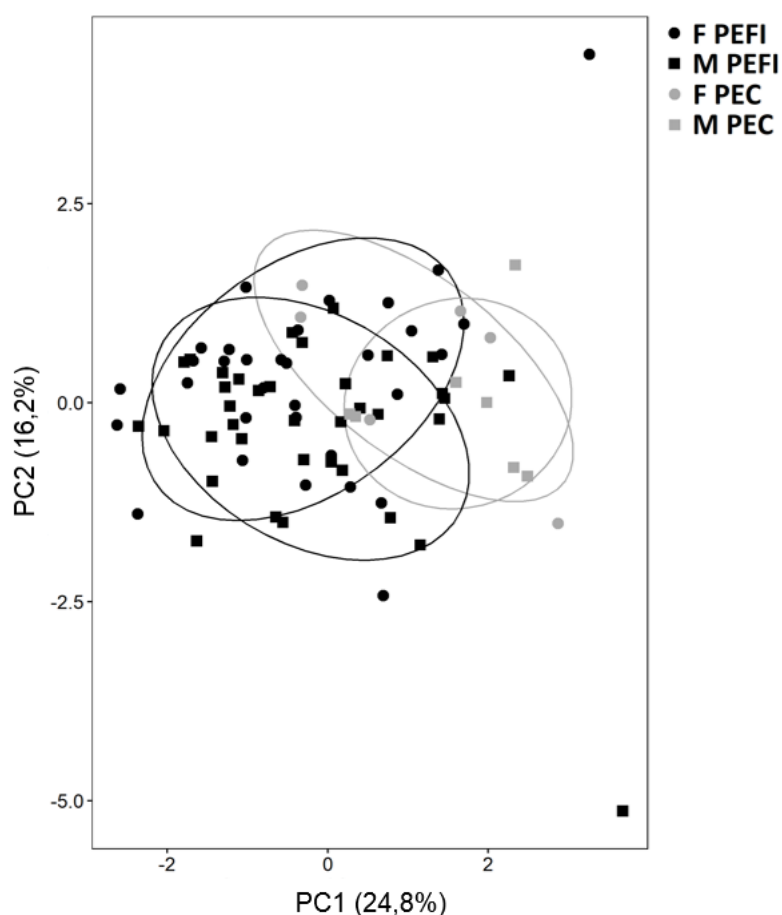
Figura 18 - Variação morfológica em fêmeas e machos de *Enyalius perditus*



Variação morfológica em fêmeas (roxo) e machos (cinza) de *Enyalius perditus* do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC). Gráficos mostram os resíduos das análises de ANOVA e ANCOVA das seguintes variáveis: CRC (A), CC (B), Abdo (C), Massa (D), Cbra (E), Cant (F), Ccox (G) e Cper (H).

Na ACP, os eixos PC1 e PC2 capturaram o total de 41% da variação dos dados morfológicos (Fig. 18; Tab. 8). No eixo PC1 as variáveis M, Cant e Cper foram mais importantes no sentido positivo, e CRC no sentido negativo. Embora tenha havido grande sobreposição de dados no espaço tangente, as fêmeas do PEC localizaram-se mais ao extremo direito, ou seja, possuem M, Cant e Cper relativamente maiores. No eixo PC2, a variável Abdo foi mais importante no sentido positivo, enquanto CC e Cbra foram as mais fortes no sentido negativo. Não foi possível observar nenhum padrão de distribuição neste eixo.

Figura 19 - Análise de Componentes Principais (ACP) da variação morfológica de fêmeas e machos de *Enyalius perditus*



Análise de Componentes Principais (ACP) da variação morfológica com base em 8 atributos de fêmeas e machos de *Enyalius perditus* do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC). Elipses destacam o intervalo e confiança de 95% de cada grupo.

Tabela 8 - Autovetores de uma ACP para oito variáveis morfológicas de fêmeas e machos das populações de *Enyalius perditus* do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
CC	0.2517	-0.4607	0.2960	-0.013	-0.4102	0.6585	-0.0719	-0.1720
CBRA	0.4228	-0.4564	-0.2882	0.0302	0.1328	-0.4205	-0.0129	-0.5782
CANT	0.4635	0.2796	0.3509	-0.0400	-0.2274	-0.2004	0.7000	0.0190
CCOX	0.2689	-0.0736	0.1016	-0.0112	0.8491	0.3795	0.1811	0.1185
CPER	0.4535	0.2617	0.4527	-0.0486	0.0539	-0.2144	-0.6806	0.0804
ABDO	0.1953	0.6465	-0.4023	0.0350	-0.0536	0.3963	-0.0753	-0.4639
M	0.4763	-0.0961	-0.5642	0.0703	-0.1884	0.0475	-0.0550	0.6324
CRC	-0.0062	0.0151	0.1040	0.9943	0.0089	-0.0102	0.0029	-0.0070

4.2 Uso do ambiente

Dos indivíduos monitorados no PEC, dois (PEC-c e PEC-3) se locomoveram exclusivamente no ambiente arbóreo e com apenas um deslocamento curto por galhos horizontais, por isso não foi possível calcular sua área no plano horizontal e esta foi considerada zero. Quatro dos sete indivíduos monitorados durante a primavera ficaram de um a dois dias sem se locomover, sendo que apenas um permaneceu entocado no meio de folhas secas na serrapilheira. A maior parte dos indivíduos se empoleirou principalmente em arbustos, árvores e lianas. No PEFI, dois dos 15 indivíduos monitorados não se locomoveram por um a dois dias durante a primavera, enquanto no verão foi apenas um (de 17) no verão. Árvores e arbustos foram os substratos arbóreos mais utilizados no fragmento.

O substrato utilizado teve efeito significativo nas interações entre sexo e parque ($gl = 1$; $F = 13,932$; $P = 0,000635$), com machos do PEC andando mais sob a vegetação do que no solo, quando comparados as fêmeas do mesmo parque, e fêmeas e machos do PEFI utilizando os substratos em proporções similares. Também foi verificado um efeito da interação entre parque e estação no uso do substrato ($gl = 1$; $F = 4,122$; $P = 0,049558$), com os lagartos do PEC aumentando seu deslocamento no solo no verão, enquanto os do PEFI diminuíram (Fig. 19).

No PEC, a altura máxima do poleiro foi de 2,21 m nas fêmeas e 4,90 m nos machos, enquanto no PEFI foi de 4,11 m e 3,20 m para fêmeas e machos, respectivamente (Tab. 9). A altura em relação ao solo teve efeito significativo na interação entre sexos e parques ($gl = 1$; $F = 13,94$; $P = 0,000633$), com machos do PEC utilizando estratos arbóreos mais altos do que as fêmeas simpátricas e que ambos os sexos do PEFI (Fig. 20).

No PEFI, a distância média diária percorrida foi de 7,91 m ($\pm 7,89$ m) pelas fêmeas e 12,02 m ($\pm 8,71$ m) nos machos. No PEC, as fêmeas percorreram em média 5,95 m ($\pm 5,92$ m) e os machos 8,42 m ($\pm 7,43$ m). Não houve efeito significativo nas interações das variáveis, porém houve diferença significativa de acordo com o sexo ($gl = 1$; $F = 4,71$; $P = 0,036$), com machos se locomovendo mais do que fêmeas, e a estação do ano ($gl = 1$; $F = 4,24$; $P = 0,043$) (Fig. 21), com maiores distância percorridas no verão do que na primavera.

A distância máxima do ponto inicial variou de 2,49 m a 13,70 m no PEC (média das fêmeas: 8,09 m $\pm 3,82$; média dos machos: 5,69 m $\pm 4,28$ m), enquanto no PEFI variou de 2,99 m a 19,70 m (média das fêmeas: 8,98 m $\pm 4,12$; média dos machos: 10,11 m $\pm 4,11$ m), porém não houve diferença significativa acerca do sexo, estação do ano ou parque (Tab. 9; Fig. 22; ver percursos em Anexo).

A área utilizada pelos lagartos variou de 0 a 62,77 m² (média: 19,33 m² $\pm 20,87$ m²) no PEC, sendo que os machos utilizaram uma área de aproximadamente 4,90 m² ($\pm 4,68$), enquanto as fêmeas 28,35 m² ($\pm 22,19$). No PEFI, a área utilizada variou entre 3,53 m² a 75,34 m² (média: 28,09 m² $\pm 20,25$ m²), com uma média de 25,67 m² ($\pm 22,73$) para machos e 30,22 m² ($\pm 18,23$) para fêmeas (Tab. 9; Fig 23). Entretanto, não houve diferença estatística em relação ao sexo, estação do ano ou parque.

