

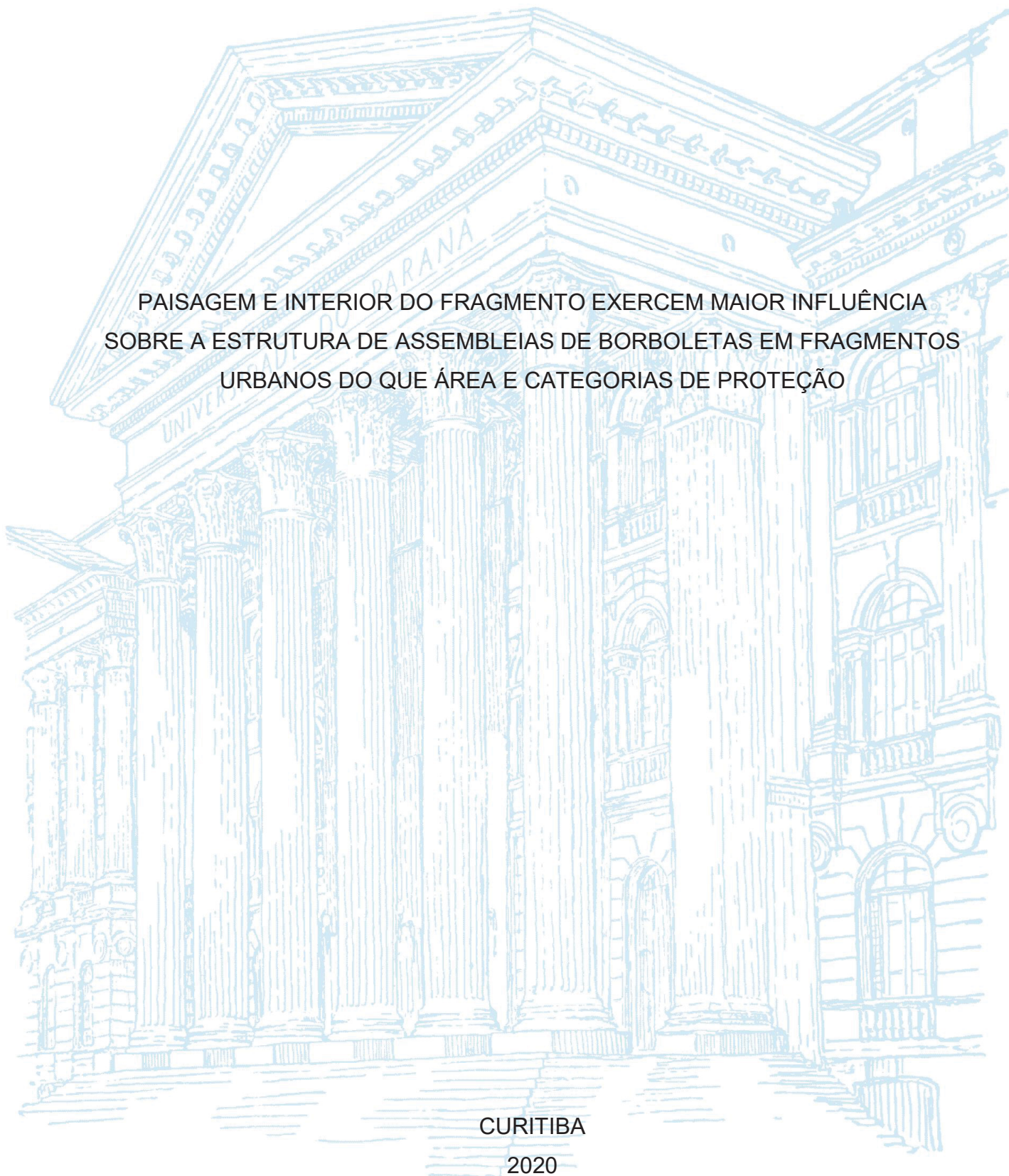
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ELTON ORLANDIN

PAISAGEM E INTERIOR DO FRAGMENTO EXERCEM MAIOR INFLUÊNCIA
SOBRE A ESTRUTURA DE ASSEMBLEIAS DE BORBOLETAS EM FRAGMENTOS
URBANOS DO QUE ÁREA E CATEGORIAS DE PROTEÇÃO

CURITIBA

2020



ELTON ORLANDIN

PAISAGEM E INTERIOR DO FRAGMENTO EXERCEM MAIOR INFLUÊNCIA
SOBRE A ESTRUTURA DE ASSEMBLEIAS DE BORBOLETAS EM FRAGMENTOS
URBANOS DO QUE ÁREA E CATEGORIAS DE PROTEÇÃO

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Carneiro dos Santos

CURITIBA

2020

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Giana Mara Seniski Silva – CRB/9 1406)

Orlandin, Elton

Paisagem e interior do fragmento exercem maior influência sobre a estrutura de assembleias de borboletas em fragmentos urbanos do que área e categorias de proteção. / Elton Orlandin. – Curitiba, 2020
63 p.: il.

Orientador: Eduardo Carneiro dos Santos

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

1. Ecologia urbana (Biologia) 2. Biodiversidade (Conservação) 3. Lepidoptero I. Título II. Santos, Eduardo Carneiro dos, 1983- III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

CDD (22. ed.) 577.56



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO ZOOLOGIA -
40001016008P4

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ZOOLOGIA da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **ELTON ORLANDIN** intitulada: **PAISAGEM E INTERIOR DO FRAGMENTO EXERCEM MAIOR INFLUÊNCIA SOBRE A ESTRUTURA DE ASSEMBLEIAS DE BORBOLETAS EM FRAGMENTOS URBANOS DO QUE ÁREA E CATEGORIAS DE PROTEÇÃO**, sob orientação do Prof. Dr. EDUARDO CARNEIRO DOS SANTOS, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovada no rito de defesa.

A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 06 de Março de 2020.

EDUARDO CARNEIRO DOS SANTOS

Presidente da Banca Examinadora (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

RODRIGO BARBOSA GONÇALVES

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

RICARDO RUSSO SIEWERT

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

A todos aqueles que lutaram e lutam em diferentes frentes defendendo os ideais do iluminismo.

AGRADECIMENTOS

A meu orientador Dr. Eduardo Carneiro pelo seu indispensável auxílio, por compartilhar sua experiência e despertar dúvidas com seus questionamentos.

A todos os membros do Laboratório de Estudos de Lepidoptera Neotropical, especialmente ao Dr. Olaf H. H. Mielke e a Dra Mirna Martins Casagrande, pela acolhida e compartilhamento de conhecimento.

Aos meus pais Ana Maria Orlandin e Jair Orlandin pelo total apoio às minhas decisões. E ao meu irmão e amigo Elivelton Orlandin pela camaradagem.

A Mônica Piovesan pelo companheirismo e amor compartilhado, não apenas um pelo outro, mas também pela Ciência, em especial a Biológica.

Aos amigos Ana Luiza Justi; André Henrique Schneeberger; Emili Bortolon Dos Santos; Luciane Cunha; Mario Arthur Favretto e Vilmar Oliveira pelos diálogos constantes sobre ciência e razão. Conversas estas, essenciais para manter a sanidade em tempos como esse em que ciência, razão e educação sofrem com ataques constantes por parte de obscurantistas que pregam a volta a um mundo pré-iluminismo.

Aos professores e colegas do Programa de Pós-graduação em Zoologia e do Programa de Pós-graduação em Entomologia do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (UFPR), pela imprescindível e lucrativa troca de experiências.

Aos avaliadores do meu projeto e pré-dissertação M.e Israel Schneiberg e Dr. Rodrigo B. Gonçalves pelas diversas dicas concedidas.

À Fabian Guillermo Gaviria Ortiz e Johan Hernán Pérez Benítez pela liberação dos dados referentes às coletas nos oito Parques Municipais.

À Betina Ortiz Bruel, responsável pela SPVS, pela indicação de algumas RPPNMs e Condomínios.

Aos proprietários e responsáveis pelas RPPNMs por possibilitarem o acesso: Anselmo Geronasso (RPPNM Geronasso); Ederson Simonetto Pagangrizo (RPPNM Umbará); Osvaldo Navaro Alves (RPPNM Bosque da Coruja); Terezinha Vareschi (RPPNM Airumã); William Tessari (Responsável pela RPPNM Withers).

Aos síndicos e responsáveis pelos condomínios por possibilitarem o acesso: Seu Eduardo (Condominio Residencial Pineland); Glória Santos (Condomínio Villagio Verdi); Lisandra Berardi Tania Gobbi (Condomínio do Conjunto Residencial

Petrópolis); Seu Sidnei (Conjunto Jardim Nova Europa I e II) e aos porteiros anônimos pelo acolhimento.

A todos os que auxiliaram nas coletas de dados: M.e Adalberto Dantas; Alessandra Mikich; Aurino Junior; Bruna Amaral da Costa; Carolina Cafisso; M.^a Lídia Venâncio; Mayara Rodrigues; Dr.^a. Martha Cecilia Erazo Moreno; M.^a Monica Piovesan; Stijn David Dijkers; M.e Wildio Ikaro Santos.

Aos que me auxiliaram na identificação de várias das espécies de borboletas: Dr. Diego Dolibaina; Dr. Fernando M. S. Dias e Dr. Olaf H. H. Mielke.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudo, sem ela não seria possível a realização deste trabalho.

Uma vez que as leis da Natureza devem ser as mesmas para todos os seres, as conclusões fornecidas por esse grupo de insetos não de poder ser aplicadas a todo o mundo orgânico; por conseguinte, o estudo das borboletas – seres escolhidos para tipificar a inconstância e a frivolidade – ao invés de ser desprezado, ainda há de ser um dia considerado um dos mais importantes ramos da ciência biológica (BATES, 1876)

RESUMO

A urbanização é um dos principais fatores de perda de biodiversidade e do consequente impacto negativo na qualidade de vida da população humana. Devido a isso gestores em diferentes cidades pelo mundo têm adotado políticas de conservação que visam à criação e manutenção de áreas verdes entremeio a paisagem urbana. A partir deste cenário, o presente estudo identificou as diferenças de diversidade alfa e beta de borboletas em unidades de conservação públicas e privadas da cidade de Curitiba, sul do Brasil, dado suas diferenças de área, e em condições de acesso. Testou-se também o poder preditivo de diferentes variáveis da paisagem (escala de 100m a 1000m) e da qualidade do fragmento (e. g. diâmetro à altura do peito; cobertura de dossel, densidade vegetacional) através de Modelos Lineares Generalizados. Um total de 19 fragmentos foi amostrado com rede entomológica, resultando em 14.596 espécimes coletados, pertencentes a 412 espécies. Reservas particulares e públicas apresentaram valores heterogêneos de diversidade e composição de espécies, demonstrando que as categorias de proteção em si não interferem significativamente sobre a estrutura das assembleias. Mais importante que a categoria de proteção é o status de conservação do interior do fragmento e a conectividade da paisagem ao redor do fragmento. Ambos apresentaram poder preditivo, tanto sobre riqueza quanto composição, demonstrando que o tamanho em si exerce apenas um papel secundário sobre as áreas verdes urbanas. A conectividade se mostrou mais preditiva em escalas entre 500m e 1000m. Esses resultados reforçam a importância da implementação de políticas públicas que priorizem a conservação do interior de áreas verdes públicas e privadas, bem como a conservação de fragmentos florestais ao longo de toda a paisagem urbana.

Palavras-chave: Conectividade. Conservação. Ecologia Urbana. Lepidoptera. Paisagem Urbana.

ABSTRACT

Urbanization is one of the main factors of biodiversity loss towards a negative impact on the human population quality of life. Aiming to minimize its effects, managers of different cities around the world have adopted conservation policies encouraging the creation and maintenance of public and private green areas in the urban landscape. Focusing on this type of urban landscape, the present study tested for differences in butterflies' alpha and beta diversity between public and private conservation units in the Curitiba city (south of Brazil), given their differences in area and access to general people. The predictive power of different landscape variables (measured in scales from 100m to 1000m) and measurements of the forest fragment quality (e. g. diameter at breast height, canopy openness, vegetation density) were also assessed using general linear models. A total of 19 fragments were sampled with an entomological net resulting in 14,596 specimens collected, representing 412 species. Private and public reserves showed heterogeneous values of species diversity and composition, demonstrating that the protection categories themselves do not significantly interfere in the structure of the assemblies. More importantly, the quality of the fragment's interior and the connectivity of the landscape around the fragment are better predictors of butterfly assemblages' structure. Their predictive power, in terms of richness and composition, are also usually better than the fragment size, evidencing that policies regarding minimum size of protected fragments plays only a secondary role in its conservation. Connectivity was more predictive at scales between 500m and 1000m. These results reinforce the importance of implementing public policies that prioritize the conservation of the interior of public and private green areas, as well as the conservation of forest fragments throughout the entire urban landscape.

Keywords: Connectivity. Conservation. Lepidoptera. Urban Ecology. Urban Landscape

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 MATERIAL E MÉTODOS	16
2.1 ÁREA DE ESTUDO	16
2.2 AMOSTRAGEM	18
2.3 MEDIDAS DAS ASSEMBLEIAS	18
2.4 MEDIDAS DE PAISAGEM E DE INTERIOR DE FRAGMENTO	20
2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS	22
3 RESULTADOS	23
3.1 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ENTRE FRAGMENTOS SOB DIFERENTES CATEGORIAS DE PROTEÇÃO	23
3.2 RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS DA PAISAGEM E AS COMUNIDADES DE BORBOLETAS	26
4 DISCUSSÃO	33
4.1 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ENTRE FRAGMENTOS SOB DIFERENTES CATEGORIAS DE PROTEÇÃO	33
4.2 RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS DA PAISAGEM E AS COMUNIDADES DE BORBOLETAS	34
5 CONCLUSÃO	39
REFERÊNCIAS	40
ANEXO 1	50
ANEXO 2	51
ANEXO 3	52
ANEXO 4	53
ANEXO 5	63

1 INTRODUÇÃO

O alto crescimento populacional das últimas décadas e a contínua migração da população de áreas rurais para as áreas urbanas levaram a uma extrema concentração da vida humana nas grandes cidades. Atualmente mais da metade da população mundial vive em centros urbanos, com previsão de que essa proporção aumente ainda mais nas próximas décadas (United Nations, 2018). O desenvolvimento de estruturas artificiais como a construção de edifícios, a impermeabilização do solo e o elevado índice demográfico faz com que este ecossistema apresente muitas condições atípicas (Grimm et al., 2008; McKinney, 2006) como altas temperaturas, ilhas de calor, diferentes tipos e concentrações de poluentes, presença e elevada abundância de espécies exóticas e o isolamento de ecossistemas naturais (McDonnell & Hahs, 2015; Shochat et al., 2006). Essa transformação provoca mudanças drásticas nas relações bióticas e, de maneira geral, funcionam como um filtro que seleciona espécies com características favoráveis ao ambiente criado ou com maiores espectros de tolerância ecofisiológica (Magura et al., 2015, 2018; Zobel, 1997). Desta forma, os ambientes urbanos tendem a ser biologicamente homogeneizados, uma vez que a proporção de espécies generalistas se eleva nestes locais (McKinney, 2006; Socolar et al., 2016).

Apesar disso, alguns estudos mostram que as cidades ainda podem abrigar uma grande parcela da biodiversidade local, podendo inclusive manter a presença de espécies ameaçadas (Aronson et al., 2014; Ives et al., 2016; Ramírez-Restrepo et al., 2017). Deste modo, mesmo submetidos a um elevado impacto de ações antrópicas, os fragmentos inseridos em paisagens urbanas podem desempenhar um papel importante na conservação da biodiversidade, além de contribuírem com as questões sociais (Dearborn & Kark, 2010; Karvonen & Yocom, 2011; Shanahan et al., 2015), estéticas (Chen et al., 2009), educativas (Dearborn & Kark, 2010; Rosenzweig et al., 2010), psicológicas (Cox et al., 2018; van den Bosch & Meyer-Lindenberg, 2019) e com serviços ecológicos (e.g. Aronson et al., 2014; Ives et al., 2016; Marzluff, 2017; Potgieter et al., 2017; Ramírez-Restrepo & MacGregor-Fors, 2017; Russo & Ancillotto, 2015; Soga & Koike, 2012; Tzortzakaki et al., 2019).

Esta ampla gama de benefícios fez com que muitos gestores de grandes cidades em todo o mundo passassem a adotar medidas de planejamento, proteção e desenvolvimento de áreas verdes (Cerra, 2017; Nilon et al., 2017; Rosenzweig et

al., 2010), sejam elas públicas ou privadas. As áreas públicas usualmente correspondem a parques e reservas, campos esportivos, áreas ribeirinhas como córregos e margens de rios, vias verdes e trilhas, hortas comunitárias, árvores de rua, cemitérios e áreas de conservação (Roy et al., 2012). Já os espaços verdes privados formam jardins, reservas verdes em condomínios ou terrenos particulares (Cerra, 2017). Cidades em diferentes países do mundo adotam políticas voltadas à conservação de espaços verdes públicos e privados, desenvolvendo legislação específica para a criação e manutenção destas áreas, de acordo com suas características históricas culturais e geográficas (Macedo, 2008; Nilon et al., 2017).