Tabela 9 - Distância média percorrida (DP), altura máxima atingida (AA), distância do ponto inicial (DPI) e área utilizada pelos *Enyalis perditus* amostrados no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)

Parque	Indivíduo	Sexo	Estação do ano	Dias	DP (m) (média $\pm$ DV)	AA (m)	DPI (m)	Área utilizada (m ²)
PEC	PEC-a	F	P	5	4,77 $\pm$ 0,72	1,84	10,56	26,75
	PEC-b	F	P	6	2,46 $\pm$ 0,60	1,5	3,18	5,52
	PEC-c	M	P	4	2,71 $\pm$ 0,89	4,9	3,76	0,00
	PEC-d	F	P	7	3,17 $\pm$ 0,94	2,12	9	16,50
	PEC-e	M	P	1	11,96	1,8	5,08	8,30
	PEC-f	F	P	6	11,09 $\pm$ 1,08	2,13	13,7	62,77
	PEC-g	F	P	4	3,35 $\pm$ 0,32	1,78	7,92	10,53
	PEC-1	M	V	2	13,42 $\pm$ 0,57	3,26	11,44	10,04
	PEC-2	F	V	2	22,25 $\pm$ 0,98	1,73	7,08	54,67
	PEC-3	M	V	2	9,96 $\pm$ 0,47	4,8	-	0,00
	PEC-10	M	V	3	10,48 $\pm$ 2,26	4,72	2,49	6,15
	PEC-11	F	V	5	6,89 $\pm$ 0,79	2,21	10,8	41,82
	PEC-12	F	V	3	7,28 $\pm$ 0,22	1,05	2,5	8,20
PEFI	F-1	F	P	8	5,38 $\pm$ 0,35	0,8	19,7	42,30
	F-2	F	P	2	10,49 $\pm$ 0,30	0,42	-	46,74
	F-3	F	P	8	3,34 $\pm$ 0,45	1,95	8,4	24,51
	F-4	F	P	4	11,11 $\pm$ 0,38	2,16	6,9	49,74
	F-5	F	P	6	2,92 $\pm$ 0,85	2,3	2,99	3,53
	F-6	F	P	5	7,82 $\pm$ 1,46	3,6	9	72,24
	F-7	F	P	6	4,21 $\pm$ 1,54	4,11	8,4	21,72
	M-1	M	P	1	26,31	2,02	16,4	32,28
	M-2	M	P	1	12,48	2,9	8,4	9,88
	M-3	M	P	2	8,55 $\pm$ 2,26	3,2	-	8,10
	M-4	M	P	3	14,80 $\pm$ 0,74	2,17	14	73,22
	M-7	M	P	1	14,14	1,28	8,2	10,12
	M-8	M	P	1	21,97	1,66	9,98	14,00
	M-9	M	P	4	9,74 $\pm$ 0,21	1,3	13,72	75,34
	M-10	M	P	3	10,15 $\pm$ 1,11	2,2	12,5	42,69
	Ep-01	F	V	6	7,24 $\pm$ 0,59	2,48	9,65	10,65
	Ep-04	M	V	1	28,15	2,86	6,96	11,78
	Ep-06	M	V	5	10,77 $\pm$ 0,84	2,07	7,85	29,59
	Ep-07	F	V	2	12,63 $\pm$ 1,22	1,73	8,5	16,34
	Ep-11	M	V	4	4,10 $\pm$ 1,17	2,76	7,37	10,69
	Ep-12	M	V	2	11,10 $\pm$ 0,18	1,35	10,44	10,17
	Ep-18	F	V	4	7,29 $\pm$ 1,30	2,85	11,89	34,64
	Ep-19	F	V	4	7,68 $\pm$ 0,48	1,69	8,24	43,08
	Ep-20	F	V	3	16,83 $\pm$ 0,16	1,86	8,39	50,19
	Ep-22	M	V	3	10,60 $\pm$ 1,08	2,78	8,59	19,76

Continuação

Ep-24	F	V	3	9,55 ± 1,32	4	12,45	23,98
Ep-29	M	V	2	8,87 ± 0,39	2,15	4,6	4,00
Ep-30	F	V	2	15,62 ± 0,96	2,07	5,54	12,73
Ep-31	F	V	2	15,43 ± 0,95	4,08	6,59	13,39
Ep-32	F	V	2	13,67 ± 2,26	3,2	8,84	29,80
Ep-33	M	V	3	31,45	1,66	12,54	33,40
Ep-34	F	V	2	23,67	2,51	8,19	18,14

Figura 20 - Proporção da distância percorrida no solo e vegetação por *Enyalius perditus* fêmeas (barras roxas) e machos (barras cinzas) do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)

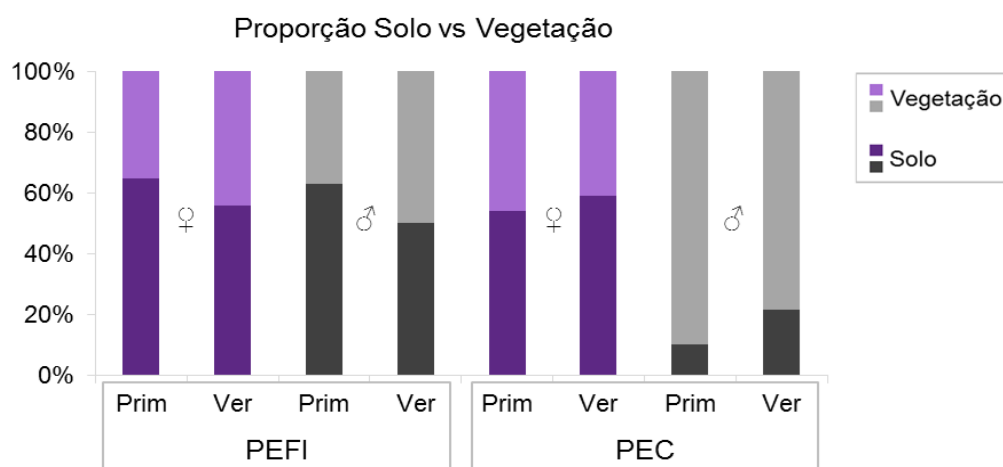


Figura 21 - Altura máxima do poleiro utilizado por *Enyalius perditus* fêmeas e machos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)

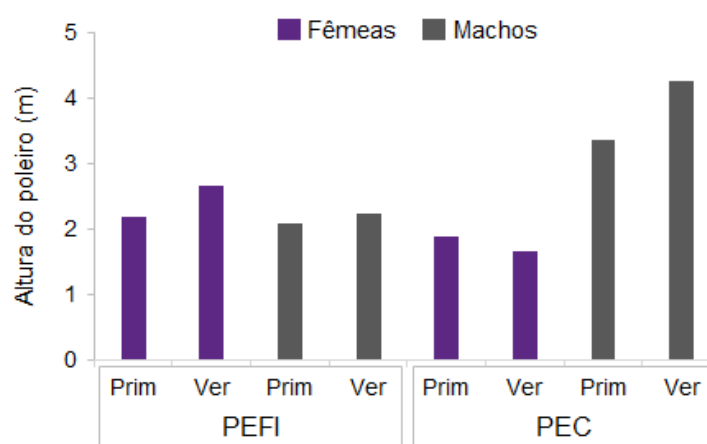


Figura 22 - Distância média percorrida por dia pelos *Enyalius perditus* do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)

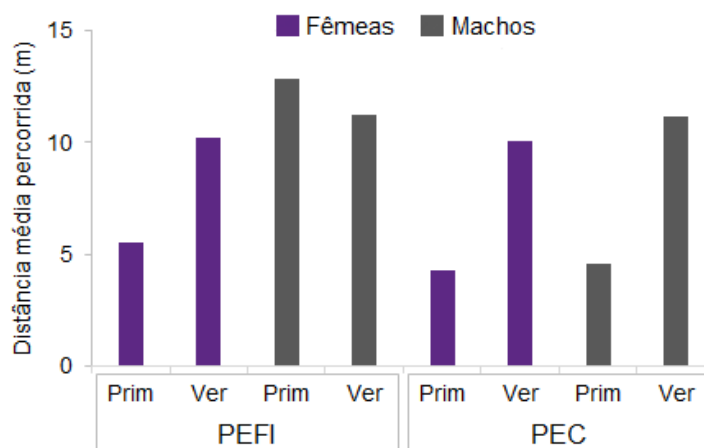


Figura 23 - Distância máxima linear do ponto inicial de *Enyalius perditus* fêmeas e machos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)