A cidade de Curitiba, capital do estado do Paraná, sul do Brasil, é resultado de um desses casos em que fatores históricos e geográficos, associados a políticas públicas, resultaram na presença de uma parcela significativa de áreas verdes (Grise et al., 2016). A cidade possui um histórico de ocupação que remete ao séc. XVIII. Embora seu primeiro plano diretor tenha sido implementado apenas na década de 1940, os primeiros planos de urbanização da cidade datam de meados do século XIX (Macedo, 2013). Esses planos já contemplavam políticas de conservação ambiental por meio de incentivos à implantação de parques urbanos públicos (Macedo & Haddad, 2016). Recentemente, leis foram elaboradas em relação à conservação de áreas verdes privadas. Foram fixados parâmetros de construção máxima de terrenos integrantes do Setor Especial de Áreas Verdes (Curitiba, 2014), tornando obrigatória a conservação de uma parcela dos denominados Bosques Nativos Relevantes no interior de condomínios (nomeados a partir daqui BNR) (Curitiba, 2000; 2014). Posteriormente, foram oferecidos incentivos aos proprietários de terrenos contendo habitat natural para a criação de Reserva Particular do Patrimônio Natural Municipal (nomeada a partir daqui RPPNM) (Curitiba, 2015). Atualmente Curitiba apresenta 43,69% de seu território coberto por áreas verdes, compostas por árvores de ruas, jardins, áreas de recreação, áreas ribeirinhas, áreas verdes abertas e bosques (Grise et al., 2016). Destas, uma pequena parcela são áreas públicas (e.g. Parques Municipais) e a maior parte é privada (Grise et al., 2019) e uma pequena parte destas áreas privadas estão amparadas em alguma das categorias previstas nas leis citadas acima (Grise et al., 2016).

No entanto, Parques Municipais, RPPNMs e BNRs são categorias de proteção submetidas a diferentes políticas de conservação, as quais interferem diretamente sobre a paisagem e manutenção dos habitats naturais da cidade. Os Parques Municipais são públicos, normalmente abrigam uma área relativamente grande, e seu status de conservação pode ser influenciado pela facilidade de acesso e consequente impacto direto do uso intensivo da população, como acúmulo de lixo, compactação do solo e depredação da vegetação (Carbone et al., 2015; Checa-Artasu, 2016). Por outro lado, as RPPNMs e BNRs são geralmente menores por fazerem parte de áreas loteadas, e o acesso é estritamente regulado pelo proprietário. A lei que rege a implementação de RPPNMs permite pesquisas científicas, visitação com fins turísticos e educacionais previstos em plano de manejo (Curitiba, 2015). Com isso há a possibilidade de criação e manutenção de trilhas, porém são vedadas maiores modificações. Por outro lado, nos BNRs é proibida a retirada ou modificação de qualquer tipo de vegetação sem que haja a devida autorização dos órgãos competentes (Curitiba, 2000). Com isso fica vedado a criação e manutenção de trilhas, o que impossibilitaria a entrada e circulação de pessoas nessas áreas, exceto para pesquisa científica. Essas diferenças de tamanho, qualidade do interior do fragmento e de acessibilidade entre as categorias suscitam importantes questões sobre suas interferências à biodiversidade, abrindo um leque de novas oportunidades de estudos utilizando principalmente organismos conhecidos por serem bioindicadores (Moreno et al., 2007).

Dentre esses organismos, as borboletas têm sido frequentemente utilizadas para avaliar os efeitos das atividades humanas sobre a biodiversidade, em especial por serem abundantes, de fácil amostragem, identificação e responderem rapidamente às mudanças ambientais (Bonebrake et al., 2010; MacGregor-Fors et al., 2015; Moreno et al., 2007; Ramírez-Restrepo & MacGregor-Fors, 2017). Elas participam de importantes relações ecológicas, servindo principalmente como alimento à fauna (Kozlov et al., 2017) e interagindo com a flora, tanto na fase larval quanto na adulta. Na fase larval, muitas espécies são altamente especializadas, o que as tornam intrinsecamente relacionadas à presença ou ausência de sua planta hospedeira (Bonebrake & Cooper, 2014; Fattorini, 2011; Ramírez-Restrepo et al., 2017; Tam & Bonebrake, 2016; Tzortzakaki et al., 2019). Quando adultas, maximizam o potencial reprodutivo de espécies vegetais ao polinizar uma grande

variedade de árvores, arbustos e lianas, provendo serviços ecossistêmicos fundamentais em áreas urbanas (Deguines et al., 2016; Matteson & Langellotto, 2010).

Por isso, é provável que o planejamento político que regula a paisagem e o status de conservação do interior dos fragmentos urbanos exerça influência sobre a estrutura de assembleias de borboletas. Estudos encontraram correlações significativas entre qualidade de hábitat (e.g. disponibilidade de recursos alimentares para imaturos e adultos) e a estrutura da comunidade de borboletas (Öckinger et al., 2009; Ramírez-Restrepo et al., 2007; Soga & Koike, 2012; Tzortzakaki et al., 2019). Já o tamanho do fragmento pode, ou não influenciar a riqueza de borboletas em fragmentos, dependendo da escala de estudo empregada, presença de plantas hospedeiras para imaturos e de plantas floríferas para adultos (Bolger et al., 2000; Koh & Sodhi, 2004; Lizée et al., 2012; Matteson & Langellotto, 2010; Öckinger et al., 2009; Öckinger & Smith, 2006; Pérez et al., 2019; Soga & Koike, 2012, 2013).

Além das características diretamente relacionadas ao fragmento, estudos tem demonstrado que a paisagem em diferentes escalas é fator que influencia a estrutura da comunidade de borboletas em áreas urbanas, de diferentes maneiras. Geralmente, quando comparadas paisagens mais urbanizadas com paisagens com menor urbanização, as comunidades de borboletas tendem a apresentar diminuição na sua diversidade e/ou mudança na composição de espécies conforme aumenta o grau de urbanização (Blair & Launer, 1997; Clark et al., 2007; Lizée et al., 2012; Matteson & Langellotto, 2010; Pérez et al., 2019; Ramírez-Restrepo et al., 2007; Soga et al., 2015; Soga & Koike, 2013; Tzortzakaki et al., 2019). O conhecimento do efeito da escala da paisagem é, portanto, importante no planejamento de estratégias de conservação (Clark et al., 2007; Erickson, 2004; Holland & Yang, 2016; Miguet et al., 2016). No entanto, apesar da grande quantidade de trabalhos já realizados em paisagens urbanas, há escassez de conhecimento sobre o modo como as borboletas reagem à urbanização em cidades inseridas em *hotspots* de biodiversidade (veja revisão de Ramírez-Restrepo & MacGregor-Fors, 2017). Mesmo no Brasil, país pioneiro no estudo dos efeitos da urbanização sobre a fauna de borboletas (Ruszczyk; 1986a, b, c), ainda é considerado escasso o número de trabalhos, tanto aqueles relacionados a listas de espécies, quanto a padrões ecológicos e de conservação (Ramírez-Restrepo & MacGregor-Fors, 2017).

Objetivando contribuir para a melhoria de ações que privilegiem a conservação de ambientes naturais entremeio às grandes cidades tropicais, o presente estudo testou se unidades de conservação públicas (Parques Municipais) e privadas (RPPNMs e BNRs) possuem diferenças em valores de diversidade alfa e beta, uma vez que apresentam diferenças no tamanho e em condições de acesso. Complementarmente, testou-se o poder preditivo de diferentes variáveis de paisagem e do interior do fragmento sobre métricas da estrutura de assembleias de borboletas. As métricas de paisagem foram testadas sobre um gradiente de escala entre 100m a 1000m, buscando identificar sobre qual escala encontra-se mais afetada a estrutura de comunidades de borboletas.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado no município de Curitiba, Paraná, região sul do Brasil. A cidade possui área de 432,17 km², com altitude média de 934,6 m. Segundo a classificação de Köppen, o clima é do tipo Cfb, subtropical (ou temperado) úmido, mesotérmico, sem estação seca, com verões frescos e invernos com geadas frequentes. Originalmente, a vegetação predominante do município era de campo (Estepe Gramíneo-Lenhosa) com capões de floresta de Araucária (Floresta Ombrófila Mista), ambos componentes do Bioma Mata Atlântica (Grise et al., 2019). Atualmente, a cidade possui mais de 1.8 milhões de habitantes, que somados a outros 29 municípios vizinhos, adotam de forma conjunta vários dos serviços e soluções já implementados na capital, incluindo questões ambientais (Curitiba, 2020).

Para a realização deste estudo foram amostrados 19 fragmentos florestais remanescentes, todos eles localizados na matriz urbana da cidade. Dentre eles, cinco RPPNMs, cinco BNRs e nove Parques Municipais. Estas áreas foram escolhidas privilegiando distintas localizações, diferenças de área (dentro das limitações de cada categoria) e paisagem circundante, e disponibilidade para realização de coletas (autorização dos proprietários). Destas, 11 unidades amostrais

foram amostradas pelo autor entre 2018 e 2019 e, oito foram amostradas por Pérez et al. (2019) entre 2015 e 2016 (Fig. 1, Tabela 1).

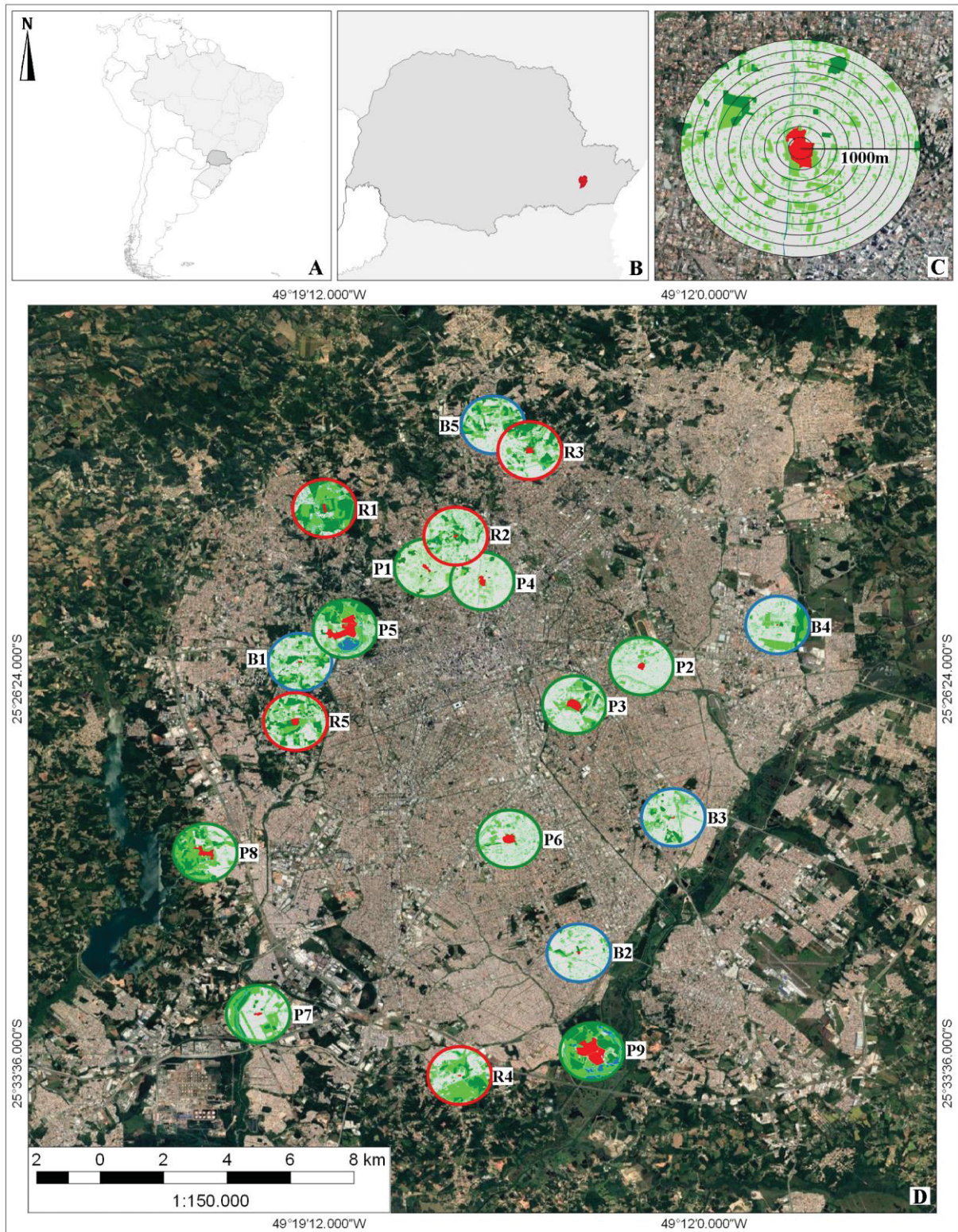


Fig. 1. Localização geográfica e circunscrição das unidades amostrais. A e B: localização geográfica da cidade de Curitiba, Paraná, Brasil. C: exemplo de unidade amostral contendo todos os buffers

utilizados para calcular variáveis da paisagem (100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 600m, 700m, 800m, 900m e 1000m); vermelho: fragmento estudado; cinza: área construída; verde escuro: bosques; verde claro: áreas verdes abertas; azul: corpos d'água. D. localização geográfica das 19 áreas amostradas, representadas por suas categorias de proteção. Local: Condomínio Bonarda (B1), Condomínio Nova Europa (B2), Condomínio Petrópolis (B3), Condomínio Pineland (B4), Condomínio Villagio Verdi (B5), RPPNM Airumã (R1), RPPNM Bosque da Coruja (R2), RPPNM Geronasso (R3), RPPNM Umbará (R4), RPPNM Withers (R5), Bosque do Alemão (P1), Capão da Imbuia (P2), Bosque da Engenharia Florestal (P3), Bosque João Paulo II (P4), Parque Barigui (P5), Bosque Reinhard Maack (P6), Bosque Tatuquara (P7), Parque dos Tropeiros (P8), Zoológico Municipal (P9) (○ Parque; ○ RPPNM; ○ BNR).

2.2 AMOSTRAGEM

Em cada fragmento, dois pesquisadores amostraram borboletas utilizando redes entomológicas entre às 09h e 16h, entre os meses de setembro de 2018 a maio de 2019. Em cada unidade amostral foram realizadas quatro repetições. Esta metodologia é a mesma da adotada no estudo de Pérez et al. (2019). As borboletas capturadas foram acondicionadas em envelopes entomológicos com número de coleta, data e nome do coletor. Em seguida foram levadas para identificação no Laboratório de Estudos de Lepidoptera Neotropical, Departamento de Zoologia, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná (UFPR). Espécies crípticas e/ou de difícil identificação foram preparadas utilizando esticadores e alfinetes entomológicos, enquanto aquelas de fácil identificação foram armazenadas em envelopes entomológicos devidamente etiquetados. A identificação foi realizada mediante exemplares pré-identificados existentes na Coleção Entomológica Padre Santiago Moure – Lepidoptera (DZUP), comparações com exemplares tipos, consultas a bibliografias especializadas e/ou especialistas.

2.3 MEDIDAS DAS ASSEMBLEIAS

Para testar se há diferença na diversidade alfa e beta entre as áreas privadas (RPPNMs e BNRs) e áreas públicas (Parques Municipais) a diversidade de borboletas foi mensurada comparando cada unidade amostral individualmente e classificando os fragmentos em três categorias: Parques Municipais, RPPNMs e BNRs. Para essas mensurações foram utilizadas métricas de diversidade alfa e beta

baseadas em números de Hill, interpoladas e extrapoladas (Chao et al., 2014; Hsieh et al., 2016; Jost, 2007). Essa metodologia utiliza três medidas de diversidade: Riqueza de espécies (q_0), diversidade de Shannon-Wiener (H') (q_1) e diversidade de Simpson (q_2) e permitem comparar diretamente o papel da proporção de espécies raras nos padrões de diversidade das assembleias (Chao et al., 2016). Adicionalmente, as curvas de interpolação e extrapolação possibilitam fazer comparações equitativas entre amostras com diferente eficiência amostral a partir da padronização da cobertura amostral registrada em cada amostra realizada, sendo indicada no estudo de comunidades megadiversas (Chao et al., 2016). Calculou-se um intervalo de confiança de 84% sobre cada tratamento, a fim de distinguir visualmente a significância estatística ($p < 0.05$) nas curvas de interpolação e extrapolação de diversidade (MacGregor-Fors & Payton, 2013). As curvas foram calculadas utilizando o pacote iNEXT (Hsieh et al., 2016).

A composição das assembleias foi representada através de Escalonamentos Multidimensionais Não Métricos (NMDS), baseados no índice de similaridade Bray-Curtis. Os resultados gerados nos eixos 1 e 2 foram utilizados como variável resposta para verificar o papel das variáveis da paisagem e do fragmento sobre a composição de espécies. O teste de PERMANOVA (999 permutações) foi realizado para verificar a significância das categorias na formação da composição das comunidades de borboletas. Ambos os testes foram conduzidos utilizando o pacote Vegan, função 'metaNMDS' para o NMDS e função 'adonis' para o teste de PERMANOVA (Oksanen et al., 2017).