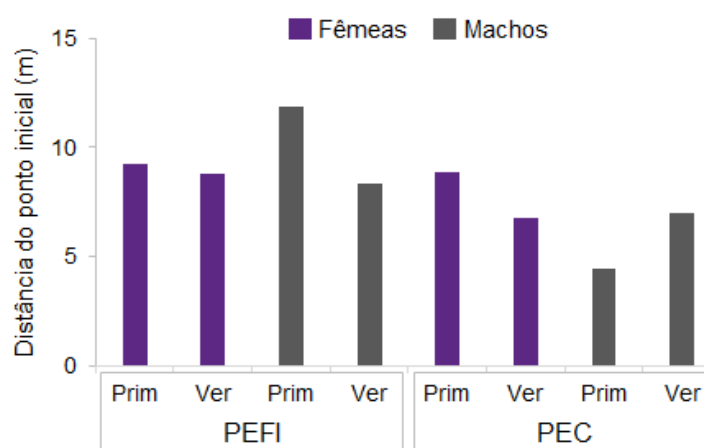
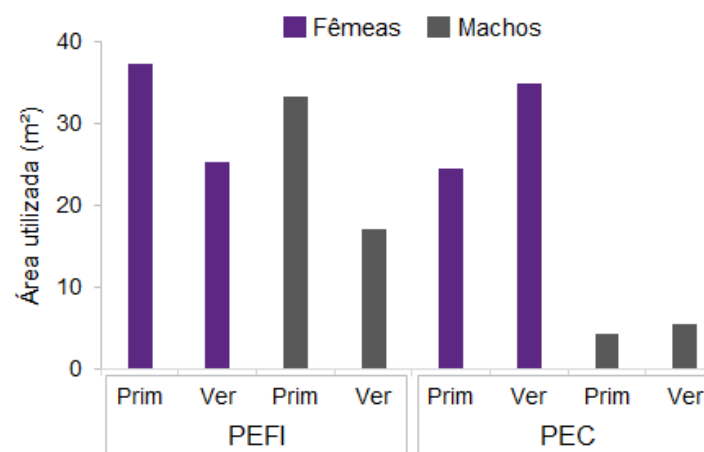


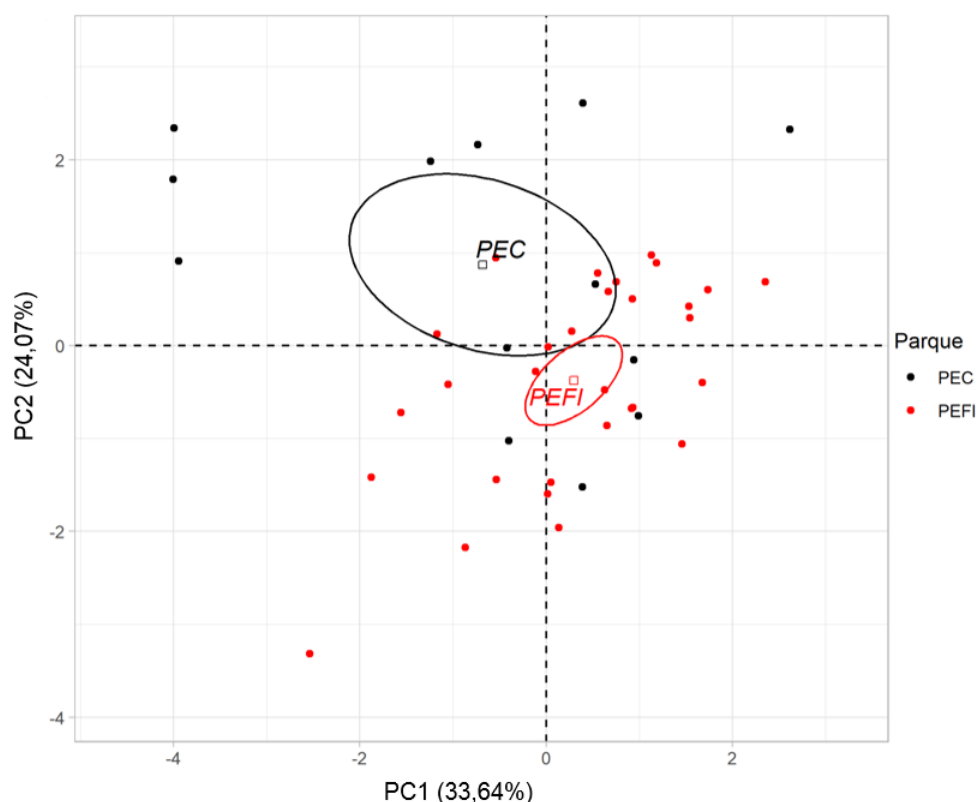
Figura 24 - Área utilizada por fêmeas e machos de *Enyalius perditus* do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)



4.3 Estrutura da vegetação

Na ACP da estrutura da vegetação, o primeiro e o segundo eixo capturaram 57,7% da variação do conjunto de dados (Fig. 24; Tab. 10). No eixo PC1, as variáveis que mais contribuíram para a construção da ACP foram bambu de frequência média e a cobertura de dossel no sentido positivo, e vegetação rasteira de frequência média e número de arbustos de 1.5-3 m no sentido negativo. Não houve separação clara dos parques neste eixo. No eixo PC2, as variáveis mais importantes foram a média do DAP e altura das árvores no sentido positivo e lianas de frequência alta no sentido negativo. Houve grande separação entre os grupos no eixo PC2, sendo que a vegetação do PEC atingiu valores mais positivos que a do PEFI, ou seja, a estrutura da vegetação do PEC diferencia-se principalmente por ter árvores mais altas e com maior DAP, e uma maior concentração de lianas.

Figura 25 - Análise de Componentes Principais (ACP) da estrutura da vegetação



Análise de Componentes Principais (ACP) da estrutura da vegetação com base em 8 atributos de vegetação do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC), amostrada entre outubro de 2018 e fevereiro de 2019. Elipses destacam o intervalo e confiança de 95% de cada grupo.

Tabela 10 - Autovetores de uma ACP para oito variáveis morfológicas de fêmeas e machos das populações de *Enyalius perditus* do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI) e Parque Estadual da Cantareira (PEC)

Variáveis	PC1	PC2	PC3
<i>Herbáceas</i>	0.352	-0.396	0.434
<i>Arbustos 0-1.5 m</i>	-0.733	0.561	0.065
<i>Arbustos 1.5-3 m</i>	-0.785	0.169	0.110
<i>Árvores +3 m</i>	-0.396	0.165	0.805
<i>DAP (médias)</i>	0.507	0.754	-0.157
<i>Altura (médias)</i>	0.518	0.766	0.162
<i>Cobertura Dossel</i>	0.629	-0.049	0.470
<i>Vegetação rasteira baixa frequência</i>	0.063	-0.043	-0.046
<i>Vegetação rasteira média frequência</i>	-0.998	0.341	0.356
<i>Vegetação rasteira alta frequência</i>	0.528	0.659	0.713
<i>Lianas baixa frequência</i>	0.275	0.132	0.087
<i>Lianas média frequência</i>	-1.417	-0.093	-0.152
<i>Lianas alta frequência</i>	0.282	-1.238	-0.603
<i>Bambus baixa frequência</i>	-0.038	0.038	-0.056
<i>Bambus média frequência</i>	0.786	-0.769	1.158

5 DISCUSSÃO

O presente estudo relata pela primeira vez a variação intra e interpopulacional de uso do ambiente por lagartos em fragmentos urbanos. Os resultados confirmam informações prévias da semi-arborealidade de *E. perditus*, registrada em outras regiões (Sturaro & Silva 2010, Barreto-Lima et al. 2013) e revelam a variação entre sexos e populações.

De maneira geral, a morfologia de *E. perditus* variou entre sexos e populações. Fêmeas de ambas as populações apresentaram maior tamanho (CRC e Abdo) e robustez (M) do que os machos. Esse padrão, observado em diversas espécies de lagartos (Braña 1996, Olsson et al. 2002, Scharf & Meiri 2013), possibilita maior fecundidade das fêmeas devido ao maior espaço para o desenvolvimento de ovos ou embriões (Andersson 1994, Olsson et al. 2002, Du et al. 2005). Em adição, Abdo e M foram maiores nas fêmeas do PEC do que do PEFI, sugerindo maior fecundidade na população que ocorre no fragmento de maior área. Em contrapartida, machos de ambas as populações apresentam cauda (CC) maior do que as fêmeas, sendo que machos do PEC apresentaram caudas maiores do que machos do PEFI. A cauda proporcionalmente maior nesse gênero é comum em lagartos, já que o hemipênis e músculos retratores ficam alojados nesta região (Barbadillo & Bauwens 1997, Hopkins & Tolley 2011). Maior tamanho de cauda funciona como um contrapeso para o animal empoleirar-se em substratos estreitos e para guiar manobras de guinada durante o salto, favorecendo a arborealidade (Higham et al. 2001, Bickel & Losos 2002, Jusufi et al. 2008, Gillis et al. 2009). Maior comprimento de membros também favorece a locomoção de espécies escaladoras (Pounds 1988, Beuttell & Losos 1999, Bickel & Losos 2002, Foster et al. 2018) e foram maiores (Cant e Cper) na população do PEC. Assim, as diferenças morfológicas observadas refletiram o uso do ambiente de cada sexo nos diferentes parques, com apenas os machos do PEC utilizando proporcionalmente mais a vegetação do que o solo, evidenciando que as diferentes variáveis morfológicas frequentemente são influenciadas pela seleção sexual e natural (Littleford-Colquhoun et al. 2019).