Adicionalmente, particionou-se a dissimilaridade de Bray-Curtis em dois componentes. O primeiro deles representa a variação de abundância balanceada ($\beta_{BC.BAL}$), ou seja, o "turnover" de espécies entre cada unidade amostral, se consideradas com mesmo número de indivíduos. O segundo componente leva em conta os gradientes de abundância ($\beta_{BC.GRA}$) entre as unidades amostrais, cujas mudanças na composição de espécies se devem à perda de indivíduos das espécies ainda presentes (Baselga, 2017). Assim, conjuntos de amostras com grande número de espécies exclusivas tendem a apresentar alto valor de $\beta_{BC.BAL}$. Ao contrário, conjuntos de amostras que compartilham grande número de espécies com diferenças apenas nas suas abundâncias tendem a ter valores elevados de $\beta_{BC.GRA}$. Desta forma, foi possível testar não apenas se existe uma diferença na composição

de espécies entre as três categorias (Parque, RPPNM e BNR), como também identificar quais elementos da estrutura de assembleias difere entre elas. As categorias foram postas sob as mesmas condições de amostragem (1000 repetições) e de unidades amostrais (n=5). Para esses testes foi utilizado o pacote betapart (Baselga & Orme, 2012), funções 'beta.multi.abund', 'beta.sample.abund' e 'beta.pair.abund' (Baselga, 2017).

2.4 MEDIDAS DE PAISAGEM E DE INTERIOR DE FRAGMENTO

Devido a diferentes estudos demonstrar a sensibilidade dos resultados à escolha da escala geográfica utilizada (Hogsden & Hutchinson, 2004; Matteson & Langellotto, 2010; Pérez et al., 2019; Ramírez-Restrepo & Halffter, 2013; Ribeiro et al., 2012; Soga et al., 2015) as medidas da paisagem foram delimitadas com buffers de 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900 e 1000m de raio a partir do centroide do fragmento amostrado. Desta forma testou-se em qual escala a paisagem local afeta a diversidade alfa e beta de borboletas das áreas públicas e privadas. Para esses testes foram mensuradas as seguintes métricas: Área de bosque (**AB**): Somatória em hectares (ha) de todos os polígonos onde foram encontrados fragmentos florestais. Nos testes exploratórios AB mostrou alta correlação ($R > 95\%$) com a conectividade (**CON**) ($CON = CO/A$ onde: CO é o número de pixels de corredores e de pequenas manchas de hábitat, e A é o número total de pixels da paisagem (Metzger, 2000)). Áreas verdes abertas (**AVA**): Somatória em hectares (ha) de todos os polígonos onde foram encontradas áreas cobertas de gramíneas em geral, utilizadas em jardins, canteiros, e praças de recreação e áreas verdes de lazer. Área construída (**AC**): Somatória em hectares (ha) de todos os polígonos de espaço cujo solo estava coberto por concreto, asfalto ou edificações. Área de corpos d'água (**ACA**): Somatória em hectares (ha) de todos os polígonos de espaço coberto por rios e lagos não perene. Área do fragmento (**AF**): Área total em hectares (ha) do fragmento florestal amostrado. Nos testes exploratórios AF mostrou alta correlação ($R > 95\%$) com o perímetro (**Pe**) em metros (m) do fragmento florestal amostrado. Distância ao círculo verde da cidade (**Dist**): Distância em metros (m) mais curta entre o centroide do fragmento amostrado e o cinturão verde que circunda a cidade.

A confecção dos buffers, construção dos polígonos com as diferentes características da paisagem e cálculos de paisagem foram realizados utilizando Quantum-GIS 2.18.12 (QGIS Development Team, 2017), a partir de imagens tomadas do programa Google Earth (Google, 2016) (Anexos 1 e 2).

Além das variáveis da paisagem, as políticas de conservação podem intervir indiretamente sobre as condições do interior dos fragmentos, como manutenção do sub-bosque, poda e retirada de árvores para abertura de trilhas. Para testar se as comunidades de borboletas podem estar relacionadas a algumas dessas características, foram construídas parcelas de 10x10m ao longo das mesmas trilhas percorridas para as amostragens de borboletas. As parcelas foram feitas a uma distância de aproximadamente 100m uma da outra, ou em um mínimo de três parcelas nos fragmentos menores. Em cada parcela foram realizadas as seguintes mensurações: Diâmetro a altura do peito (**DAP**): calculado a partir da medida do perímetro a altura do peito das árvores situadas no interior de cada parcela. Foram mensuradas todas as árvores cujo estrato superior ficava acima de 1,5m. Fragmentos com maior valor DAP tendem a ser interpretados como fragmentos mais antigos e bem conservados (Murcia, 1995; Oliveira et al., 2008). No entanto, um DAP muito elevado também pode ser obtido com o corte seletivo de árvores mais jovens, ou ainda a inibição do crescimento de plântulas devido ao pisoteamento proveniente do elevado aporte de pessoas. Densidade vegetacional (**DENS**): média do número de indivíduos, tendo por base a soma do total de plantas encontradas nas parcelas, dividido pelo número de parcelas. Fragmentos com maior densidade vegetacional tendem a ser interpretados como fragmentos em estágios iniciais de regeneração, ou sob elevado efeito de borda (Murcia, 1995). Cobertura de dossel (**C_dos**): Cobertura de estrato arbóreo, calculado através da média de quadrículas representando entrada de luminosidade no interior da floresta. A cobertura de dossel foi estimada com auxílio de densiômetro manual, utilizando o centro de cada parcela como referência para tomada desta medida. Cobertura de sub-bosque (**S_bos**): Média do percentual estimado da cobertura de sub-bosque. Para essa mensuração foram feitas cinco parcelas de 1m x 1m no interior de cada uma das parcelas de 10m x 10m (uma parcela de 1m x 1m em cada canto da parcela maior e uma no centro). Nessas parcelas foi estimado o percentual de cobertura vegetal levando em

consideração toda a vegetação inferior a 1m de altura (adaptado de (Braun-Blanquet, 1979) (Anexo 3).

2.5 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Modelos lineares generalizados (GLM) foram construídos para testar o poder de predição de cada métrica de paisagem e do interior dos fragmentos sobre a estrutura de assembleias de borboletas. No caso das métricas de paisagem, modelos foram gerados para cada uma das escalas independentemente: 100m, 200m, 300m, 400m, 500, 600m 700m, 800m, 900m e 1000m. Para riqueza (q_0) e diversidade (q_1 e q_2) foram utilizados GLMs baseados na distribuição normal dos resíduos com melhor ajuste ('link = inverse'). Para os eixos 1 e 2 do NMDS foram utilizados GLMs baseados na distribuição normal dos resíduos com melhor ajuste para 'link = identity'. Para as abundâncias foram utilizados GLMs baseados na distribuição não normal dos resíduos utilizando a função 'glm.nb' disponível no pacote MASS (Ripley et al., 2013). Todos os modelos produzidos foram comparados a modelos nulos, sem variáveis e com apenas um parâmetro constante (Burnham & Anderson, 2004). Posteriormente os modelos foram ranqueados utilizando o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) e seu peso (wAICc). Modelos com um alto wAICc tem maior peso de evidência a seu favor e são considerados os mais explicativos; modelos com $\Delta AICc < 2$ foram considerados igualmente plausíveis (Burnham & Anderson, 2004). Para esse cálculo foi utilizado o pacote bbmle função 'AICctab' (Bolker & Bolker, 2013). Todas as análises foram realizadas em ambiente R (R Core Team , 2015).

3 RESULTADOS

No total, foram coletados 14.596 espécimes pertencentes a 412 espécies de borboletas nos 19 fragmentos florestais amostrados (Tabela 1, Anexo 4).

Tabela 1. Métricas das assembleias de borboletas registradas por unidade amostral. Categorias: P= Parque, R= RPPNM, B= BNR. α : local amostrado: Condomínio Bonarda (B1), Condomínio Nova Europa (B2), Condomínio Petrópolis (B3), Condomínio Pineland (B4), Condomínio Villagio Verdi (B5), RPPNM Airumã (R1), RPPNM Bosque da Coruja (R2), RPPNM Geronasso (R3), RPPNM Umbará (R4), RPPNM Withers (R5), Bosque do Alemão (P1), Capão da Imbuia (P2), Bosque da Engenharia Florestal (P3), Bosque João Paulo II (P4), Parque Barigui (P5), Bosque Reinhard Maack (P6), Bosque Tatuquara (P7), Parque dos Tropeiros (P8), Zoológico Municipal (P9). N: abundância observada; S: riqueza observada; "Singletons": espécies representadas por um único indivíduo; q=0: (riqueza extrapolada a 90% de cobertura amostral); q=1: (diversidade de Shannon extrapolada a 90% de cobertura amostral); q=2: (diversidade de Simpson extrapolada a 90% de cobertura amostral).

α	Lati.	Long.	(N)	(S)	<i>singletons</i>	q0	q1	q2	Percentual de cobertura amostral
B1	-25.4347	-49.3261	803	125	43	95.83	52.19	29.28	93.30%
B2	-25.5255	-49.2391	1130	95	28	54.04	26.75	15.02	97.50%
B3	-25.4834	-49.2104	732	124	50	101.24	54.50	34.32	93.20%
B4	-25.4232	-49.1773	729	105	43	77.55	37.65	22.42	94.10%
B5	-25.3607	-49.2659	383	108	51	122.00	58.50	29.93	86.70%
R1	-25.3865	-49.3187	612	146	67	156.15	74.18	35.43	87.20%
R2	-25.3959	-49.2779	608	112	55	102.26	40.93	20.05	91%
R3	-25.3688	-49.2546	887	138	58	106.26	47.77	23.21	93.50%
R4	-25.5638	-49.2766	510	110	46	104.53	55.63	32.75	91%
R5	-25.4534	-49.3275	1017	148	57	108.60	52.88	27.43	94.40%
P1	-25.4051	-49.2873	414	126	54	140.86	85.57	53.58	87%
P2	-25.4366	-49.2201	845	124	43	91.55	58.72	41.25	93.40%
P3	-25.4481	-49.2405	975	130	44	93.51	48.67	30.38	95.50%
P4	-25.4103	-49.2692	678	118	50	96.06	54.03	33.98	92.60%
P5	-25.4262	-49.3107	802	140	58	115.50	60.47	34.94	91.30%
P6	-25.4908	-49.2608	613	123	52	110.56	62.70	43.59	89.70%
P7	-25.5446	-49.3391	997	129	41	88.28	53.80	34.69	95.00%
P8	-25.4958	-49.3535	864	143	58	112.80	53.73	27.60	93.30%
P9	-25.5567	-49.2352	997	141	52	104.75	43.83	19.52	93.50%

3.1 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ENTRE FRAGMENTOS SOB DIFERENTES CATEGORIAS DE PROTEÇÃO

Os fragmentos de BNR apresentaram a maior variação entre as abundâncias de suas unidades amostrais (N=383 e N=1130), seguida pelas RPPNMs (N=510 e N=1117) e pelos Parques Municipais (N=414 e N=997).

Portanto, não foram encontradas diferenças nas abundâncias de borboletas coletadas em fragmentos de diferentes categorias de conservação (Tabela 1).

Quando analisadas sob o mesmo percentual de cobertura amostral (90%), as três categorias apresentam diferenças significativas tanto para riqueza (q0), quanto para diversidade (q1 e q2). Os fragmentos protegidos como RPPNs apresentaram maior riqueza, seguida pelos Parques Municipais e BNR (Fig. 2 a-c). Quando as abundâncias são levadas em consideração nos índices de diversidade, os Parques Municipais passam a ter maior diversidade de Shannon (q1), (Fig. 2 d-f), e as RPPNs passam a ter a menor diversidade de Simpson (q2) (Fig. 2 g-i).

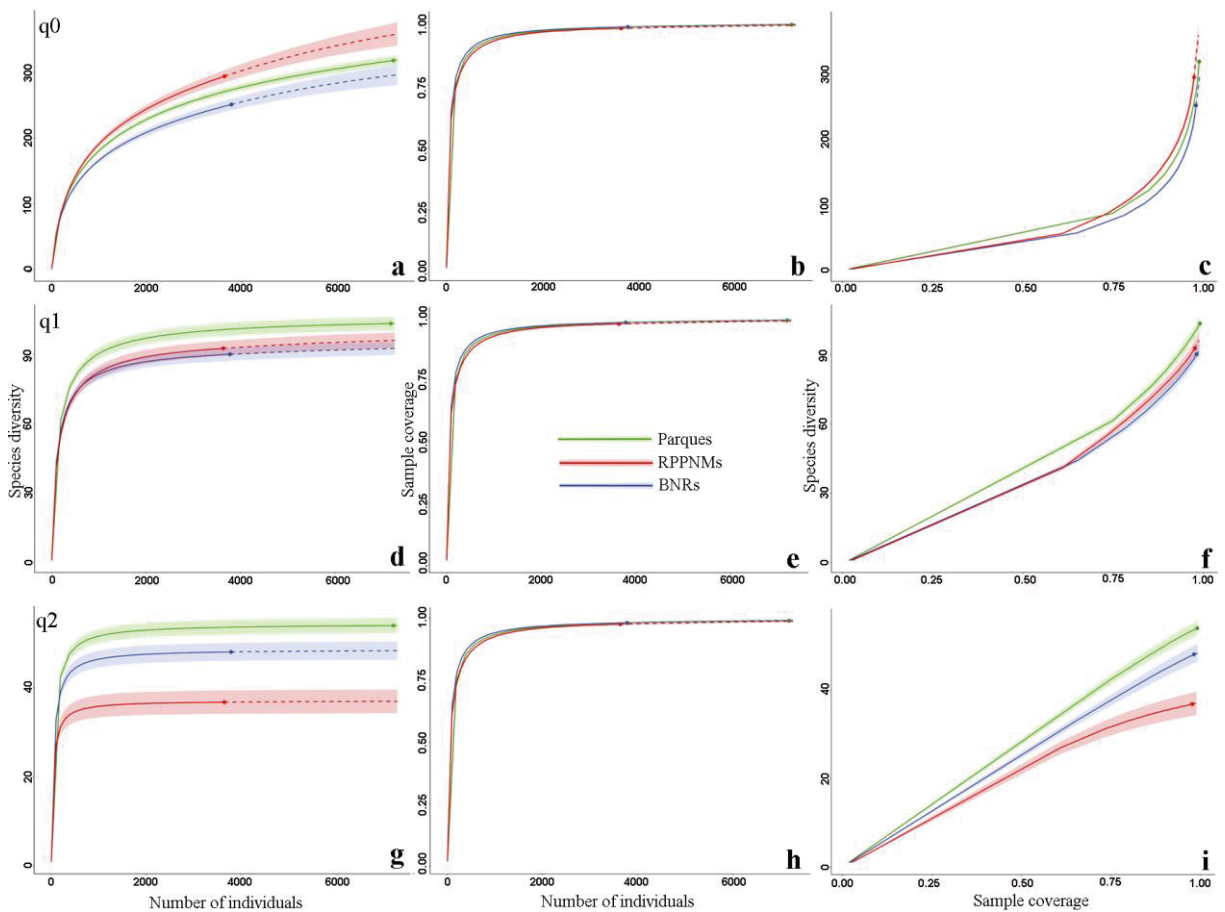


Fig. 2. Curvas de interpolação e extrapolação de diversidade representando riqueza (q0:a-c); diversidade de Shannon (q1: b-e) e diversidade de Simpson (q2: g-i) de borboletas presentes nas unidades amostrais segundo suas categorias de proteção (Parques Municipais, RPPNs e BNRs). Sombras representam 84% de intervalo de confiança. Linhas contínuas (interpolação); linhas descontínuas (extrapolação).

Já a composição de espécies não varia significativamente em função das categorias de proteção ($R^2=0.15$, $p=0.06$) (Fig. 3), demonstrando uma grande

heterogeneidade na composição de espécies em cada unidade amostral. A maior parte da variação da composição é explicada por uma alta taxa de substituição de espécies entre as amostras ($\beta_{BC.BAL}=0.85$) ao invés de diferenças nos valores absolutos de suas abundâncias ($\beta_{BC.GRA}=0.03$) (Anexo 5). Dentre as categorias de proteção, os fragmentos de BNR apresentam beta diversidade levemente maior que as demais ($p<0,05$), enquanto as demais não são estatisticamente distintas ($p >0,05$).