Além do dimorfismo sexual no tamanho corporal, *E. perditus* apresenta diferenças intersexuais no padrão de coloração (Sturaro & Silva 2010, Barreto-

Lima & Sousa 2011). Tal variação na coloração está fortemente associada à seleção sexual, com fêmeas crípticas, e machos mais conspícuos (Cooper & Vitt 1988, Schwarzkopf & Shine 1992, Stuart-Fox & Ord 2004, Husak et al. 2006, Littleford-Colquhoun et al. 2019). No caso de *E. perditus*, a coloração verde dos machos também proporciona excelente camuflagem na vegetação. Porém, machos do PEFI usaram o solo na mesma proporção que as fêmeas do mesmo fragmento. A segregação de nicho ecológico é uma estratégia importante na redução da competição de recursos entre os sexos (Shine 1991, Pearson et al. 2002, Butler et al. 2007). Não foi detectada diferenças intersexuais na dieta de outras populações de *E. perditus* (Barreto-Lima & Sousa 2011). Contudo, já foi observada partição temporal no forrageamento entre os sexos, com pico de atividade das fêmeas pela manhã e dos machos à tarde (Barreto-Lima et al. 2013). Estudos mais detalhados da dieta e horário de atividade das populações dos fragmentos aqui estudados são necessários para confirmar se seguem esse mesmo padrão. Além do forrageamento, habitats arbóreos podem ser usados como refúgio para evitar predadores (Zamprogno et al. 2001, Sturaro & Silva 2010). Há poucos registros de predação do gênero *Enyalius* (Canale et al. 2013), entretanto, a riqueza e densidade de predadores potenciais parece ser menor no PEFI do que no PEC (Askins et al. 1987, Rotics et al. 2011, Siqueira & Marques 2018). Dessa forma, a menor pressão de predação pode propiciar a expansão de nicho dos machos do PEFI.

Diferenças na morfologia e no uso do ambiente, aqui encontradas, sugerem interação entre plasticidade fenotípica e ecológica. Respostas compensatórias naturais devido a ajustes a novos ambientes são comumente observadas em espécies geograficamente difundidas (Vitt & Colli 1994, Sorci et al. 1996, Vitt et al. 1998). Tais respostas surgem e são mantidas por diferenças na disponibilidade e qualidade dos recursos entre os habitats ou por diferenças nas interações bióticas entre os habitats (Leips et al. 2000, Sears & Angilletta 2003). Estratégias adaptativas em ambientes fragmentados também têm sido reportadas em populações animais, como um aumento na coragem em lagartos *Intellagama lesueurii* (Baxter-Gilbert et al. 2019). Entretanto, para compreender a variação da história de vida entre as populações em sua totalidade, é necessária uma caracterização completa da variação ambiental das áreas e

estudos fisiológicos que traduzam a variação ambiental em fenótipos de determinado organismo.

A maior parte dos indivíduos amostrados apresentou aumento na distância média percorrida por dia durante o verão. Lagartos são fisiologicamente dependentes da temperatura para realizar atividades necessárias à sobrevivência e reprodução (Adolph 1990, Adolph & Porter 1993, Vitt & Caldwell 2014, Pough et al. 2015), aumentando sua atividade em períodos mais quentes do ano (Huey et al. 1977). Além disso, há uma tendência no aumento da disponibilidade de presas no verão (Abreu et al. 2009, Paro et al. 2012), justificando a maior atividade dos *E. perditus*. Em contrapartida, machos do PEFI locomoveram-se consideravelmente mais do que os do PEC na primavera, período de cópula da espécie (Migliore et al. 2017). Possivelmente, a menor pressão de predação no PEFI pode ter permitido uma maior busca por fêmeas, aumentando as chances de encontro e o sucesso reprodutivo da espécie, o que explicaria o número expressivamente maior de indivíduos coletados no parque. No entanto, mais estudos são necessários para corroborar essa hipótese.

A altura atingida também foi maior nos machos do PEC quando comparados às fêmeas simpátricas e a população do PEFI. PEC apresenta árvores com maiores valores de DAP e altura do que o PEFI, além da maior quantidade de cipós e lianas. Essas características provavelmente permitem que os lagartos estudados explorem mais o estrato arbóreo do ambiente, já que o uso vertical do ambiente pode ser importante estratégia de repartição de recursos, a fim de reduzir a competição inter e intraespecífica (Poulsen 2002, Tews et al. 2004). Ademais, estrutura da vegetação do PEC parece exercer influência na morfologia do grupo mais arborícola, dado que espécies com pernas longas utilizam mais comumente poleiros largos (Beuttell & Losos 1999). Assim, tanto as variações morfológicas quanto ecológicas estão relacionadas ao hábitat que estas populações ocupam.

Não houve diferença na média da área utilizada em relação ao sexo, população e estação, bem como na distância máxima do ponto inicial. Apesar disso, a média da área horizontal utilizada por machos do PEC foi consideravelmente inferior do que das fêmeas simpátricas e da população do

PEFI. Características do hábitat podem influenciar no uso espacial do ambiente (Crist et al. 1992, DeSantis et al. 2019). Posto isto, a diferença nas médias pode ser devido ao maior uso vertical do ambiente pelos machos do PEC, já que a área calculada considera apenas o plano bidimensional. Apesar de, em muitas espécies, a área de vida dos machos ser maior do que a das fêmeas (ver compilado em (Verwaijen & Van Damme 2008), isso geralmente está associada à territorialidade e comportamento agonístico dos machos a fim de garantir maior acesso às fêmeas (Perry & Garland 2002, Haenel et al. 2003, Fromhage et al. 2016). Tais comportamentos não são conhecidos para *E. perditus*, o que explica a ausência de diferença na área utilizada entre sexos. Não obstante, variação individual é relatada em diferentes aspectos ecológicos de diversos táxons (Torello-Viera & Marques 2017, Waters et al. 2017).

A distância máxima linear do ponto inicial alcançada pelos *E. perditus* amostrados foi de, 19,70 m, contudo, trabalhos anteriores recapturaram dois machos da espécie a 100 m e, 200 m de distância depois de dois e três meses, respectivamente de sua soltura (Barreto-Lima et al. 2013). Lagartos monitorados por pelo menos cinco dias, ou os que utilizaram as maiores áreas (acima de 50 m²), continuaram se afastando do ponto inicial (ver anexos). Assim, possivelmente o monitoramento foi insuficiente para amostrar a distância máxima do ponto inicial e a área de vida dos indivíduos, e esses dados devem ser analisados com cautela. Ainda assim, tais dados de área utilizada têm seu valor, sendo de suma importância como indicador das necessidades comportamentais e de recursos das populações de *E. perditus*.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Algumas hipóteses foram confirmadas e alguns padrões inesperados foram revelados: as variáveis morfológicas mensuradas variam entre sexo e populações; apenas machos do PEC utilizam mais a vegetação do que as fêmeas; apenas machos do PEFI se deslocam mais na primavera, porém com um aumento no uso da vegetação; altura do poleiro está relacionada a diferenças intersexuais e interpopulacionais, contudo não houve relação com outros aspectos do uso espacial.

A morfologia e uso do ambiente de *E. perditus* refletem as pressões de seleção natural e sexual que estão submetidos. O padrão de cor mais visível dos machos parece ser atenuado pelas diferentes pressões do PEFI, reduzindo a pressão da seleção natural e aumentando as vantagens do sucesso reprodutivo.

O presente trabalho elucida a ecologia dos *E. perditus* com foco no uso espacial do ambiente, fornecendo informações chaves neste aspecto para conservação e manejo da espécie, e inexistentes para boa parte das espécies de lagartos da região Neotropical. Além disso, foi observada variação fenotípica e comportamental da espécie num hábitat fragmentado, dados fundamentais no contexto de intensa pressão antrópica atual. No mais, levantou-se outras questões, sendo fundamental estudos concomitantes de história natural, especialmente acerca da ecologia reprodutiva da espécie na região.

Compreender como os traços de história de vida divergem e os fatores que influenciam é crucial para aplicação de ações de conservação e manejo da vida selvagem, melhorando nossa capacidade de proteger espécies que são menos capazes de persistir em áreas urbanas.

REFERÊNCIAS

- ABREU, R., RONCHI-TELES, B., MONNE, M. & VIANEZ, B. (2009) First Record of Species of Cerambycidae (Coleoptera) in Cardeiro (*Scleronema micranthum*) (Bombacaceae) in the Central Amazon. Neotropical Entomology, 38 (3), 432-433.
- ADOLPH, S.C. (1990) Influence of behavioral thermoregulation on microhabitat use by two *Sceloporus* lizards. Ecology, 71 (1), 315-327.
- ADOLPH, S.C. & PORTER, W.P. (1993) Temperature, Activity, and Lizard Life-Histories. American naturalist, 142 (2), 273-295.
- ANDERSSON, M. (1994) Sexual Selection. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- ASKINS, R.A., PHILBRICK, M.J. & SUGENO, D.S. (1987) Relationship between the Regional Abundance of Forest and the Composition of Forest Bird Communities. Biological Conservation, 39 (2), 129-152.
- BARBADILLO, L.J. & BAUWENS, D. (1997) Sexual dimorphism of tail length in lacertid lizards: test of a morphological constraint hypothesis. Journal of Zoology, 242 (3), 473-482.
- BARBOSA, L.M., POTOMATI, A. & PECCININI, A.A. (2002) O PEFI: histórico e legislação. In: BICUDO, D.C., FORTI, M.C. & BICUDO, C.E.M. (Eds.) Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI): unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. Editora da Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, São Paulo, p. 15-28.
- BARQUERO, M.D. & BOLANOS, F. (2018) Morphological and ecological variation of a tropical anoline lizard: are agonistic interactions shaping ecomorphological relationships? Biological Journal of the Linnean Society, 124 (3), 350-362.
- BARRETO-LIMA, A.F., PIRES, E.D. & DE SOUSA, B.M. (2013) Activity, foraging mode and microhabitat use of *Enyalius perditus* (Squamata) in a disturbed Atlantic rainforest in southeastern Brazil. Salamandra, 49 (4), 177-185.
- BARRETO-LIMA, A.F. & SOUSA, B.M. (2011) Feeding ecology and sexual dimorphism of *Enyalius perditus* in an Atlantic forest, Brazil. Herpetological Bulletin, 1181-9.

- BARRETO-LIMA, A.F. & SOUSA, B.M.D. (2006) Court and copulation behaviors of *Enyalius perditus* Jackson, 1978 (Squamata, Leiosauridae) in captivity conditions. *Revista Brasileira de Zoociências*, 8 (2), 193-197.
- BAXTER-GILBERT, J., RILEY, J.L. & WHITING, M.J. (2019) Bold New World: urbanization promotes an innate behavioral trait in a lizard. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 73 (8), 105.
- BEUTTELL, K. & LOSOS, J.B. (1999) Ecological morphology of Caribbean anoles. *Herpetological Monographs*, 131-28.
- BICKEL, R. & LOSOS, J.B. (2002) Patterns of morphological variation and correlates of habitat use in chameleons. *Biological Journal of the Linnean Society*, 76 (1), 91-103.
- BRAÑA, F. (1996) Sexual dimorphism in lacertid lizards: Male head increase vs female abdomen increase? *Oikos*, 75 (3), 511-523.
- BREITMAN, M.F., DOMINGOS, F.M.C.B., BAGLEY, J.C., WIEDERHECKER, H.C., FERRARI, T.B., CAVALCANTE, V.H.G.L., PEREIRA, A.C., ABREU, T.L.S., DE-LIMA, A.K.S., MORAIS, C.J.S., DEL PRETTE, A.C.H., SILVA, I.P.M.C., MELLO, R.D., CARVALHO, G., LIMA, T.M.D., SILVA, A.A., MATIAS, C.A., CARVALHO, G.C., PANTOJA, J.A.L., GOMES, I.M., PASCHOALETTO, I.P., RODRIGUES, G.F., TALARICO, Â.V.C., BARRETO-LIMA, A.F. & COLLI, G.R. (2018) A New Species of *Enyalius* (Squamata, Leiosauridae) Endemic to the Brazilian Cerrado. *Herpetologica*, 74 (4), 355-369.
- BUTLER, M.A., SAWYER, S.A. & LOSOS, J.B. (2007) Sexual dimorphism and adaptive radiation in *Anolis* lizards. *Nature*, 447 (7141), 202-205.
- BUTLER, M.A., SCHOENER, T.W. & LOSOS, J.B. (2000) The relationship between sexual size dimorphism and habitat use in Greater Antillean *Anolis* Lizards. *Evolution*, 54 (1), 259-272.
- CANALE, G.R., FREITAS, M.A. & ANDRADE, L.L. (2013) Predation of lizards by a critically-endangered primate (*Sapajus xanthosternos*) in a tropical biodiversity hotspot in Brazil. *Herpetology Notes*, 6323-326.
- CHEN, I.P., STUART-FOX, D., HUGALL, A.F. & SYMONDS, M.R.E. (2012) Sexual Selection and the Evolution of Complex Color Patterns in Dragon Lizards. *Evolution*, 66 (11), 3605-3614.
- COOPER, W.E. & VITT, L.J. (1988) Orange Head Coloration of the Male Broad-Headed Skink (*Eumeces laticeps*), a Sexually Selected Social Cue. *Copeia*, 1988 (1), 1-6.

- CRIST, T.O., GUERTIN, D.S., WIENS, J.A. & MILNE, B.T. (1992) Animal Movement in Heterogeneous Landscapes: an Experiment with *Eleodes* Beetles in Shortgrass Prairie. *Functional Ecology*, 6 (5), 536-544.
- DESANTIS, D.L., WAGLER, A.E., MATA-SILVA, V. & JOHNSON, J.D. (2019) Effects of human-made resource hotspots on seasonal spatial strategies by a desert pitviper. *Scientific Reports*, 9 (1), 16690.
- DIELE-VIEGAS, L.M., WERNECK, F.P. & ROCHA, C.F.D. (2019) Climate change effects on population dynamics of three species of Amazonian lizards. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 236110530.
- DIXO, M. & METZGER, J.P. (2009) Are corridors, fragment size and forest structure important for the conservation of leaf-litter lizards in a fragmented landscape? *Oryx*, 43 (3), 435–442.
- DU, W.G., JI, X. & SHINE, R. (2005) Does body volume constrain reproductive output in lizards? *Biology Letters*, 1 (1), 98-100.
- FALVEY, C.H., AVILES-RODRIGUEZ, K.J., HAGEY, T.J. & WINCHELL, K.M. (2020) The finer points of urban adaptation: intraspecific variation in lizard claw morphology. *Biological Journal of the Linnean Society*, 131 (2), 304-318.
- FOSTER, K.L., GARLAND, T., SCHMITZ, L. & HIGHAM, T.E. (2018) Skink ecomorphology: forelimb and hind limb lengths, but not static stability, correlate with habitat use and demonstrate multiple solutions. *Biological Journal of the Linnean Society*, 125 (4), 673-692.
- FROMHAGE, L., JENNIONS, M. & KOKKO, H. (2016) The evolution of sex roles in mate searching. *Evolution*, 70 (3), 617-624.
- GALDINO, C.A.B., HORTA, G. & YOUNG, R.J. (2014) An Update to a Bead-Tagging Method for Marking Lizards. *Herpetological Review*, 45 (4), 587-589.
- GILLIS, G.B., BONVINI, L.A. & IRSCHICK, D.J. (2009) Losing stability: tail loss and jumping in the arboreal lizard *Anolis carolinensis*. *Journal of Experimental Biology*, 212 (5), 604-609.
- GLAUDAS, X. & RODRIGUEZ-ROBLES, J.A. (2011) Vagabond males and sedentary females: spatial ecology and mating system of the speckled rattlesnake (*Crotalus mitchellii*). *Biological Journal of the Linnean Society*, 103 (3), 681-695.