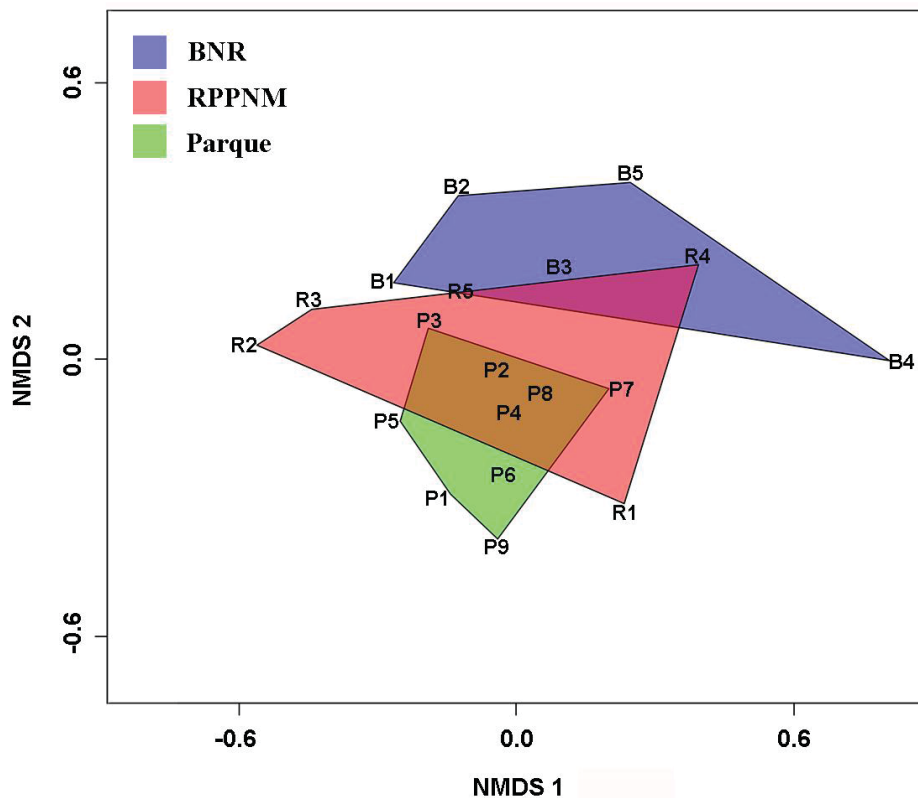


Fig. 3. Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) representando a composição das assembleias de borboletas nas três categorias (Parques Municipais, RPPNMs e BNRs) (Stress: 0.18). Categorias: P= Parque, R= RPPNM, B= BNR. Local: Condomínio Bonarda (B1), Condomínio Nova Europa (B2), Condomínio Petrópolis (B3), Condomínio Pinelland (B4), Condomínio Villagio Verdi (B5), RPPNM Airumã (R1), RPPNM Bosque da Coruja (R2), RPPNM Geronasso (R3), RPPNM Umbará (R4), RPPNM Withers (R5), Bosque do Alemão (P1), Capão da Imbuia (P2), Bosque da Engenharia Florestal (P3), Bosque João Paulo II (P4), Parque Barigui (P5), Bosque Reinhard Maack (P6), Bosque Tatuquara (P7), Parque dos Tropeiros (P8), Zoológico Municipal (P9).

3.2 RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS DA PAISAGEM E AS COMUNIDADES DE BORBOLETAS

Em geral, as variáveis da paisagem e do interior do fragmento se mostraram mais frequentemente preditivas para a riqueza (q_0) (Tabela 2) e para composição de espécies dos fragmentos amostrados (Tabelas 6 e 7). Em contraposição, os modelos gerados para abundância, a diversidade de Shannon (q_1) e de Simpson (q_2) não se mostraram melhores que os modelos nulos (Tabelas 3 e 4), ou seja, aparentemente são parâmetros das assembleias não relacionados às variáveis testadas.

As variáveis com maior poder de predição são: o diâmetro médio da vegetação arbórea (DAP) e a densidade vegetacional (DENS). O DAP apresentou influência negativa sobre a riqueza (q_0), ao contrário da densidade, que mostrou uma relação positiva (Tabela 2). Ambas também demonstraram grande influência na composição das espécies de borboletas (Tabelas 6 e 7), sendo DAP a única variável explicativa para o principal eixo de composição de espécies gerado pelo NMDS (Tabelas 6). A cobertura de dossel (C_dos), cobertura de sub-bosque (S_bos) e distância ao círculo verde da cidade (Dist) não apresentaram poder preditivo em nenhum dos modelos gerados (Tabelas 2 a 7).

Sobretudo, as variáveis da paisagem mostram um poder de predição altamente dependente da escala geográfica empregada. Os resultados demonstram modelos envolvendo riqueza de espécies, cujas variáveis da paisagem apresentam pouco ou nenhum poder de predição em escalas pequenas (até 400m), mas que se tornam mais preditivas à medida que a escala de medição da paisagem aumenta. Por isso, em escalas reduzidas, as variáveis mais explicativas são as relativas ao interior do fragmento, e não da paisagem que o circunda. Já em escalas maiores (500m e 1000m), o tamanho das áreas de bosque (AB), das áreas verdes abertas (AVA) e das áreas construídas sobrepujam o poder de predição das variáveis do interior do fragmento, as duas primeiras com correlações positivas e a última negativa (Tabela 2).

A seleção do tamanho da escala se mostrou igualmente importante para os modelos incluindo o segundo eixo da composição de espécies como variável resposta. As áreas construídas apresentaram correlação com a composição de

espécies representada neste eixo em escalas entre 100-200m, em geral, sob o mesmo poder de predição que a própria área do fragmento e densidade. Entretanto, em escalas maiores o poder de predição desta variável reduz-se a valores não significativos (Tabela 7).

Tabela 2. Ranqueamento de modelos representando o poder de predição das variáveis do fragmento e da paisagem correlacionados à riqueza (q0) estimada de espécies a 90% de cobertura, nas escalas de 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 600m, 700m, 800m, 900m e 1000m. Δ AICc: diferenças nos valores de AICc relativas ao menor valor de AICc do conjunto de modelos, df: graus de liberdade, weight: peso, AICc: valor de ajuste do modelo. Área de bosques (AB), Áreas verdes abertas (AVA), Área construída (AC), Área de corpos d'água (ACA), Diâmetro a altura do peito (DAP) em cm, Densidade vegetal (DENS), Cobertura de dossel (C_dos): média de quadrículas, Cobertura de sub bosque(S_bos): em porcentagem. Área do fragmento amostrado (AF) em ha. Distância do fragmento de amostragem em relação ao círculo verde da cidade (Dist).

	100m			200m			300m			400m			500m		
	Δ AICc	df	weight	Δ AICc	df	weight	Δ AICc	df	weight	Δ AICc	df	weight	Δ AICc	df	weight
DAP	0	3	0.28	0	3	0.32	0	3	0.34	0	3	0.31	0	3	0.30
ACA	0.8	3	0.19	DAP	0.9	3	0.21	DAP	0.9	3	0.22	DAP	0.9	3	0.20
DENS	0.9	3	0.18	DENS	2.8	3	0.08	DENS	2.9	2	0.08	DENS	2.5	3	0.09
null	2.9	2	0.07	AC	2.9	2	0.07	AC	2.9	3	0.08	AB	2.5	3	0.09
AB	3.1	3	0.06	AB	2.9	3	0.07	S_bos	3.6	3	0.05	null	2.9	2	0.07
AC	3.5	3	0.05	S_bos	3.6	3	0.05	AVA	4.4	3	0.04	S_bos	3.6	3	0.05
S_bos	3.6	3	0.05	ACA	4.1	3	0.04	AB	4.4	3	0.04	AVA	4.2	3	0.04
C_dos	5.4	3	0.02	C_dos	5.4	3	0.02	C_dos	5.4	3	0.02	ACA	5.2	3	0.02
AF	5.5	3	0.02	AF	5.5	3	0.02	AF	5.5	3	0.02	C_dos	5.4	3	0.02
AVA	5.7	3	0.02	AVA	5.7	3	0.02	ACA	5.6	3	0.02	AF	5.5	3	0.02
Dist	5.7	3	0.02	Dist	5.7	3	0.02	Dist	5.7	3	0.02	Dist	5.7	3	0.02
q0															
600m															
AB	0	3	0.32	AB	0	3	0.23	AB	0	3	0.30	AB	0	3	0.43
AC	1.1	3	0.19	AC	0.1	3	0.21	AC	0.4	3	0.24	AC	1.7	3	0.18
DAP	1.7	3	0.14	AVA	0.3	3	0.19	DAP	1.5	3	0.14	DAP	2.4	3	0.13
AVA	1.9	3	0.12	DAP	0.9	3	0.14	AVA	2	3	0.11	DENS	3.2	3	0.08
DENS	2.5	3	0.09	DENS	1.8	3	0.09	DENS	2.4	3	0.09	AVA	4.4	3	0.05
null	4.6	2	0.03	null	3.8	2	0.03	null	4.5	2	0.03	null	5.3	2	0.02
S_bos	5.3	3	0.02	S_bos	4.6	3	0.02	S_bos	5.2	3	0.02	S_bos	6	3	0.02
ACA	6.9	3	0.01	C_dos	6.3	3	0.01	C_dos	6.9	3	0.01	C_dos	7.7	3	0.01
C_dos	7	3	0.01	ACA	6.4	3	0.01	AF	7.1	3	0.01	AF	7.9	3	0.01
AF	7.2	3	0.01	AF	6.5	3	0.01	ACA	7.1	3	0.01	ACA	8	3	0.01
Dist	7.4	3	0.01	Dist	6.7	3	0.01	Dist	7.3	3	0.01	Dist	8.1	3	0.01
800m															
AB	0	3	0.32	AB	0	3	0.30	AB	0	3	0.30	AB	0	3	0.68
AC	1.1	3	0.19	AC	0.1	3	0.21	AC	0.4	3	0.24	AC	1.7	3	0.10
DAP	1.7	3	0.14	AVA	0.3	3	0.19	DAP	1.5	3	0.14	DAP	2.4	3	0.10
AVA	1.9	3	0.12	DAP	0.9	3	0.14	AVA	2	3	0.11	DENS	3.2	3	0.06
DENS	2.5	3	0.09	DENS	1.8	3	0.09	DENS	2.4	3	0.09	AVA	4.4	3	0.05
null	4.6	2	0.03	null	3.8	2	0.03	null	4.5	2	0.03	null	5.3	2	0.02
S_bos	5.3	3	0.02	S_bos	4.6	3	0.02	S_bos	5.2	3	0.02	S_bos	6	3	0.01
ACA	6.9	3	0.01	C_dos	6.3	3	0.01	C_dos	6.9	3	0.01	C_dos	7.7	3	0.01
C_dos	7	3	0.01	ACA	6.4	3	0.01	AF	7.1	3	0.01	AF	7.9	3	0.01
AF	7.2	3	0.01	AF	6.5	3	0.01	ACA	7.1	3	0.01	ACA	8	3	0.01
Dist	7.4	3	0.01	Dist	6.7	3	0.01	Dist	7.3	3	0.01	Dist	8.1	3	0.01
900m															
AB	0	3	0.32	AB	0	3	0.30	AB	0	3	0.30	AB	0	3	0.68
AC	1.1	3	0.19	AC	0.1	3	0.21	AC	0.4	3	0.24	AC	1.7	3	0.10
DAP	1.7	3	0.14	AVA	0.3	3	0.19	DAP	1.5	3	0.14	DAP	2.4	3	0.10
AVA	1.9	3	0.12	DAP	0.9	3	0.14	AVA	2	3	0.11	DENS	3.2	3	0.06
DENS	2.5	3	0.09	DENS	1.8	3	0.09	DENS	2.4	3	0.09	AVA	4.4	3	0.05
null	4.6	2	0.03	null	3.8	2	0.03	null	4.5	2	0.03	null	5.3	2	0.02
S_bos	5.3	3	0.02	S_bos	4.6	3	0.02	S_bos	5.2	3	0.02	S_bos	6	3	0.01
ACA	6.9	3	0.01	C_dos	6.3	3	0.01	C_dos	6.9	3	0.01	C_dos	7.7	3	0.01
C_dos	7	3	0.01	ACA	6.4	3	0.01	AF	7.1	3	0.01	AF	7.9	3	0.01
AF	7.2	3	0.01	AF	6.5	3	0.01	ACA	7.1	3	0.01	ACA	8	3	0.01
Dist	7.4	3	0.01	Dist	6.7	3	0.01	Dist	7.3	3	0.01	Dist	8.1	3	0.01
1000m															
AB	0	3	0.32	AB	0	3	0.30	AB	0	3	0.30	AB	0	3	0.68
AC	1.1	3	0.19	AC	0.1	3	0.21	AC	0.4	3	0.24	AC	1.7	3	0.10
DAP	1.7	3	0.14	AVA	0.3	3	0.19	DAP	1.5	3	0.14	DAP	2.4	3	0.10
AVA	1.9	3	0.12	DAP	0.9	3	0.14	AVA	2	3	0.11	DENS	3.2	3	0.06
DENS	2.5	3	0.09	DENS	1.8	3	0.09	DENS	2.4	3	0.09	AVA	4.4	3	0.05
null	4.6	2	0.03	null	3.8	2	0.03	null	4.5	2	0.03	null	5.3	2	0.02
S_bos	5.3	3	0.02	S_bos	4.6	3	0.02	S_bos	5.2	3	0.02	S_bos	6	3	0.01
ACA	6.9	3	0.01	C_dos	6.3	3	0.01	C_dos	6.9	3	0.01	C_dos	7.7	3	0.01
C_dos	7	3	0.01	ACA	6.4	3	0.01	AF	7.1	3	0.01	AF	7.9	3	0.01
AF	7.2	3	0.01	AF	6.5	3	0.01	ACA	7.1	3	0.01	ACA	8	3	0.01
Dist	7.4	3	0.01	Dist	6.7	3	0.01	Dist	7.3	3	0.01	Dist	8.1	3	0.01

Tabela 3. Ranqueamento de modelos representando o poder de predição das variáveis do fragmento e da paisagem correlacionados à diversidade de Shannon (q1) estimada de espécies a 90% de cobertura, utilizando números de Hill, nas escalas de 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 600m, 700m, 800m, 900m e 1000m. $\Delta AICc$: diferenças nos valores de AICc relativas ao menor valor de AICc do conjunto de modelos, df: graus de liberdade, weight: peso, AICc: valor de ajuste do modelo. Área de bosques (AB), Áreas verdes abertas (AVA), Área construída (ACA), Área de corpos d'água (ACA), Diâmetro a altura do peito (DAP) em cm, Densidade vegetacional (DENS), Cobertura de dossel (C_dos): média de quadrículas, Cobertura de sub bosque(S_bos): em porcentagem. Área do fragmento amostrado (AF) em ha. Distância do fragmento de amostragem em relação ao círculo verde da cidade (Dist).