- HADDAD, N.M., BRUDVIG, L.A., CLOBERT, J., DAVIES, K.F., GONZALEZ, A., HOLT, R.D., LOVEJOY, T.E., SEXTON, J.O., AUSTIN, M.P., COLLINS, C.D., COOK, W.M., DAMSCHEN, E.I., EWERS, R.M., FOSTER, B.L., JENKINS, C.N., KING, A.J., LAURANCE, W.F., LEVEY, D.J., MARGULES, C.R., MELBOURNE, B.A., NICHOLLS, A.O., ORROCK, J.L., SONG, D.-X. & TOWNSHEND, J.R. (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1 (2), e1500052.
- HAENEL, G.J., SMITH, L.C. & JOHN-ALDER, H.B. (2003) Home-range analysis in *Sceloporus undulatus* (eastern fence lizard). I. Spacing patterns and the context of territorial behavior. *Copeia*, 2003 (1), 99-112.
- HIGHAM, T.E., DAVENPORT, M.S. & JAYNE, B.C. (2001) Maneuvering in an arboreal habitat: the effects of turning angle on the locomotion of three sympatric ecomorphs of *Anolis* lizards. *Journal of Experimental Biology*, 204 (23), 4141-4155.
- HOPKINS, K.P. & TOLLEY, K.A. (2011) Morphological variation in the Cape Dwarf Chameleon (*Bradypodion pumilum*) as a consequence of spatially explicit habitat structure differences. *Biological Journal of the Linnean Society*, 102 (4), 878-888.
- HUEY, R.B. (1991) Physiological consequences of habitat selection. *American naturalist*, 137 (6), 91-115.
- HUEY, R.B., PIANKA, E.R. & HOFFMAN, J.A. (1977) Seasonal-Variation in Thermoregulatory Behavior and Body-Temperature of Diurnal Kalahari Lizards. *Ecology*, 58 (5), 1066-1075.
- HUSAK, J.F., MACEDONIA, J.M., FOX, S.F. & SAUCEDA, R.C. (2006) Predation cost of conspicuous male coloration in collared lizards (*Crotaphytus collaris*): An experimental test using clay-covered model lizards. *Ethology*, 112 (6), 572-580.
- JACKSON, J.F. (1978) Differentiation in the Genera *Enyalius* and *Strobilurus* Iguanidae Implications for Pleistocene Climatic Changes in Eastern Brazil. *Arquivos de Zoologia*, 30 (1), 1-79.
- JUSUFI, A., GOLDMAN, D.I., REVZEN, S. & FULL, R.J. (2008) Active tails enhance arboreal acrobatics in geckos. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105 (11), 4215-4219.

- LAURANCE, W.F. (2009) Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation*, 142 (6), 1137.
- LE, S., JOSSE, J. & HUSSON, F. (2008) FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25 (1), 1-18.
- LEIPS, J., TRAVIS, J. & RODD, F.H. (2000) Genetic influences on experimental population dynamics of the least killifish. *Ecological Monographs*, 70 (2), 289-309.
- LIU, N.S. (2008) História natural de duas espécies simpátricas de *Enyalius* (Squamata, Leiosauridae) na Mata Atlântica do sudeste brasileiro. Master Dissertation. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Zoologia 1–107 pp.
- LITTLEFORD-COLQUHOUN, B.L., CLEMENTE, C., THOMPSON, G., CRISTESCU, R.H., PETERSON, N., STRICKLAND, K., STUART-FOX, D. & FRERE, C.H. (2019) How sexual and natural selection shape sexual size dimorphism: Evidence from multiple evolutionary scales. *Functional Ecology*, 33 (8), 1446-1458.
- LOSOS, J.B. (1990) The Evolution of Form and Function - Morphology and Locomotor Performance in West-Indian *Anolis* Lizards. *Evolution*, 44 (5), 1189-1203.
- LOSOS, J.B., CREER, D.A., GLOSSIP, D., GOELLNER, R., HAMPTON, A., ROBERTS, G., HASKELL, N., TAYLOR, P. & ETTLING, J. (2000) Evolutionary implications of phenotypic plasticity in the hindlimb of the lizard *Anolis sagrei*. *Evolution*, 54 (1), 301-305.
- MATHEUS, D.R. (2008) Parque Estadual Fontes do Ipiranga: plano de manejo. Instituto de Botânica, São Paulo.
- MESHAKA, W.E., HUMBERT, W.S., MCCALLUM, M.L. & DELIS, P.R. (2020) Loss of Habitat Leads to Bigger Toads and Bigger Eggs: Natural Area Management Predictions for the Eastern American Toad, *Anaxyrus americanus americanus* (Holbrook, 1836). *Annals of Carnegie Museum*, 86 (1), 77-88.
- MIGLIORE, S.N., BRAZ, H.B., BARRETO-LIMA, A.F. & ALMEIDA-SANTOS, S.M. (2017) Reproductive timing and fecundity in the Neotropical lizard *Enyalius perditus* (Squamata: Leiosauridae). *Acta Herpetologica*, 12 (2), 187-191.

- OLSSON, M., SHINE, R., WAPSTRA, E., UJVARI, B. & MADSEN, T. (2002) Sexual dimorphism in lizard body shape: The roles of sexual selection and fecundity selection. *Evolution*, 56 (7), 1538-1542.
- PARO, C.M., ARAB, A. & VASCONCELLOS-NETO, J. (2012) Population dynamics, seasonality and sex ratio of twig-girdling beetles (Coleoptera: Cerambycidae: Lamiinae: Onciderini) of an Atlantic rain forest in south-eastern Brazil. *Journal of Natural History*, 46 (19-20), 1249-1261.
- PEARSON, D., SHINE, R. & HOW, R. (2002) Sex-specific niche partitioning and sexual size dimorphism in Australian pythons (*Morelia spilota imbricata*). *Biological Journal of the Linnean Society*, 77 (1), 113-125.
- PERRY, G. & GARLAND, T. (2002) Lizard home ranges revisited: Effects of sex, body size, diet, habitat, and phylogeny. *Ecology*, 83 (7), 1870-1885.
- POUGH, F.H., ANDREWS, R.M., CRUMP, M.L., SAVITZKY, A.H., WELLS, K.D. & BRANDLEY, M.C. (2015) *Herpetology*. Sinauer Sunderland.
- POULSEN, B.O. (2002) Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodiversity and Conservation*, 11 (9), 1551-1566.
- POUNDS, J.A. (1988) Ecomorphology, Locomotion, and Microhabitat Structure - Patterns in a Tropical Mainland *Anolis* Community. *Ecological Monographs*, 58 (4), 299-320.
- PRADO-IRWIN, S.R., REVELL, L.J. & WINCHELL, K.M. (2019) Variation in tail morphology across urban and forest populations of the crested anole (*Anolis cristatellus*). *Biological Journal of the Linnean Society*, 128 (3), 632-644.
- RIBEIRO, M.C., METZGER, J.P., MARTENSEN, A.C., PONZONI, F.J. & HIROTA, M.M. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142 (6), 1141-1153.
- RODRIGUES, M.T., BERTOLOTTO, C.E.V., AMARO, R.C., YONENAGA-YASSUDA, Y., FREIRE, E.M.X. & PELLEGRINO, K.C.M. (2014) Molecular phylogeny, species limits, and biogeography of the Brazilian endemic lizard genus *Enyalius* (Squamata: Leiosauridae): An example of the historical relationship between Atlantic Forests and Amazonia. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 81 (2014), 137-146.
- RODRIGUES, M.T., FREITAS, M.A., SILVA, T.F.S. & BERTOLOTTO, C.E.V. (2006) A new species of lizard genus *Enyalius* (Squamata, Leiosauridae)

from the highlands of Chapada Diamantina, state of Bahia, Brazil, with a key to species. *Phyllomedusa*, 5 (1), 11–24.

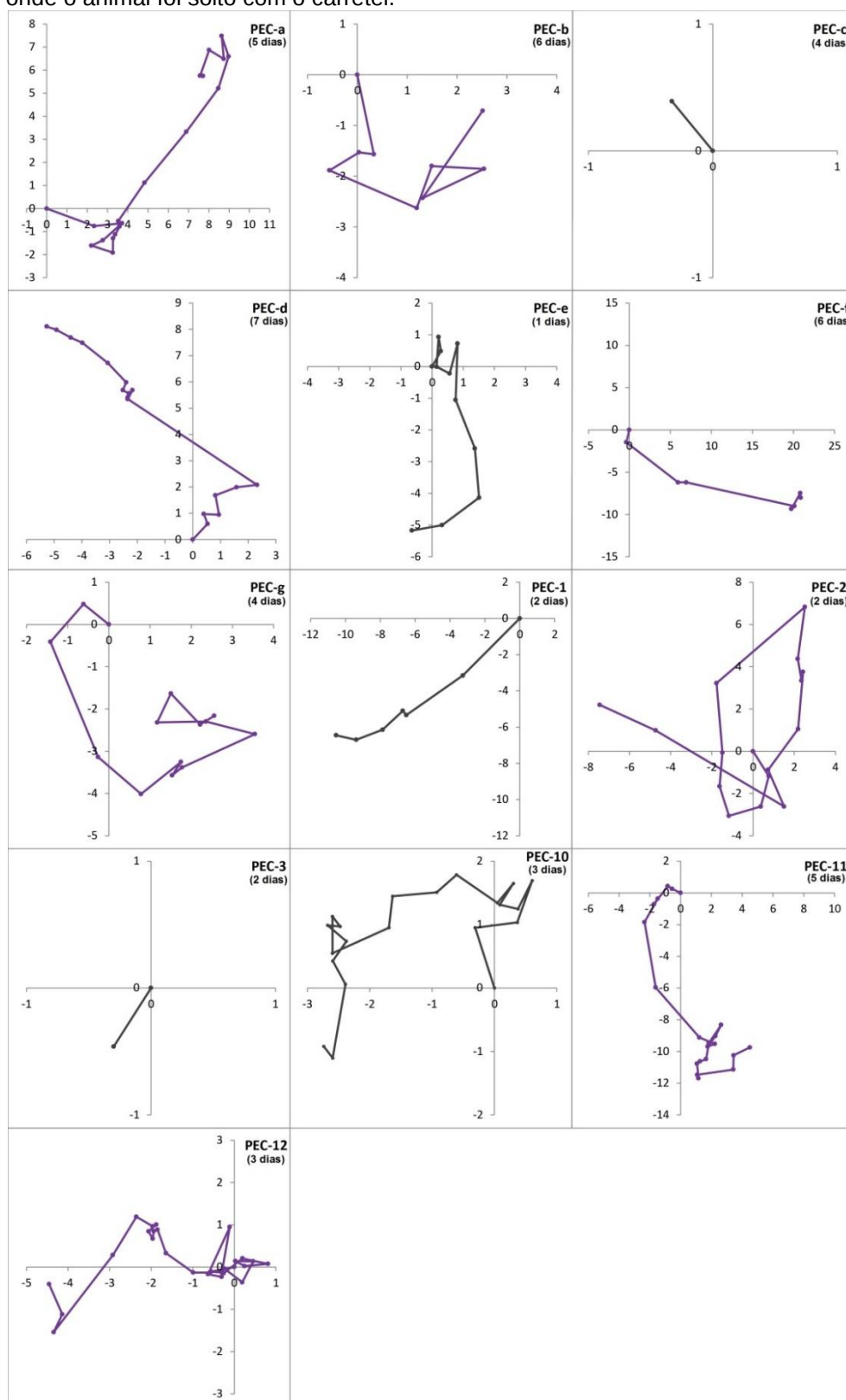
- ROTICS, S., DAYAN, T. & KRONFELD-SCHOR, N. (2011) Effect of artificial night lighting on temporally partitioned spiny mice. *Journal of Mammalogy*, 92 (1), 159-168.
- SANTOS, R.V.S., DE-CARVALHO, C.B., FREITAS, E.B.D., GUEIROS, F.B. & FARIA, R.G. (2015) Uso Dos Recursos Por Duas Espécies Simpátricas De *Ameivula* (Squamata: Teiidae) Em Um Ecótono De Mata Atlântica-Caatinga. *Acta Biologica Colombiana*, 20 (1), 67-77.
- SAWANT, N.S. & JADHAV, T.D. (2013) Factors Influencing Habitat Selection by Arboreal Pit Vipers. *Zoological Science*, 30 (1), 21-26.
- SCHARF, I. & MEIRI, S. (2013) Sexual dimorphism of heads and abdomens: Different approaches to 'being large' in female and male lizards. *Biological Journal of the Linnean Society*, 110 (3), 665-673.
- SCHWARZKOPF, L. & SHINE, R. (1992) Costs of Reproduction in Lizards - Escape Tactics and Susceptibility to Predation. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 31 (1), 17-25.
- SEARS, M.W. & ANGILLETTA, M.J. (2003) Life-history variation in the sagebrush lizard: Phenotypic plasticity or local adaptation? *Ecology*, 84 (6), 1624-1634.
- SHINE, R. (1991) Intersexual Dietary Divergence and the Evolution of Sexual Dimorphism in Snakes. *American naturalist*, 138 (1), 103-122.
- SIQUEIRA, L.H.C. & MARQUES, O.A.V. (2018) Effects of Urbanization on Bothrops jararaca Populations in Sao Paulo Municipality, Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*, 52 (3), 299-306.
- SORCI, G., CLOBERT, J. & BELICHON, S. (1996) Phenotypic plasticity of growth and survival in the common lizard *Lacerta vivipara*. *Journal of Animal Ecology*, 65 (6), 781-790.
- STUART-FOX, D.M. & ORD, T.J. (2004) Sexual selection, natural selection and the evolution of dimorphic coloration and ornamentation in agamid lizards. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 271 (1554), 2249-2255.
- STURARO, M.J. & SILVA, V.X.D. (2010) Natural history of the lizard *Enyalius perditus* (Squamata: Leiosauridae) from an Atlantic forest remnant in southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 44 (19-20), 1225-1238.

- TEWS, J., BROSE, U., GRIMM, V., TIELBORGER, K., WICHMANN, M.C., SCHWAGER, M. & JELTSCH, F. (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31 (1), 79-92.
- THOMAS, C.D., HILL, J.K. & LEWIS, O.T. (1998) Evolutionary Consequences of Habitat Fragmentation in a Localized Butterfly. *Journal of Animal Ecology*, 67 (3), 485-497.
- TORRELO-VIERA, N.F. & MARQUES, O.A.V. (2017) Daily Activity of Neotropical Dipsadid Snakes. *South American Journal of Herpetology*, 12 (2), 128-135.
- TOZETTI, A.M. & MARTINS, M. (2008) Habitat use by the South-American rattlesnake (*Crotalus durissus*) in south-eastern Brazil. *Journal of Natural History*, 42 (19-20), 1435-1444.
- TOZETTI, A.M. & TOLEDO, L.F. (2005) Short-term movement and retreat sites of *Leptodactylus labyrinthicus* (Anura : Leptodactylidae) during the breeding season: A spool-and-line tracking study. *Journal of Herpetology*, 39 (4), 640-644.
- UETZ, P., FREED, P. & HOŠEK, J. (2020) The Reptile Database. Available from: <http://www.reptile-database.org> (30 Setembro 2020).
- VANHOOYDONCK, B., HERREL, A.Y., VAN DAMME, R. & IRSCHICK, D.J. (2005) Does dewlap size predict male bite performance in Jamaican *Anolis* lizards? *Functional Ecology*, 19 (1), 38-42.
- VARGAS, S.M., SANTOS, M.D., NOVELLI, I.A., VARELA-RIOS, C.H., LIMA, L.M.C., LUCAS, P.D., COZENDEY, P., PAIVA, R.M., GOMIDES, S.C., MALAGUTI, S. & DE SOUSA, B.M. (2015) Genetic diversity and structure of two species of *Enyalios* (Squamata: Leiosauridae) from neotropical biodiversity hotspots. *Phyllomedusa*, 14 (2), 99–111.
- VERWAIJEN, D. & VAN DAMME, R. (2008) Wide home ranges for widely foraging lizards. *Zoology*, 111 (1), 37-47.
- VIEIRA, M. & LORETTO, D. (2004) Protocolo para Estudo de Movimentos Animais com Carretel de Rastreamento, p. 1-2. LabVert, UFRJ, Rio de Janeiro
- VINCENT, Q.V. (2011) ggbiplot: A ggplot2 based biplot. R Packag version 055. Available from: <http://github.com/vqv/ggbiplot>
- VITT, L.J. & CALDWELL, J.P. (2014) *Herpetology*. Academic Press, San Diego.

- VITT, L.J. & COLLI, G.R. (1994) Geographical Ecology of A Neotropical Lizard - *Ameiva Ameiva* (Teiidae) in Brazil. Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie, 72 (11), 1986–2008.
- VITT, L.J. & ZANI, P.A. (1996) Organization of a taxonomically diverse lizard assemblage in Amazonian Ecuador. Canadian Journal of Zoology, 74 (7), 1313-1335.
- VITT, L.J., ZANI, P.A., AVILA-PIRES, T.C.S. & ESPOSITO, M.C. (1998) Geographical ecology of the gymnophthalmid lizard *Neusticurus ecleopus* in the Amazon rainforest. Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie, 76 (9), 1671–1680.
- WATERS, R.M., BOWERS, B.B. & BURGHARDT, G.M. (2017) Personality and individuality in reptile behavior. In: VONK, J., WEISS, A. & KUCZAJ, S. (Eds.) Personality in nonhuman animals Springer, Cham, p. 153-184.
- WICKHAN, H. (2016) ggplot2 – Elegant graphics for data analysis. Springer-Verlag, New York.
- WOLLENBERG, K.C., WANG, I.J., GLOR, R.E. & LOSOS, J.B. (2013) Determinism in the Diversification of Hispaniolan Trunk-Ground Anoles (*Anolis cybotes* Species Complex). Evolution, 67 (11), 3175-3190.
- ZAMPROGNO, C., ZAMPROGNO, M.D.G.F. & TEIXEIRA, R.L. (2001) Evidence of terrestrial feeding in the arboreal lizard *Enyalius bilineatus* (Sauria, Polychrotidae) of south-eastern Brazil. Revista Brasileira de Biologia, 61 (1), 91-94.
- ZASTAVNIOUK, C., WEIR, L.K. & FRASER, D.J. (2017) The evolutionary consequences of habitat fragmentation: Body morphology and coloration differentiation among brook trout populations of varying size. Ecology and Evolution, 7 (17), 6850-6862.