	100m			200m			300m			400m			500m				
	$\Delta AICc$	df	weight	$\Delta AICc$	df	weight	$\Delta AICc$	df	weight	$\Delta AICc$	df	weight	$\Delta AICc$	df	weight		
DAP	0	3	0.26	0	3	0.33	0	3	0.34	0	3	0.34	0	3	0.33		
ACA	0.1	3	0.25	1.7	3	0.14	1.7	3	0.14	1.7	3	0.14	1.7	3	0.14		
DENS	1.7	3	0.11	1.9	2	0.13	1.9	2	0.13	1.9	2	0.13	1.9	2	0.13		
null	1.9	2	0.10	153.6	ACA	3	3	0.07	153.9	Dist	3	0.05	154.5	AVA	3	0.06	
Dist	3.6	3	0.04	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	Dist	3.6	3
ACA	3.7	3	0.04	155.5	S_bos	4.2	3	0.04	155	S_bos	4.2	3	0.04	155.1	ACA	4.1	3
S_bos	4.2	3	0.03	155	ACA	4.5	3	0.03	155.4	ACA	4.3	3	0.04	155.2	S_bos	4.2	3
AVA	4.6	3	0.02	155.5	AF	4.7	3	0.03	155.6	AC	4.7	3	0.03	155.5	AC	4.4	3
AB	4.7	3	0.02	155.6	AVA	4.7	3	0.03	155.6	AB	4.7	3	0.03	155.6	AB	4.5	3
AF	4.7	3	0.02	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	AF	4.7	3	0.03	155.6	AF	4.7	3
C_dos	4.7	3	0.02	155.6	AB	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3
600m																	
$\Delta AICc$	0	3	0.316	0	3	0.31	0	3	0.31	0	3	0.31	0	3	0.31		
DAP	1.7	3	0.133	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13		
DENS	1.9	2	0.124	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12		
null	2.4	3	0.095	153.3	AVA	2.4	3	0.09	152.9	AVA	2.7	3	0.08	153.6	Dist		
Dist	3.6	3	0.051	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	AB		
ACA	4	3	0.042	154.9	AC	4	3	0.04	154.9	AC	3.9	3	0.04	154.8	S_bos		
S_bos	4.2	3	0.039	155	S_bos	4.2	3	0.04	155	S_bos	4.1	3	0.04	155	AVA		
ACA	4.5	3	0.034	155.4	ACA	4.5	3	0.03	155.6	AB	4.2	3	0.04	155	AC		
AB	4.5	3	0.033	155.4	AB	4.5	3	0.03	155.4	AF	4.7	3	0.03	155.5	ACA		
AF	4.7	3	0.03	155.6	AF	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	AF		
C_dos	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	ACA	4.7	3	0.03	155.6	C_dos		
700m																	
$\Delta AICc$	0	3	0.31	0	3	0.31	0	3	0.31	0	3	0.31	0	3	0.31		
DAP	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13		
DENS	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12		
null	2.4	3	0.095	153.3	AVA	2.4	3	0.09	152.9	AVA	2.7	3	0.08	153.6	Dist		
Dist	3.6	3	0.051	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	AB		
ACA	4	3	0.042	154.9	AC	4	3	0.04	154.9	AC	3.9	3	0.04	154.8	S_bos		
S_bos	4.2	3	0.039	155	S_bos	4.2	3	0.04	155	S_bos	4.1	3	0.04	155	AVA		
ACA	4.5	3	0.034	155.4	ACA	4.5	3	0.03	155.6	AB	4.2	3	0.04	155	AC		
AB	4.5	3	0.033	155.4	AB	4.5	3	0.03	155.4	AF	4.7	3	0.03	155.5	ACA		
AF	4.7	3	0.03	155.6	AF	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	AF		
C_dos	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	ACA	4.7	3	0.03	155.6	C_dos		
800m																	
$\Delta AICc$	0	3	0.31	0	3	0.31	0	3	0.31	0	3	0.31	0	3	0.31		
DAP	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13		
DENS	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12		
null	2.4	3	0.095	153.3	AVA	2.4	3	0.09	152.9	AVA	2.7	3	0.08	153.6	Dist		
Dist	3.6	3	0.051	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	AB		
ACA	4	3	0.042	154.9	AC	4	3	0.04	154.9	AC	3.9	3	0.04	154.8	S_bos		
S_bos	4.2	3	0.039	155	S_bos	4.2	3	0.04	155	S_bos	4.1	3	0.04	155	AVA		
ACA	4.5	3	0.034	155.4	ACA	4.5	3	0.03	155.6	AB	4.2	3	0.04	155	AC		
AB	4.5	3	0.033	155.4	AB	4.5	3	0.03	155.4	AF	4.7	3	0.03	155.5	ACA		
AF	4.7	3	0.03	155.6	AF	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	AF		
C_dos	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	ACA	4.7	3	0.03	155.6	C_dos		
900m																	
$\Delta AICc$	0	3	0.32	0	3	0.32	0	3	0.32	0	3	0.32	0	3	0.32		
DAP	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13	1.7	3	0.13		
DENS	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12	1.9	2	0.12		
null	2.4	3	0.095	153.3	AVA	2.4	3	0.09	152.9	AVA	2.7	3	0.08	153.6	Dist		
Dist	3.6	3	0.051	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	AB		
ACA	4	3	0.042	154.9	AC	4	3	0.04	154.9	AC	3.9	3	0.04	154.8	S_bos		
S_bos	4.2	3	0.039	155	S_bos	4.2	3	0.04	155	S_bos	4.1	3	0.04	155	AVA		
ACA	4.5	3	0.034	155.4	ACA	4.5	3	0.03	155.6	AB	4.2	3	0.04	155	AC		
AB	4.5	3	0.033	155.4	AB	4.5	3	0.03	155.4	AF	4.7	3	0.03	155.5	ACA		
AF	4.7	3	0.03	155.6	AF	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	AF		
C_dos	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	ACA	4.7	3	0.03	155.6	C_dos		
1000m																	
$\Delta AICc$	0	3	0.34	0	3	0.34	0	3	0.34	0	3	0.34	0	3	0.34		
DAP	1.7	3	0.14	1.7	3	0.14	1.7	3	0.14	1.7	3	0.14	1.7	3	0.14		
DENS	1.9	2	0.13	1.9	2	0.13	1.9	2	0.13	1.9	2	0.13	1.9	2	0.13		
null	2.4	3	0.095	153.3	AVA	2.4	3	0.09	152.9	AVA	2.7	3	0.08	153.6	Dist		
Dist	3.6	3	0.051	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	Dist	3.6	3	0.05	154.5	AB		
ACA	4	3	0.042	154.9	AC	4	3	0.04	154.9	AC	3.9	3	0.04	154.8	S_bos		
S_bos	4.2	3	0.039	155	S_bos	4.2	3	0.04	155	S_bos	4.1	3	0.04	155	AVA		
ACA	4.5	3	0.034	155.4	ACA	4.5	3	0.03	155.6	AB	4.2	3	0.04	155	AC		
AB	4.5	3	0.033	155.4	AB	4.5	3	0.03	155.4	AF	4.7	3	0.03	155.5	ACA		
AF	4.7	3	0.03	155.6	AF	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	AF		
C_dos	4.7	3	0.03	155.6	C_dos	4.7	3	0.03	155.6	ACA	4.7	3	0.03	155.6	C_dos		

Tabela 6. Ranqueamento de modelos representando o poder de predição das variáveis do fragmento e da paisagem correlacionados à composição de espécies (eixo 1), nas escalas de 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 600m, 700m, 800m, 900m e 1000m. Δ AICc: diferenças nos valores de AICc relativas ao menor valor de AICc do conjunto de modelos, df: graus de liberdade, weight: peso, AICc: valor de ajuste do modelo. Área de bosques (AB), Áreas verdes abertas (AVA), Área construída (AC), Área de corpos d'água (ACA), Diâmetro a altura do peito (DAP) em cm, Densidade vegetacional (DENS), Cobertura de dossel (C_dos): média de quadrículas, Cobertura de sub bosque(S_bos): em porcentagem. Área do fragmento amostrado (AF) em ha. Distância do fragmento de amostragem em relação ao círculo verde da cidade (Dist).

Composição eixo 1															
100m			200m			300m			400m			500m			
Δ AICc	df	weight	Δ AICc	df	weight	Δ AICc	df	weight	Δ AICc	df	weight	Δ AICc	df	weight	AICc
DAP	0	0.73	4.51	3	0.74	4.51	3	0.77	4.51	3	0.77	4.51	3	0.78	4.51
C_dos	4.9	0.06	9.37	3	0.06	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37
AC	5.7	0.04	10.16	3	0.05	9.76	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07
AVA	6.2	0.03	10.68	3	0.03	11.07	3	0.03	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.96
DENS	6.6	0.03	11.07	3	0.02	11.96	3	0.02	11.97	3	0.02	11.8	3	0.02	11.59
null	6.6	0.03	11.96	2	0.02	11.85	3	0.02	12.2	3	0.03	12.2	3	0.02	12.2
Dist	7.7	0.02	12.2	3	0.01	12.2	3	0.02	12.3	3	0.01	12.78	3	0.01	13.17
AF	8.7	0.01	13.17	3	0.01	13.14	3	0.01	12.76	3	0.01	13.17	3	0.01	13.47
S_bos	9	0.01	13.47	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17	3	0.01	13.44	3	0.01	13.54
ACA	9.3	0.01	13.81	3	0.01	13.27	3	0.01	13.38	3	0.01	13.47	3	0.01	13.7
AB	9.4	0.01	13.93	3	0.01	13.47	3	0.01	13.47	3	0.01	13.93	3	0.01	13.89
600m															
DAP	0	0.78	4.51	3	0.78	4.51	3	0.77	4.51	3	0.77	4.51	3	0.76	4.51
C_dos	4.9	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37
DENS	6.6	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	10.87
null	6.6	0.09	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.07
AVA	7.4	0.02	11.91	3	0.02	11.61	3	0.02	11.35	3	0.03	11.18	3	0.03	11.96
Dist	7.7	0.02	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2
ACA	8.6	0.01	13.13	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17
AF	8.7	0.01	13.17	3	0.01	13.37	3	0.01	13.36	3	0.01	13.47	3	0.01	13.47
S_bos	9	0.01	13.47	3	0.01	13.47	3	0.01	13.47	3	0.01	13.65	3	0.01	13.75
AB	9.4	0.01	13.87	3	0.01	13.95	3	0.01	13.88	3	0.01	13.79	3	0.01	13.78
AC	9.4	0.01	13.95	3	0.01	13.96	3	0.01	13.94	3	0.01	13.91	3	0.01	13.95
700m															
DAP	0	0.78	4.51	3	0.78	4.51	3	0.77	4.51	3	0.77	4.51	3	0.76	4.51
C_dos	4.9	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37
DENS	6.6	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	10.87
null	6.6	0.09	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.07
AVA	7.4	0.02	11.91	3	0.02	11.61	3	0.02	11.35	3	0.03	11.18	3	0.03	11.96
Dist	7.7	0.02	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2
ACA	8.6	0.01	13.13	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17
AF	8.7	0.01	13.17	3	0.01	13.37	3	0.01	13.36	3	0.01	13.47	3	0.01	13.47
S_bos	9	0.01	13.47	3	0.01	13.47	3	0.01	13.47	3	0.01	13.65	3	0.01	13.75
AB	9.4	0.01	13.87	3	0.01	13.95	3	0.01	13.88	3	0.01	13.79	3	0.01	13.78
AC	9.4	0.01	13.95	3	0.01	13.96	3	0.01	13.94	3	0.01	13.91	3	0.01	13.95
800m															
DAP	0	0.78	4.51	3	0.78	4.51	3	0.77	4.51	3	0.77	4.51	3	0.76	4.51
C_dos	4.9	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37
DENS	6.6	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	10.87
null	6.6	0.09	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.07
AVA	7.4	0.02	11.91	3	0.02	11.61	3	0.02	11.35	3	0.03	11.18	3	0.03	11.96
Dist	7.7	0.02	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2
ACA	8.6	0.01	13.13	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17
AF	8.7	0.01	13.17	3	0.01	13.37	3	0.01	13.36	3	0.01	13.47	3	0.01	13.47
S_bos	9	0.01	13.47	3	0.01	13.47	3	0.01	13.47	3	0.01	13.65	3	0.01	13.75
AB	9.4	0.01	13.87	3	0.01	13.95	3	0.01	13.88	3	0.01	13.79	3	0.01	13.78
AC	9.4	0.01	13.95	3	0.01	13.96	3	0.01	13.94	3	0.01	13.91	3	0.01	13.95
900m															
DAP	0	0.78	4.51	3	0.78	4.51	3	0.77	4.51	3	0.77	4.51	3	0.76	4.51
C_dos	4.9	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37
DENS	6.6	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	10.87
null	6.6	0.09	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.07
AVA	7.4	0.02	11.91	3	0.02	11.61	3	0.02	11.35	3	0.03	11.18	3	0.03	11.96
Dist	7.7	0.02	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2
ACA	8.6	0.01	13.13	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17
AF	8.7	0.01	13.17	3	0.01	13.37	3	0.01	13.36	3	0.01	13.47	3	0.01	13.47
S_bos	9	0.01	13.47	3	0.01	13.47	3	0.01	13.47	3	0.01	13.65	3	0.01	13.75
AB	9.4	0.01	13.87	3	0.01	13.95	3	0.01	13.88	3	0.01	13.79	3	0.01	13.78
AC	9.4	0.01	13.95	3	0.01	13.96	3	0.01	13.94	3	0.01	13.91	3	0.01	13.95
1000m															
DAP	0	0.78	4.51	3	0.78	4.51	3	0.77	4.51	3	0.77	4.51	3	0.76	4.51
C_dos	4.9	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37	3	0.07	9.37
DENS	6.6	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	11.07	3	0.03	10.87
null	6.6	0.09	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.96	2	0.03	11.07
AVA	7.4	0.02	11.91	3	0.02	11.61	3	0.02	11.35	3	0.03	11.18	3	0.03	11.96
Dist	7.7	0.02	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2	3	0.01	12.2
ACA	8.6	0.01	13.13	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17	3	0.01	13.17
AF	8.7	0.01	13.17	3	0.01	13.37	3	0.01	13.36	3	0.01	13.47	3	0.01	13.47
S_bos	9	0.01	13.47	3	0.01	13.47	3	0.01	13.47	3	0.01	13.65	3	0.01	13.75
AB	9.4	0.01	13.87	3	0.01	13.95	3	0.01	13.88	3	0.01	13.79	3	0.01	13.78
AC	9.4	0.01	13.95	3	0.01	13.96	3	0.01	13.94	3	0.01	13.91	3	0.01	13.95

Tabela 7. Ranqueamento de modelos representando o poder de predição das variáveis do fragmento e da paisagem correlacionados à composição de espécies (eixo 2), nas escalas de 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 600m, 700m, 800m, 900m e 1000m. $\Delta AICc$: diferenças nos valores de AICc relativas ao menor valor de AICc do conjunto de modelos, df: graus de liberdade, weight: peso, AICc: valor de ajuste do modelo. Área de bosques (AB), Áreas verdes abertas (AVA), Área construída (AC), Área de corpos d'água (ACA), Diâmetro a altura do peito (DAP) em cm, Densidade vegetacional (DENS), Cobertura de dossel (C_dos): média de quadrículas, Cobertura de sub bosque(S_bos): em porcentagem. Área do fragmento amostrado (AF) em ha. Distância do fragmento de amostragem em relação ao círculo verde da cidade (Dist).

		Composição eixo 2															
		100m			200m			300m			400m			500m			
		$\Delta AICc$	df	weight	AICc	$\Delta AICc$	df	weight	AICc	$\Delta AICc$	df	weight	AICc	$\Delta AICc$	df	weight	AICc
AC	0	0	3	0.42	-7.12	0	3	0.35	-6.49	0	3	0.32	-5.45	0	3	0.34	-5.45
AF	1.7	3	0.18	-5.45	AF	1	3	0.21	-5.45	AF	0	3	0.24	AF	0	3	0.26
DENS	2.2	3	0.14	-4.96	DENS	1.5	3	0.16	-4.96	DENS	2	3	0.12	DENS	1.3	3	0.16
ACA	3.9	3	0.06	-3.24	null	4.3	2	0.04	-1.295	null	3.3	2	0.06	null	3.3	2	0.06
AVA	4.4	3	0.04	-2.69	S_bos	4.6	3	0.04	-1.91	S_bos	3.5	3	0.05	S_bos	3.5	3	0.06
null	5	2	0.04	-1.29	ACA	4.9	3	0.03	-1.62	AB	5.3	3	0.02	DAP	5.6	3	0.02
S_bos	5.2	3	0.03	-1.91	AVA	5	3	0.03	-1.45	AVA	5.6	3	0.02	C_dos	5.7	3	0.02
DAP	7.3	3	0.01	0.18	DAP	6.7	3	0.01	0.18	DAP	5.6	3	0.02	ACA	5.7	3	0.02
C_dos	7.6	3	0.01	0.43	C_dos	6.9	3	0.01	0.43	C_dos	5.9	3	0.01	Dist	6.1	3	0.01
Dist	7.8	3	0.01	0.64	AB	7.1	3	0.01	0.62	ACA	6.1	3	0.01	AB	6.1	3	0.01
AB	7.8	3	0.01	0.67	Dist	7.1	3	0.01	0.64	Dist	6.1	3	0.01	AVA	6.1	3	0.01
		600m			700m			800m			900m			1000m			
AF	0	3	0.35	-5.45	AF	0	3	0.35	-5.45	AF	0	3	0.33	AF	0	3	0.28
DENS	3.3	2	0.07	-1.29	DENS	3.3	2	0.07	-1.29	DENS	3.3	2	0.06	DENS	3.3	2	0.22
null	3.4	3	0.06	-2.09	null	3.3	2	0.06	-1.29	null	3.3	2	0.06	ACA	1.9	3	0.11
S_bos	3.5	3	0.06	-1.91	S_bos	3.5	3	0.06	-1.91	AC	3.3	3	0.06	AC	2.7	3	0.07
ACA	4.9	3	0.03	-0.52	ACA	5.2	3	0.03	-1.14	ACA	3.6	3	0.05	ACA	5	3	0.05
DAP	5.6	3	0.02	0.18	DAP	5.6	3	0.02	0.18	AB	5.4	3	0.02	AB	4.5	3	0.03
C_dos	5.9	3	0.02	0.43	AB	5.8	3	0.02	0.39	DAP	5.6	3	0.02	AB	5.3	3	0.02
AVA	6	3	0.02	0.54	C_dos	5.9	3	0.02	0.43	C_dos	5.9	3	0.02	DAP	5.6	3	0.02
Dist	6.1	3	0.02	0.64	Dist	6.1	3	0.02	0.64	AVA	6.1	3	0.01	C_dos	5.9	3	0.01
AB	6.1	3	0.01	0.69	AVA	6.1	3	0.02	0.65	Dist	6.1	3	0.01	Dist	6.1	3	0.01

4 DISCUSSÃO

4.1 DIVERSIDADE DE ESPÉCIES ENTRE FRAGMENTOS SOB DIFERENTES CATEGORIAS DE PROTEÇÃO

Mesmo inseridos em uma matriz urbana altamente modificada, os fragmentos florestais amostrados demonstram capacidade de abrigar uma elevada diversidade de espécies de borboletas. Considerando todos os fragmentos amostrados, cerca de 70% das espécies já registradas na cidade desde 1960 (Pérez et al., 2017), encontram-se presentes nestes fragmentos. Mesmo em fragmentos de área muito reduzida, como os BNRs e algumas RPPMs onde esperávamos encontrar uma riqueza reduzida (Hobbs, 1988) registrou-se um número elevado de espécies. Assim, mesmo que a maioria dessas espécies não seja foco de conservação, por serem características de áreas abertas e/ou degradadas, esses resultados demonstram a capacidade de pequenos fragmentos em abrigar uma grande quantidade de espécies.

A categoria a que os fragmentos estão submetidos ou até mesmo seu tamanho não apresentaram influência na variação da abundância de borboletas. Sequer os fatores intrínsecos e extrínsecos ao fragmento, testados neste estudo, apresentarem qualquer influência significativa sobre esse parâmetro da diversidade, contrariando estudos de fragmentação realizados com borboletas frugívoras (e.g. Ribeiro et al., 2012). De fato, é possível que outras variáveis como a abundância de determinadas plantas hospedeiras e entomófilas ou fatores abióticos não levantados neste estudo, exerçam alguma influência sobre este parâmetro das assembleias. Isso fica mais claro quando verificamos a alta dominância de poucas espécies, todas relacionadas a plantas hospedeiras características de áreas ruderais e, com preferência ou por ambientes abertos ou ambientes muito úmidos (Beccaloni et al., 2008; Brown, 1992; Orlandin et al., 2019). Essa alta dominância é característica também relatada em outros trabalhos (Hogsden & Hutchinson, 2004; Ramírez-Restrepo & Halffter, 2013) e parece ser padrão para comunidades de muitos invertebrados em áreas urbanizadas (Luniak, 2008).

Nossos resultados mostraram padrões de diversidade contraditórios quando comparados sob diferentes valores de q . Desconsideradas as abundâncias das

espécies, as RPPNs demonstram maior diversidade de espécies. No entanto, quando algum peso é atribuído a ela, os Parques Municipais se mostram distintamente mais diversos. Apesar de a riqueza estar incluída nos cálculos de diversidade, ambas nem sempre estão positivamente correlacionadas (Ma, 2005; Stirling & Wilsey, 2001). Essa não correlação ocorre principalmente em comunidades de invertebrados que consistem geralmente de uma grande proporção de espécies raras (Stirling & Wilsey, 2001) e está associada a paisagens que apresentam algum nível de distúrbio (Hamer & Hill, 2000; Ma, 2005), como os fragmentos urbanos estudados.

Similarmente, as categorias de proteção dos fragmentos não demonstram abrigar composições de espécies singulares. Provavelmente, isto se deve a outro conjunto de variáveis intrínsecas e extrínsecas ao fragmento, que são mais determinantes do que as condições impostas pelas políticas de proteção (e. g. acessibilidade, e visitação). Processos estocásticos podem explicar a maior beta diversidade encontrada nos BNRs. Essa categoria apresenta fragmentos de tamanhos muito reduzidos, abrigando uma pequena parcela da flora original. Entretanto, o manejo realizado em alguns desses BNRs (e.g. retirada de parte da vegetação, alta concentração de plantas ornamentais), não observado nas mesmas proporções nos Parques Municipais e RPPNMs, fez com que esses locais apresentassem características peculiares, elevando a diversidade beta dentro da categoria. Esses resultados contraditórios em relação à diversidade e composição de espécies demonstram que as unidades de conservação sob a mesma categoria de proteção são muito distintas entre si. Desta forma, as políticas a que essas categorias estão submetidas não refletem diretamente em diferenças nas assembleias locais de borboletas.

4.2 RELAÇÃO ENTRE AS VARIÁVEIS DA PAISAGEM E AS COMUNIDADES DE BORBOLETAS

É notório que os organismos interagem tanto com o ambiente local quanto com a paisagem circundante. Inúmeros trabalhos tem demonstrado que as características do fragmento e da paisagem são determinantes para a conservação da biota (ver revisões em Chace & Walsh, 2006; Concepción et al., 2016; Fattorini et

al., 2018; McKinney, 2008; Russo & Ancillotto, 2015; Williams et al., 2015). Nossos resultados corroboraram esses achados. Tanto as características do interior do fragmento quanto as da paisagem influenciaram a estrutura das comunidades de borboletas, sobretudo na sua riqueza e composição.

Muitas espécies de borboletas tem preferência por áreas abertas e mais quentes, enquanto outras preferem áreas sombreadas, úmidas ou ainda com temperatura mais amena (Brown & Freitas, 2002, Santos et al., 2017). Há também aquelas espécies cujos imaturos se alimentam de plantas localizadas exclusivamente no sub-bosque (Beccaloni et al., 2008). Devido a essas características nós esperávamos encontrar efeitos significativos da cobertura de dossel e de sub-bosque sobre a estrutura das comunidades de borboletas (Santos et al., 2017). Porém ambas não se mostraram significativas sobre qualquer métrica de diversidade. Isso se deu provavelmente devido a presença de árvores antigas e frondosas em praticamente todos os fragmentos o que dificulta a entrada de luminosidade e o crescimento do sub-bosque. Por outro lado, o diâmetro médio da vegetação arbórea e a densidade da vegetação, também medidas que representam o status de conservação do interior dos fragmentos, se mostraram entre as variáveis com maior poder de predição sobre a estrutura de assembleias de borboletas. Obviamente, não são variáveis diretamente relacionadas à biologia de borboletas, mas representam fatores indiretamente relacionados a elas. Alguns fragmentos, principalmente as BNRs, têm sido utilizados pela população residente dos condomínios, como local de recreação, ao contrário do que preconiza a legislação (Curitiba, 2000). Este uso implica na remoção total ou parcial de plantas jovens, restando apenas árvores mais antigas, protegidas de corte, e catalogadas pela prefeitura. É sabido que comunidades de plantas mais ricas favorecem uma maior diversidade de borboletas (Ferrer-Paris et al., 2013; Hogsden & Hutchinson, 2004; Öckinger et al., 2009; Wang et al., 2017) e que muitas espécies de borboletas preferem depositar seus ovos em indivíduos jovens (Gueratto et al., 2019; Oliveira-Neto et al., 2016). A retirada deste extrato vegetacional reduz a diversidade de plantas hospedeiras, eliminando a possibilidade de estabelecimento de populações exclusivamente dependentes destes recursos alimentares. Além disso, devido a seu tamanho, pequenos fragmentos sofrem mais com o efeito de borda, fazendo com

que as espécies vegetacionais também reduzam-se àquelas típicas de áreas abertas (Lôbo et al., 2011; Murcia, 1995; Tabarelli et al., 1999).

O tamanho do fragmento tem sido apontado como principal fator de influência positiva sobre a biodiversidade em áreas urbanas (ver revisões de Beninde et al., 2015; Fattorini et al., 2018). No entanto, para borboletas não parece haver consenso em relação à influência da área do fragmento sobre a estrutura das comunidades. Enquanto alguns estudos encontraram uma correlação positiva entre a área e riqueza (Soga & Koike, 2012, 2013), outros não observaram tal relação, sugerindo que a qualidade do fragmento é um fator mais importante do que a área em relação à sua influência direta na assembleia de borboletas (Koh & Sodhi, 2004; Lizée et al., 2012; Matteson & Langellotto, 2010; Öckinger et al., 2009; Pérez et al., 2019). Entremedio a esta discussão, a escala de variação do tamanho e da qualidade dos fragmentos deve ser levada em consideração (Öckinger et al., 2009). Em nosso conjunto amostral, foram representados fragmentos entre 0,24 ha a 52 ha, contendo desde uma ampla cobertura vegetal secundária (Jardim Zoológico) até fragmentos cujo sub-bosque e/ou árvores jovens foram totalmente removidos. Neste caso, as condições do interior do fragmento são de fato determinantes sobre a riqueza e a composição local de espécies. A área do fragmento em si, influenciou apenas parte da composição enquanto os fatores relacionados ao interior do fragmento influenciaram maior número de parâmetros das assembleias de borboletas, incluindo a composição.

É provável que as condições internas dos fragmentos também tenham se mostrado fator preponderante suprimindo qualquer influência que a distância do fragmento ao círculo verde da cidade poderia causar sobre a estrutura da comunidade de borboletas. O cinturão verde no entorno de grandes cidades é considerado uma região que geralmente apresenta maior riqueza e comunidades com populações maiores (Norton et al., 2016). Vários trabalhos têm demonstrado um gradiente de modificações tanto na composição quanto na riqueza e abundância de espécies a partir das áreas externas menos urbanizadas para as áreas mais urbanizadas da cidade (Clark et al., 2007; Pérez et al., 2019; Ramírez-Restrepo & Halffter, 2013; Tzortzakaki et al., 2019). Pérez et al., (2019) que estudaram a influência da paisagem sobre a diversidade de borboletas em oito parques nesta mesma cidade, cujos dados estão incluídos em nosso trabalho, encontraram

influência desta variável sobre a composição de espécies. Porém, em nosso estudo os parques se mostraram com seu interior mais conservado do que algumas das demais categorias. Portanto, se a manutenção dos fragmentos se mostra como um resultado de grande relevância cabe à gestão pública não apenas motivar a criação de novas reservas públicas ou particulares, mas fundamentalmente apoiar a manutenção da vegetação original naquelas já criadas. No caso de áreas públicas, estabelecer vias de acesso para lazer. No caso de áreas privadas, realizar vistorias periódicas e conscientizar proprietários sobre a manutenção da vegetação nativa.

Mas além dos fatores intrínsecos ao fragmento, fatores extrínsecos, como a condição da paisagem que circunda esses fragmentos, também mostram grande poder de predição. Como esperado, a maior quantidade de áreas verdes no entorno do fragmento está correlacionada com uma maior riqueza deste, enquanto o aumento na área construída está correlacionada com a diminuição da riqueza. Tais resultados também foram encontrados em diversos estudos utilizando diferentes abordagens (Blair & Launer, 1997; Lizée et al., 2012; Pérez et al., 2019; Soga et al., 2015; Tzortzakaki et al., 2019) e demonstram a importância de conservar não apenas áreas públicas e privadas já transformadas em Unidades de Conservação, mas também aquelas áreas ainda não tombadas, no entorno desses fragmentos.

Desse modo, se fatores da paisagem como conectividade e urbanização interferem nas comunidades de organismos em um determinado fragmento, saber em qual escala da paisagem, diferentes variáveis influenciam a estrutura dessas comunidades é fundamental para um planejamento da paisagem urbana (Holland & Yang, 2016). Porém, diferentes organismos podem ser afetados sob diferentes escalas (Clark et al., 2007; Lizée et al., 2012; Pérez et al., 2019; Ramírez-Restrepo & Halffter, 2013). Todavia, de maneira geral, em escalas menores, as variáveis com maior influência sobre os organismos, são aquelas que propiciam sua reprodução e forrageamento, enquanto em escalas maiores as variáveis com maior influência são aquelas que favorecem a dispersão dos organismos (Miguet et al., 2016). Em nosso estudo nós encontramos a área de corpos d'água e a quantidade de área construída influenciando a estrutura das comunidades de borboletas em pequena escala. A área de corpos d'água influenciou de forma positiva a riqueza. Enquanto a área construída influenciou a composição de espécies. A presença de corpos d'água próximos aos fragmentos, certamente propicia um maior índice de umidade aos

fragmentos, favorecendo a presença de muitas espécies de borboletas, principalmente aquelas características de áreas mais úmidas (Brown & Freitas, 2002) e/ou plantas hospedeiras associadas a ambientes de umidade elevada. Neste caso, a presença e manutenção de florestas ripárias em ambientes urbanos não somente protege os mananciais de água, como também propicia maior heterogeneidade de habitats e recursos para as espécies animais.

Por outro lado, o aumento da área construída isola fragmentos urbanos por uma matriz inóspita a grande parte da biota. Assim, os efeitos do isolamento são mais intensos, não apenas nos fragmentos mais reduzidos, mas também naqueles mais centrais a cidade, ou em zonas desprovidas de parques, e reservas naturais. Esses efeitos, provavelmente se dão de forma mais acentuada sobre aquelas espécies de borboletas com baixa capacidade de voo e dispersão, e que se mantêm próximas a sua planta hospedeira. Nesse sentido, fragmentos muito grandes inseridos em áreas urbanas poderiam manter parcela significativa da lepidopterofauna regional, uma vez que oferecem maior heterogeneidade de habitats. No entanto a criação e/ou manutenção de grandes reservas em áreas urbanas envolve custos elevados (Soga & Koike, 2013). Em contrapartida, opta-se pela maximização da conectividade da paisagem, uma vez que tem sido demonstrada a eficiência desta alternativa para as assembleias de borboletas, principalmente em grandes escalas (Clark et al., 2007; Ramírez-Restrepo & Halffter, 2013; Soga et al., 2015). Corroborando com estes estudos, a quantidade de área de bosques, áreas verdes abertas e de área construídas em Curitiba tiveram maior influência em escalas acima de 500m. Soga et al. (2015) encontraram influência positiva dos fragmentos de floresta sobre a riqueza de borboletas características de área florestada mesmo na escala de 2000m, o que reforça a importância da manutenção de fragmentos distribuídos por toda a paisagem urbana. Em grandes cidades, principalmente nas regiões altamente cobertas por áreas construídas, medidas como a arborização de calçadas e o incentivo a construção de pequenos jardins, hortas e telhados verdes são alternativas que podem melhorar a conectividade diminuindo o impacto causado pelas superfícies de concreto.

5 CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou que as políticas de conservação interferem diretamente sobre a estrutura das comunidades de borboletas em ecossistemas urbanos. Esta influência se dá não através da categoria de proteção dada a cada fragmento, mas ao seu tamanho e, principalmente, às condições de manutenção do fragmento e da paisagem ao seu redor, de acordo com a escala geográfica analisada (100m-1000m).

Curitiba apresenta ainda uma grande cobertura de áreas verdes espalhadas pela cidade (Grise et al., 2016) e esse é provavelmente um dos motivos da alta riqueza de espécies de borboletas registrada. No entanto, a heterogênea concentração destas áreas próximas ao cinturão verde, a oeste da cidade, torna os fragmentos localizados nesta região mais diversos do que os demais. Ainda, a alta dominância de poucas espécies demanda certa preocupação, uma vez que essa é uma característica de ambientes degradados. A grande quantidade de áreas verdes situadas em áreas privadas (Grise et al., 2016), associada a nossos resultados, reforçam a necessidade de parcerias entre o poder público e a iniciativa privada. A ampliação de incentivos aos proprietários de áreas verdes particulares pode ser apontada como uma das peças-chave na conservação da biodiversidade (Cerra, 2017). Cabe aos proprietários, zelar pela manutenção da qualidade do interior destas áreas, fornecendo assim recursos alimentares mais diversos para larvas e adultos. Já a administração pública tem o poder de planejar mananciais, florestas ripárias, parques, praças e vias arborizadas, privilegiando estratégias de conectividade entre estas áreas verdes e o cinturão verde que cerca a cidade.

REFERÊNCIAS

- Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20133330.
- Baselga, A. (2017). Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(7), 799–808.
- Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). Betapart : an R package for the study of beta diversity: *Betapart package*. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808–812.
- Beccaloni, G. W., Vilorio, Á. L., Hall, S. K., & Robinson, G. S. (Eds.). (2008). *Catalogue of the hostplants of the Neotropical butterflies =: Catálogo de las plantas huésped de las mariposas neotropicales*. Sociedad Entomológica Aragonesa [u.a.].
- Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18(6), 581–592.
- Blair, R. B., & Launer, A. E. (1997). Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation*, 80(1), 113–125.
- Bolger, D. T., Suarez, A. V., Crooks, K. R., Morrison, S. A., & Case, T. J. (2000). Arthropods in urban habitats fragments in southern California: area, age, and edge effects. *Ecological Applications*, 10(4), 1230–1248.
- Bolker, B., & Bolker, M. B. (2013). Package ‘bbmle.’ Tools for General Maximum Likelihood Estimation. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=bbmle>
- Bonebrake, T. C., & Cooper, D. S. (2014). A Hollywood drama of butterfly extirpation and persistence over a century of urbanization. *Journal of Insect Conservation*, 18(4), 683–692.
- Bonebrake, T. C., Ponisio, L. C., Boggs, C. L., & Ehrlich, P. R. (2010). More than just indicators: A review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological Conservation*, 143(8), 1831–1841.
- Braun-Blanquet, J. (1979). *Fitosociologia: bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume.