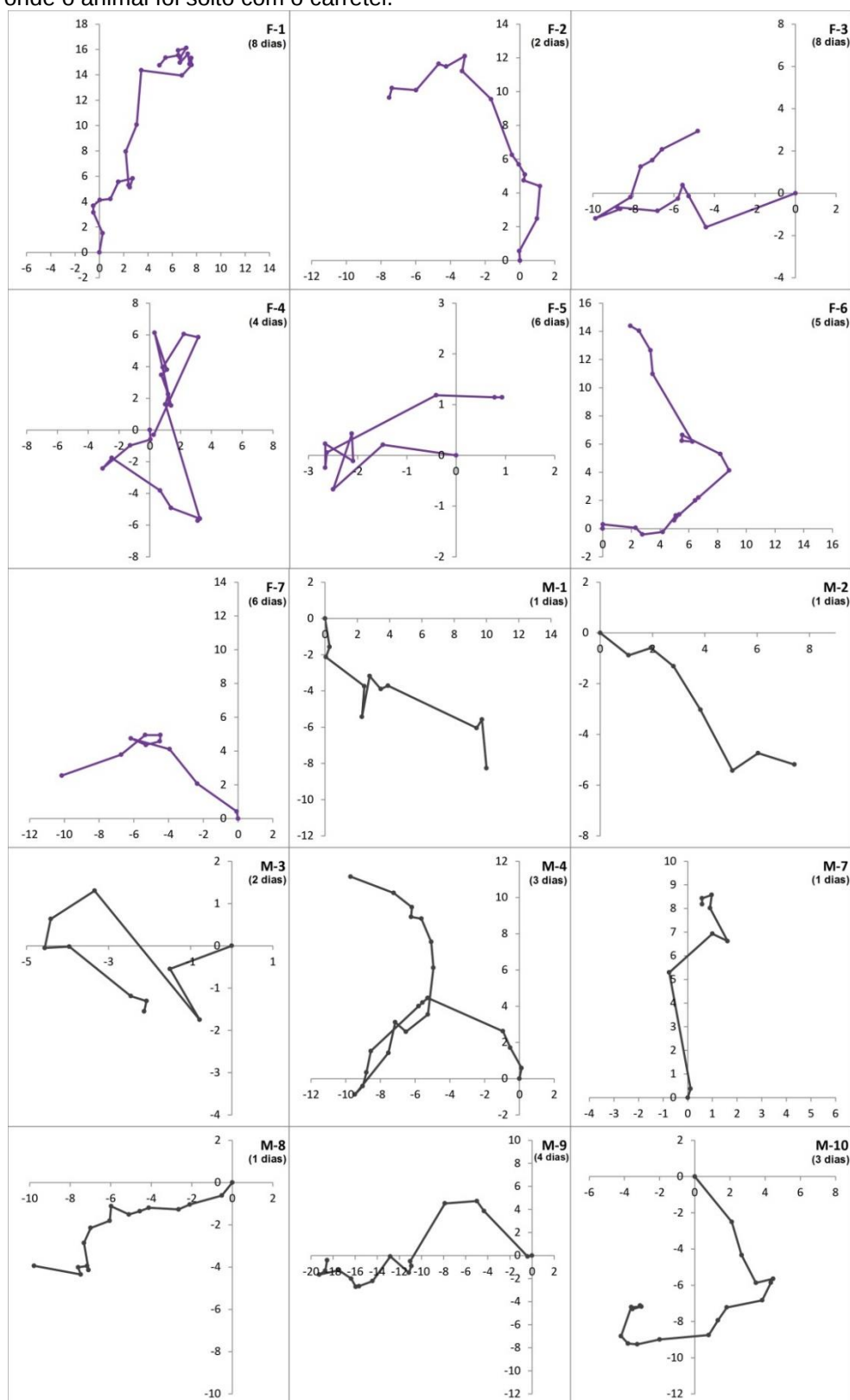
APÊNDICE A

Vista superior do percurso realizado pelos indivíduos de *Enyalius perditus*, monitorados através do carretel de linha, no PEC. Eixo X representa Leste-Oeste, eixo Y representa Norte-Sul; Valores numéricos representam metragem; Início do percurso no ponto X=0, Y=0 representa o ponto onde o animal foi solto com o carretel.

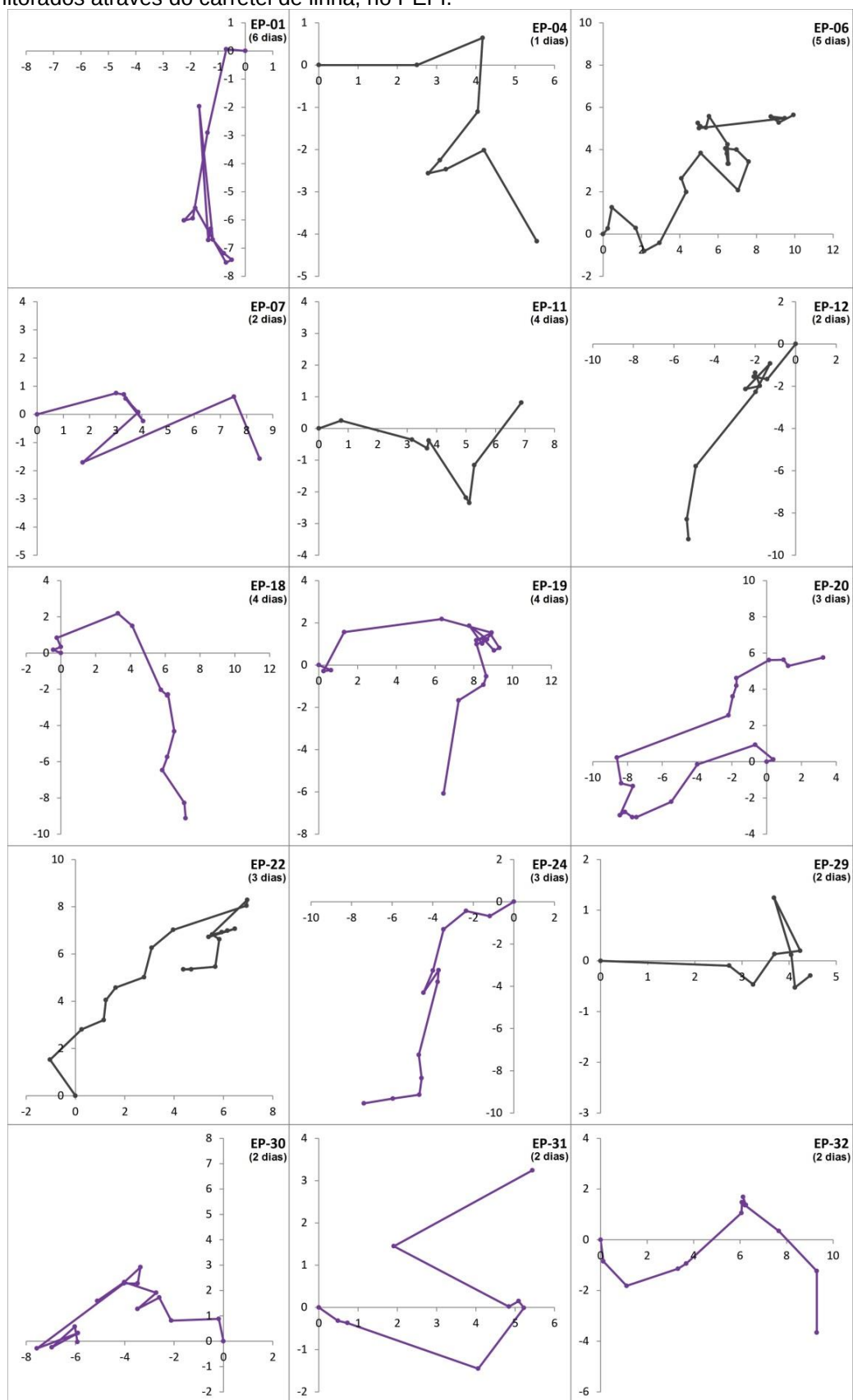


APÊNDICE B

Vista superior do percurso realizado pelos indivíduos de *Enyalius perditus*, monitorados através do carretel de linha, no PEFI. Eixo X representa Leste-Oeste, eixo Y representa Norte-Sul; Valores numéricos representam metragem; Início do percurso no ponto X=0, Y=0 representa o ponto onde o animal foi solto com o carretel.



Continuação. Vista superior do percurso realizado pelos indivíduos de *Enyalius perditus*, monitorados através do carretel de linha, no PEFI.



Continuação. Vista superior do percurso realizado pelos indivíduos de *Enyalius perditus*, monitorados através do carretel de linha, no PEFI.