- Brown Jr, K. S., & Freitas, A. V. L. (2002). Butterfly communities of urban forest fragments in Campinas, São Paulo, Brazil: structure, instability, environmental correlates, and conservation. *Journal of Insect Conservation*, 6(4), 217–231.
- Brown, K. (1992). Borboletas da Serra do Japi: diversidade, habitats, recursos alimentares e variação temporal. In *História Natural da Serra do Japi: Ecologia e Preservação de uma área Florestal no Sudeste do Brasil* (pp. 142–186). Morelto L. P. C.
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (Eds.). (2004). *Model Selection and Multimodel Inference*. Springer New York.
- Carbone, A. S., Coutinho, S. M. V., Tomerius, S., & Philippi Junior, A. (2015). Gestão de áreas verdes no município de São Paulo: ganhos e limites. *Ambiente & Sociedade*, 18(4), 201–220.
- Cerra, J. F. (2017). Emerging strategies for voluntary urban ecological stewardship on private property. *Landscape and Urban Planning*, 157, 586–597.
- Chace, J. F., & Walsh, J. J. (2006). Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74(1), 46–69.
- Chao, A., Chiu, C.-H., & Jost, L. (2016). Statistical challenges of evaluating diversity patterns across environmental gradients in mega-diverse communities. *Journal of Vegetation Science*, 27(3), 437–438.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45–67.
- Checa-Artasu, M. M. (2016). Las áreas verdes en la Ciudad de México. Las diversas escalas de una geografía urbana. *Revista bibliográfica de geografía y ciencias sociales*, 21(1.159), 1–22.
- Chen, B., Adimo, O. A., & Bao, Z. (2009). Assessment of aesthetic quality and multiple functions of urban green space from the users' perspective: The case of Hangzhou Flower Garden, China. *Landscape and Urban Planning*, 93(1), 76–82.
- Clark, P. J., Reed, J. M., & Chew, F. S. (2007). Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosystems*, 10(3), 321–337.

- Concepción, E. D., Obrist, M. K., Moretti, M., Altermatt, F., Baur, B., & Nobis, M. P. (2016). Impacts of urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up area matters. *Urban Ecosystems*, 19(1), 225–242.
- Cox, D. T. C., Shanahan, D. F., Hudson, H. L., Fuller, R. A., & Gaston, K. J. (2018). The impact of urbanisation on nature dose and the implications for human health. *Landscape and Urban Planning*, 179, 72–80.
- Curitiba. (2000). *LEI N° 9.800 de 03 de janeiro de 2000. “Dispõe sobre o Zoneamento, Uso e Ocupação do Solo no Município de Curitiba e dá outras providências”*. Curitiba: Brasil.
- Curitiba. (2014). *Decreto N° 246-Regulamenta o artigo 15, §1º, inciso XVII, da Lei Municipal n° 9.800, de 3 de janeiro de 2000, estabelece condições especiais de aproveitamento para os terrenos integrantes do Setor Especial de Áreas Verdes e dá outras providências*. Curitiba: Brasil.
- Curitiba. (2015). *Lei N° 14.587, de 14 de janeiro de 2015. Reestrutura o programadas Reservas Particulares do Patrimônio Natural -RPPNM no Municipal de Curitiba*. Curitiba: Brasil.
- Curitiba. (2020). Região Metropolitana de Curitiba. Disponível em: <https://www.curitiba.pr.gov.br/conteudo/regiao-metropolitana-de-curitiba/186>
- Dearborn, D. C., & Kark, S. (2010). Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conservation Biology*, 24(2), 432–440.
- Deguines, N., Julliard, R., de Flores, M., & Fontaine, C. (2016). Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. *Ecology and Evolution*, 6(7), 1967–1976.
- Erickson, D. L. (2004). Connecting corridors: implementing metropolitan greenway networks in North America. In R. H. G. Jongman & G. Pungetti (Eds.), *Ecological Networks and Greenways* (1st ed., pp. 200–221). Cambridge University Press.
- Fattorini, S. (2011). Insect extinction by urbanization: A long term study in Rome. *Biological Conservation*, 144(1), 370–375.
- Fattorini, S., Mantoni, C., De Simoni, L., & Galassi, D. M. P. (2018). Island biogeography of insect conservation in urban green spaces. *Environmental Conservation*, 45(1), 1–10.

- Ferrer-Paris, J. R., Sánchez-Mercado, A., Vilorio, Á. L., & Donaldson, J. (2013). Congruence and Diversity of Butterfly-Host Plant Associations at Higher Taxonomic Levels. *PLoS ONE*, *8*(5), e63570.
- Google. (2016). *Google Earth*.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities. *Science*, *319*(5864), 756–760.
- Grise, M. M., Biondi, D., & Araki, H. (2016). *A floresta urbana da cidade de Curitiba, PR*. *46*(4), 425–438.
- Grise, M. M., Biondi, D., & Araki, H. (2019). Índices espaciais da floresta urbana de Curitiba-PR. *Revista Da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, *13*(4), 01–14.
- Gueratto, P. E., Machado, P. A., Aguiar, T. M. C., Barbosa, E. P., Dias, F. M. S., Oliveira-Neto, J. F., Casagrande, M. M., & Freitas, A. V. L. (2019). Identifying *Memphis*: A comprehensive and comparative description of the immature stages and natural history of *Memphis acidalia victoria* (H. Druce, 1877; Lepidoptera: Nymphalidae). *Austral Entomology*, aen.12431.
- Hamer, K. C., & Hill, J. K. (2000). Scale-Dependent Effects of Habitat Disturbance on Species Richness in Tropical Forests. *Conservation Biology*, *14*(5), 1435–1440.
- Hobbs, E. R. (1988). Species richness of urban forest patches and implications for urban landscape diversity. *Landscape ecology*, *1*(3), 141-152.
- Hogsden, K. L., & Hutchinson, T. C. (2004). Butterfly assemblages along a human disturbance gradient in Ontario, Canada. *Canadian Journal of Zoology*, *82*(5), 739–748.
- Holland, J. D., & Yang, S. (2016). Multi-scale Studies and the Ecological Neighborhood. *Current Landscape Ecology Reports*, *1*(4), 135–145.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H., & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, *7*(12), 1451–1456.
- Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, K., Shanahan, D. F., Garrard, G. E. (2016). Cities are hotspots for threatened species: The importance of cities for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, *25*(1), 117–126.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity in to alpha and beta components. *Ecology*, *88*(10), 2427–2439.

- Karvonen, A., & Yocom, K. (2011). The Civics of Urban Nature: Enacting Hybrid Landscapes. *Environment and Planning A: Economy and Space*, 43(6), 1305–1322.
- Koh, L. P., & Sodhi, N. S. (2004). Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. *Ecological Applications*, 14(6), 1695–1708.
- Kozlov, M. V., Lanta, V., Zverev, V., Rainio, K., Kunavin, M. A., & Zvereva, E. L. (2017). Decreased losses of woody plant foliage to insects in large urban areas are explained by bird predation. *Global Change Biology*, 23(10), 4354–4364.
- Lizée, M.-H., Manel, S., Mauffrey, J.-F., Tatoni, T., & Deschamps-Cottin, M. (2012). Matrix configuration and patch isolation influences override the species–area relationship for urban butterfly communities. *Landscape Ecology*, 27(2), 159–169.
- Lôbo, D., Leão, T., Melo, F. P. L., Santos, A. M. M., & Tabarelli, M. (2011). Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization: Biotic homogenization of Atlantic forest. *Diversity and Distributions*, 17(2), 287–296.
- Luniak, M. (2008). Fauna of the Big City – Estimating Species Richness and Abundance in Warsaw Poland. In J. M. Marzluff, E. Shulenberger, W. Endlicher, M. Alberti, G. Bradley, C. Ryan, U. Simon, & C. ZumBrunnen (Eds.), *Urban Ecology* (pp. 349–354). Springer US.
- Ma, M. (2005). Species richness vs evenness: independent relationship and different responses to edaphic factors. *Oikos*, 111(1), 192–198.
- Macedo, J. (2008). Urban land policy and new land tenure paradigms: Legitimacy vs. legality in Brazilian cities. *Land Use Policy*, 25(2), 259–270.
- Macedo, J. (2013). Planning a Sustainable City: The Making of Curitiba, Brazil. *Journal of Planning History*, 12(4), 334–353.
- Macedo, J., & Haddad, M. A. (2016). Equitable distribution of open space: Using spatial analysis to evaluate urban parks in Curitiba, Brazil. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 43(6), 1096–1117.
- MacGregor-Fors, I., Avendaño-Reyes, S., Bandala, V. M., Chacón-Zapata, S., Díaz-Toribio, M. H., González-García, F. (2015). Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: a rapid biological assessment. *Urban Ecosystems*, 18(2), 633–647.
- MacGregor-Fors, I., & Payton, M. E. (2013). Contrasting Diversity Values: Statistical Inferences Based on Overlapping Confidence Intervals. *PLoS ONE*, 8(2), e56794.

- Magura, T., Bogyó, D., Mizser, S., Nagy, D. D., & Tóthmérész, B. (2015). Recovery of ground-dwelling assemblages during reforestation with native oak depends on the mobility and feeding habits of the species. *Forest Ecology and Management*, 339, 117–126.
- Magura, T., Lövei, G. L., & Tóthmérész, B. (2018). Conversion from environmental filtering to randomness as assembly rule of ground beetle assemblages along an urbanization gradient. *Scientific Reports*, 8(1), 16992.
- Marzluff, J. M. (2017). A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. *Ibis*, 159(1), 1–13.
- Matteson, K. C., & Langellotto, G. A. (2010). Determinates of inner city butterfly and bee species richness. *Urban Ecosystems*, 13(3), 333–347.
- McDonnell, M. J., & Hahs, A. K. (2015). Adaptation and Adaptedness of Organisms to Urban Environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46(1), 261–280.
- 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.
- Metzger, J. P. (2000). Tree functional group richness and landscape structure in a Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications*, 10(4), 1147–1161.
- Miguet, P., Jackson, H. B., Jackson, N. D., Martin, A. E., & Fahrig, L. (2016). What determines the spatial extent of landscape effects on species? *Landscape Ecology*, 31(6), 1177–1194.
- Moreno, C. E., Sánchez-Rojas, G., Escobar, F., & Pineda, E. (2007). Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations for the use of target groups, bioindicators and surrogates. *Int. J. Environment and Health*, 1(1), 71–86.
- Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2), 58–62.
- Nilon, C. H., Aronson, M. F. J., Cilliers, S. S., Dobbs, C., Frazee, L. J., Goddard, M. A., O'Neill, K. M., Roberts, D., Stander, E. K., Werner, P., Winter, M., & Yocom, K. P. (2017). Planning for the Future of Urban Biodiversity: A Global Review of City-Scale Initiatives. *BioScience*, 67(4), 332–342.

- Norton, B. A., Evans, K. L., & Warren, P. H. (2016). Urban Biodiversity and Landscape Ecology: Patterns, Processes and Planning. *Current Landscape Ecology Reports*, 1(4), 178–192.
- Öckinger, E., Dannestam, Å., & Smith, H. G. (2009). The importance of fragmentation and habitat quality of urban grasslands for butterfly diversity. *Landscape and Urban Planning*, 93(1), 31–37.
- Öckinger, E., & Smith, H. G. (2006). Landscape composition and habitat area affects butterfly species richness in semi-natural grasslands. *Oecologia*, 149(3), 526–534.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D. (2017). *Package ‘Vegan’*. *Community Ecology Package*. Disponível em: <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, M. A., Santos, A. M. M., & Tabarelli, M. (2008). Profound impoverishment of the large-tree stand in a hyper-fragmented landscape of the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*, 256(11), 1910–1917.
- Oliveira-Neto, J. F., Dias, F. M. S., Pawoski, E. L., Oliveira, P., Casagrande, M. M., & Mielke, O. H. H. (2016). Immature Stages of Six Species of *Adelpha* Hübner (Lepidoptera: Nymphalidae: Limenitidinae) from Southern Brazil Coastal Forests. *Neotropical Entomology*, 45(5), 524–536.
- Orlandin, E., Piovesan, M., D’Agostini, F. M., & Carneiro, E. (2019). Use of microhabitats affects butterfly assemblages in a rural landscape. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 59, e20195949.
- Pérez, J. H., Carneiro, E., Gaviria-Ortiz, F. G., Casagrande, M. M., & Mielke, O. H. H. (2019). Urban landscape influences the composition of butterflies in public parks and fragments in Southern Brazil. *Community Ecology*, 20(3), 291–300.
- Pérez, J. H., Gaviria-Ortiz, F. G., Santos, W. I. G., Carneiro, E., Mielke, O. H. H., & Casagrande, M. M. (2017). Long term survey of the butterfly fauna of Curitiba, Paraná, Brazil: How does a scientific collection gather local biodiversity information? (Lepidoptera: Papilionoidea). *SHILAP Revista de Lepidopterologia*, 45(179), 433–446.
- Potgieter, L. J., Gaertner, M., Kueffer, C., Larson, B. M. H., Livingstone, S. W., O’Farrell, P. J., & Richardson, D. M. (2017). Alien plants as mediators of ecosystem services and disservices in urban systems: a global review. *Biological Invasions*, 19(12), 3571–3588.

- QGIS, D. T. (2017). *QGIS Geographic Information System*. Open source geospatial foundation project.
- R CORE TEAM. (2015). *R Development Core Team*. R: A language and environment for statistical computing.
- Ramírez Restrepo, L., & Halffter, G. (2013). Butterfly diversity in a regional urbanization mosaic in two Mexican cities. *Landscape and Urban Planning*, 115, 39–48.
- Ramírez-Restrepo, L., Ulloa, P. C., & Constantino, L. M. (2007). Diversidad de mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea y Hesperioidea) en Santiago de Cali, Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología*, 33(1), 54–63.
- Ramírez-Restrepo, Lorena, Koi, S., & MacGregor-Fors, I. (2017). Tales of urban conservation: Eumaeus butterflies and their threatened cycad hostplants. *Urban Ecosystems*, 20(2), 375–378.
- Ramírez-Restrepo, Lorena, & MacGregor-Fors, I. (2017). Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystems*, 20(1), 171–182.
- Ribeiro, D. B., Batista, R., Prado, P. I., Brown, K. S., & Freitas, A. V. L. (2012). The importance of small scales to the fruit-feeding butterfly assemblages in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 21(3), 811–827.
- Ripley, B., Venables, B., Bates, D. M., Hornik, K., Gebhardt, A., Firth, D., & Ripley, M. B. (2013). Package ‘mass.’ *Cran R*. Disponível em: cran.r-project.org/web/packages/MASS.
- Rosenzweig, C., Solecki, W., Hammer, S. A., & Mehrotra, S. (2010). Cities lead the way in climate–change action. *Nature*, 467(7318), 909–911.
- Roy, S., Byrne, J., & Pickering, C. (2012). A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(4), 351–363.
- Ruszczyk A (1986a) Distribution and abundance of butterflies in the urbanization zones of Porto Alegre, Brazil. *Journal of Research on the Lepidoptera*, 25(3), 157–178.
- Ruszczyk A (1986b) Ecologia Urbana de borboletas, I. O gradiente de urbanização e a fauna de Porto Alegre, RS. *Revista Brasileira de Biologia*, 46, 675–688.

- Ruszczyk A (1986c) Mortality of *Papilio scamander scamander* (Lep., Papilionidae) pupae in four districts of Porto Alegre (S. Brazil) and the causes of superabundance of some butterflies in urban areas. *Revista Brasileira de Biologia* 46:567–579.
- Russo, D., & Ancillotto, L. (2015). Sensitivity of bats to urbanization: a review. *Mammalian Biology*, 80(3), 205–212.
- Santos, J. P., Iserhard, C. A., Carreira, J. Y. O., & Freitas, A. V. L. (2017). Monitoring fruit-feeding butterfly assemblages in two vertical strata in seasonal Atlantic Forest: temporal species turnover is lower in the canopy. *Journal of Tropical Ecology*, 33(5), 345-355.
- Shanahan, D. F., Fuller, R. A., Bush, R., Lin, B. B., & Gaston, K. J. (2015). The Health Benefits of Urban Nature: How Much Do We Need? *BioScience*, 65(5), 476–485.
- Shochat, E., Warren, P., Faeth, S., Mcintyre, N., & Hope, D. (2006). From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(4), 186–191.
- Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & Edwards, D. P. (2016). How Should Beta-Diversity Inform Biodiversity Conservation? *Trends in Ecology & Evolution*, 31(1), 67–80.
- Soga, M., Kawahara, T., Fukuyama, K., Sayama, K., Kato, T., Shimomura, M., Itoh, T., Yoshida, T., & Ozaki, K. (2015). Landscape versus local factors shaping butterfly communities in fragmented landscapes: Does host plant diversity matter? *Journal of Insect Conservation*, 19(4), 781–790.
- Soga, M., & Koike, S. (2012). Relative importance of quantity, quality and isolation of patches for butterfly diversity in fragmented urban forests. *Ecological Research*, 27(2), 265–271.
- Soga, M., & Koike, S. (2013). Patch isolation only matters for specialist butterflies but patch area affects both specialist and generalist species. *Journal of Forest Research*, 18(3), 270–278.
- Stirling, G., & Wilsey, B. (2001). Empirical relationships between species richness, evenness, and proportional diversity. *The American Naturalist*, 158(3), 286–299.
- Tabarelli, M., Mantovani, W., & Peres, C. A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, 91(2–3), 119–127.

- Tam, K. C., & Bonebrake, T. C. (2016). Butterfly diversity, habitat and vegetation usage in Hong Kong urban parks. *Urban Ecosystems*, 19(2), 721–733.
- Tzortzakaki, O., Kati, V., Panitsa, M., Tzanatos, E., & Giokas, S. (2019). Butterfly diversity along the urbanization gradient in a densely-built Mediterranean city: Land cover is more decisive than resources in structuring communities. *Landscape and Urban Planning*, 183, 79–87.
- United Nations (2018). Revision of World Urbanization Prospects. *Department of Economic and Social Affairs*. Dimponível em:
<https://www.un.org/development/desa/publications/2018-revision-of-world-urbanization-prospects.html>
- van den Bosch, M., & Meyer-Lindenberg, A. (2019). Environmental Exposures and Depression: Biological Mechanisms and Epidemiological Evidence. *Annual Review of Public Health*, 40(1), 239–259.
- Wang, J. W., Poh, C. H., Tan, C. Y. T., Lee, V. N., Jain, A., & Webb, E. L. (2017). Building biodiversity: drivers of bird and butterfly diversity on tropical urban roof gardens. *Ecosphere*, 8(9), e01905.
- Williams, N. S. G., Hahs, A. K., & Vesk, P. A. (2015). Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(1), 78–86.
- Zobel, M. (1997). The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution*, 12(7), 266–269.

ANEXO 1

Medidas da paisagem nos fragmentos privados amostrados, medidos em hectares (ha) e metros (m) nas escalas de 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 600m, 700m, 800m, 900m e 1000m. Área de bosques (AB), Áreas verdes abertas (AVA), Área construída (AC), Área de corpos d'água (ACA), Proporção de áreas de conexão (CON). Categorias: R= RPPNM, B= BNR Local: Condomínio Bonarda (B1), Condomínio Nova Europa (B2), Condomínio Petrópolis (B3), Condomínio Pinelland (B4), Condomínio Villagio Verdi (B5), RPPNM Airumã (R1), RPPNM Bosque da Coruja (R2), RPPNM Geronasso (R3), RPPNM Umbará (R4), RPPNM Withers (R5).

	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4	R5	
100m	AB	0.05	0.65	0.23	0.31	0.41	1.84	1.06	0.05	0.07	0
	AVA	0.99	0.2	0.5	1.19	1.06	0	0.31	0.04	0.42	0
	AC	1.68	1.84	2.13	1.68	1.77	0	0.76	0.04	2.46	0
	ACA	0	0	0	0	0	0.08	0.07	0	0	0
	CON	0.3	0.24	0.21	0.43	0.42	0.53	0.49	0.03	0.14	0
200m	AB	2.88	1.54	0.98	1.51	1.24	7.63	5.86	4.09	1.62	2.65
	AVA	2.61	1.53	2.82	4.44	3.55	1.95	1.81	1.87	2.87	1.37
	AC	7.71	10.1	9.56	7.69	8.93	1.69	4.82	3.34	8.89	4.27
	ACA	0	0	0	0	0	0.19	0.17	0.07	0.02	0
	CON	0.39	0.22	0.27	0.43	0.34	0.69	0.55	0.43	0.32	0.29
300m	AB	10.59	2.34	0.98	1.51	3.55	10.82	11.82	6.33	5.37	6.97
	AVA	8.21	4.46	6.06	8.62	5.76	9.8	6.76	5.96	10.67	5.12
	AC	11.87	23.81	23.79	20.97	21.71	8.06	11.37	14.48	14.13	13.59
	ACA	0	0.06	0	0	0.13	0.21	0.18	0.07	0.66	0.11
	CON	0.7	0.22	0.22	0.32	0.3	0.66	0.59	0.39	0.51	0.38
400m	AB	11.17	2.42	1.86	1.51	3.55	18.65	17.64	8.71	10.61	12.37
	AVA	10.83	7.84	11.34	16.54	7.69	19.15	12.31	12.56	22.39	9.68
	AC	33.06	44.68	42.09	37.43	44.17	15.03	24.43	29.86	21.17	27.88
	ACA	0	0.1	0	0.09	0.17	0.46	0.19	0.07	1.18	0.3
	CON	0.34	0.18	0.24	0.32	0.19	0.68	0.54	0.38	0.59	0.39
500m	AB	14.08	3.07	5.17	2.22	14.41	28.26	19.87	13.77	15.61	18.74
	AVA	14.24	12.96	17.42	23.98	19.41	35.73	21.9	20.2	39.26	18.84
	AC	58.17	70.37	64.13	60.67	52.75	19.8	43.74	48.54	30.32	43.6
	ACA	0.04	0.13	0	0.09	0.37	0.96	0.44	0.07	1.41	0.38
	CON	0.32	0.18	0.26	0.3	0.39	0.73	0.48	0.39	0.63	0.43
600m	AB	20.55	4.15	9.05	4.57	23.55	41.6	21.54	23.03	22.14	25.13
	AVA	27.47	17.67	24.52	30.94	30.61	54.74	28.89	28.38	57.3	29.32
	AC	76.57	103.01	91.48	89.85	70.39	25.74	73.34	69.41	45.73	65.09
	ACA	0.31	0.16	0	0.09	0.71	1.04	0.53	0.07	0.05	0.48
	CON	0.38	0.17	0.27	0.28	0.43	0.77	0.4	0.41	0.63	0.43
700m	AB	28.75	5.34	14.12	9.16	33.42	58.94	23.35	32.36	28.15	38.43
	AVA	38.33	22.62	34.13	44.19	43.27	73.8	38.68	38.37	74.83	49.18
	AC	102.65	142.22	121.96	116.45	92.72	34.46	106.59	94.28	65.92	77.1
	ACA	0.59	0.18	0.25	0.92	1.13	1.25	1.05	1.21	1.73	0.58
	CON	0.39	0.16	0.28	0.31	0.45	0.78	0.36	0.41	0.6	0.51
800m	AB	36.9	6.13	19.04	19.89	42.48	86.11	27.75	44.65	34.37	55.13
	AVA	51.72	27.55	43.26	58.66	55.17	86.3	50.33	49.38	95	55.67
	AC	133.21	188.46	159.73	143.23	123.69	46.87	142.66	122.37	93.66	106.13
	ACA	0.79	0.48	0.77	1.38	1.52	1.6	1.37	2.06	0.05	0.67
	D	1.33	1.38	1.35	1.41	1.35	1.37	1.32	1.34	1.36	1.34
900m	AB	48.01	6.41	22.61	28.29	55.49	109.9	30.98	57.71	41.88	70.24
	AVA	65.28	36.17	52.83	76.24	65.26	99.28	62.65	60.53	113.17	74.01
	AC	167.9	239.01	205.97	176.1	159.6	69.38	185.93	156.76	124.72	132.09
	ACA	0.9	0.55	0.79	1.67	1.85	1.68	1.62	2.78	2.62	0.77
	CON	0.4	0.15	0.27	0.37	0.43	0.74	0.33	0.42	0.55	0.51
1000m	AB	61.48	7.89	23.69	32.88	69.33	137.86	43.36	71.9	50.78	78.71
	AVA	80.96	45.5	69.71	96.4	79.18	112.92	78.35	69.25	141.64	93.7
	AC	203.35	293.59	253.53	216.28	196.74	93.26	222.9	198.58	152.09	169.23
	ACA	1.7	0.6	0.79	2.18	2.2	1.8	2.12	3.46	3.43	0.98
	CON	0.41	0.15	0.27	0.37	0.43	0.72	0.35	0.41	0.55	0.5

ANEXO 2

Medidas da paisagem nos fragmentos públicos amostrados, medidos em hectares (ha) e metros (m) nas três escalas de 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 600m, 700m, 800m, 900m e 1000m. Área de bosques (AB), Áreas verdes abertas (AVA), Área construída (AC), Área de corpos d'água (ACA), Proporção de áreas de conexão (CON). Categorias: P= Parque. Local: Bosque do Alemão (P1), Capão da Imbuia (P2), Bosque da Engenharia Florestal (P3), Bosque João Paulo II (P4), Parque Barigui (P5), Bosque Reinhard Maack (P6), Bosque Tatuquara (P7), Parque dos Tropeiros (P8), Zoológico Municipal (P9).

		P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9
100m	AB	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	AVA	0.50	0.00	0.00	0.05	0.36	0.00	0.07	0.26	0.00
	AC	0.95	0.05	0.00	0.20	0.35	0.00	1.74	0.52	0.17
	ACA	0.08	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00
	CON	0.28	0.00	0.00	0.01	0.10	0.00	0.02	0.07	0.00
200m	AB	0.29	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.27	0.00	0.00
	AVA	2.60	1.10	2.29	3.13	1.99	0.91	0.63	3.89	0.00
	AC	7.54	8.53	0.13	4.71	2.18	2.23	10.94	2.51	0.72
	ACA	0.14	0.05	0.16	0.18	0.00	0.00	0.15	0.00	0.00
	CON	0.21	0.08	0.16	0.22	0.14	0.07	0.06	0.28	0.00
300m	AB	0.48	0.00	0.58	0.35	0.39	0.40	0.92	1.55	0.41
	AVA	7.71	4.20	8.85	6.81	4.12	3.54	2.52	11.08	0.28
	AC	19.67	22.74	8.04	18.02	5.89	16.34	25.39	6.63	2.08
	ACA	0.16	0.20	0.45	0.30	0.01	0.10	0.20	0.45	0.00
	CON	0.26	0.13	0.30	0.23	0.14	0.13	0.11	0.40	0.02
400m	AB	1.40	0.00	1.15	0.59	2.34	0.87	1.44	4.39	4.13
	AVA	12.87	7.69	13.93	11.51	9.00	6.83	6.13	23.17	4.17
	AC	37.98	43.60	26.45	37.45	11.79	37.00	46.11	14.74	4.51
	ACA	0.16	0.29	0.93	0.36	1.31	0.12	0.23	0.67	0.18
	CON	0.27	0.14	0.27	0.22	0.20	0.14	0.14	0.49	0.15
500m	AB	2.61	0.00	4.98	0.59	5.85	1.85	3.11	9.09	11.70
	AVA	21.53	12.36	23.18	17.28	21.26	14.55	16.06	39.01	11.70
	AC	59.50	70.28	44.53	63.02	17.12	59.55	65.88	25.50	12.18
	ACA	0.16	0.37	1.05	0.46	4.98	0.33	0.27	0.77	0.21
	CON	0.29	0.14	0.32	0.20	0.31	0.19	0.22	0.55	0.27
600m	AB	3.24	0.00	6.71	1.87	10.77	2.15	6.52	17.19	27.41
	AVA	31.46	19.87	34.91	24.79	34.36	22.50	26.45	52.70	20.28
	AC	87.30	101.00	69.46	92.57	25.84	89.67	90.33	42.16	23.43
	ACA	0.16	0.43	1.07	0.60	13.45	0.36	0.45	0.78	2.81
	CON	0.28	0.16	0.33	0.21	0.36	0.20	0.26	0.56	0.38
700m	AB	7.20	0.00	11.03	3.48	16.89	2.75	15.91	28.87	49.72
	AVA	41.23	26.55	46.12	32.89	48.17	30.56	38.73	58.66	27.20
	AC	119.01	139.82	99.09	127.82	41.89	126.43	112.72	69.59	32.61
	ACA	0.16	0.49	1.36	0.75	22.60	0.44	1.80	1.00	9.80
	CON	0.28	0.16	0.33	0.21	0.38	0.19	0.32	0.51	0.45
800m	AB	13.35	0.11	16.61	5.45	26.98	3.36	24.52	40.71	68.80
	AVA	53.11	34.61	56.98	41.32	66.15	42.97	54.66	70.72	35.54
	AC	153.18	183.94	134.79	169.71	60.28	165.43	137.26	97.75	51.04
	ACA	0.21	0.52	1.52	0.93	28.46	0.65	5.19	1.29	16.33
	CON	0.30	0.16	0.33	0.21	0.42	0.21	0.35	0.50	0.47
900m	AB	19.94	0.11	20.38	7.81	37.99	3.36	28.75	49.61	82.46
	AVA	65.04	45.42	69.52	49.50	86.11	53.81	80.04	94.18	44.81
	AC	194.03	232.30	177.47	218.18	87.45	213.91	164.47	124.53	71.88
	ACA	0.21	0.55	2.18	1.08	29.53	0.74	7.66	1.44	31.86
	CON	0.30	0.16	0.32	0.20	0.44	0.20	0.38	0.51	0.45
1000m	AB	28.70	0.11	22.36	9.94	53.69	3.36	31.99	69.57	96.13
	AVA	79.28	59.93	84.61	60.17	105.00	64.18	117.81	124.78	117.97
	AC	236.52	283.41	224.46	270.76	117.85	269.03	187.99	138.98	34.65
	ACA	0.41	0.57	3.13	1.20	30.16	0.81	9.05	2.18	47.70
	CON	0.31	0.17	0.31	0.20	0.46	0.19	0.43	0.56	0.61

ANEXO 3

Latitude, longitude e variáveis mensuradas em cada uns dos fragmentos. Categorias: P= Parque, R= RPPNM, B= BNR Diâmetro a altura do peito (DAP) em cm, Densidade vegetacional (DENS), Cobertura de dossel (C_dos) média de quadrículas, Cobertura de sub bosque (S_bos) em porcentagem. Área do fragmento amostrado (AF) em ha, Perímetro do fragmento amostrado (Pe) em m. Distância do fragmentos de amostragem em relação ao círculo verde da cidade (Dist). Local: Condomínio Bonarda (B1), Condomínio Nova Europa (B2), Condomínio Petrópolis (B3), Condomínio Pinelland (B4), Condomínio Villagio Verdi (B5), RPPNM Airumã (R1), RPPNM Bosque da Coruja (R2), RPPNM Geronasso (R3), RPPNM Umbará (R4), RPPNM Withers (R5), Bosque do Alemão (P1), Capão da Imbuia (P2), Bosque da Engenharia Florestal (P3), Bosque João Paulo II (P4), Parque Barigui (P5), Bosque Reinhard Maack (P6), Bosque Tatuquara (P7), Parque dos Tropeiros (P8), Zoológico Municipal (P9).

	Lati.	Long.	DAP	Dens	C_dos	S_bos	AF	Pe	Dist
B1	-25.4347	-49.3261	8.83	28.33	9.42	47.33	0.78	376.45	4252
B2	-25.5255	-49.2391	23.25	13.75	6.88	54.25	0.81	388.02	1097
B3	-25.4834	-49.2104	21.19	8.00	10.67	56.13	0.62	459.98	1042
B4	-25.4232	-49.1773	71.43	11.33	13.50	1.93	0.31	234.91	472
B5	-25.3607	-49.2659	9.25	36.33	3.33	20.73	0.24	297.67	1535
R1	-25.3865	-49.3187	7.79	43.20	10.90	19.08	2.49	773.38	1935
R2	-25.3959	-49.2779	9.62	34.33	5.50	40.33	1.29	477.71	2070
R3	-25.3688	-49.2546	9.72	43.33	10.13	41.67	4.65	972.13	2280
R4	-25.5638	-49.2766	11.59	32.33	24.67	76.67	0.54	352.57	1838
R5	-25.4534	-49.3275	5.74	54.63	8.94	15.70	5.63	1021.81	4013
P1	-25.4051	-49.2873	7.44	46.33	7.75	26.33	3.37	1173.46	2561
P2	-25.4366	-49.2201	11.12	32.00	11.81	56.00	4.27	901.46	4960
P3	-25.4481	-49.2405	6.44	59.83	13.79	43.00	13.54	1519.16	3899
P4	-25.4103	-49.2692	8.87	38.75	10.13	50.50	5.97	1360.88	3392
P5	-25.4262	-49.3107	7.78	59.30	8.63	22.26	41.46	6203.90	0
P6	-25.4908	-49.2608	6.93	57.71	10.04	20.14	11.06	1481.65	4817
P7	-25.5446	-49.3391	10.38	33.75	22.13	47.00	1.98	732.54	610
P8	-25.4958	-49.3535	7.05	53.00	17.58	52.67	12.94	2731.61	0
P9	-25.5567	-49.2352	7.18	51.58	12.15	27.17	52.03	5470.56	0

ANEXO 4

Lista da abundância de espécies de borboletas presentes nos 19 fragmentos florestais de Curitiba, Paraná, Brasil. Categorias: P= Parque, R= RPPNM, B= BNR. Local: Bosque do Alemão (P1), Capão da Imbuia (P2), Bosque da Engenharia Florestal (P3), Bosque João Paulo II (P4), Parque Barigui (P5), Bosque Reinhard Maack (P6), Bosque Tatuquara (P7), Parque dos Tropeiros (P8), Zoológico Municipal (P9), Condomínio Bonarda (B1), Condomínio Nova Europa (B2), Condomínio Petrópolis (B3), Condomínio Pinelland (B4), Condomínio Villaggio Verdi (B5), RPPNM Airumã (R1), RPPNM Bosque da Coruja (R2), RPPNM Geronasso (R3), RPPNM Umbará (R4), RPPNM Withers (R5).

n	FAMILIA/Subfamilia/Espécie	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4	R5
154	HESPERIIDAE	112	283	351	203	205	179	244	169	145	161	400	244	477	46	167	102	224	165	203
25	Eudaminae	5	26	40	11	24	25	36	26	31	30	28	20	57	10	14	23	23	15	21
1	<i>Aguna asander</i> (Hewitson, 1867)	-	-	2	-	-	-	-	-	-	2	2	1	1	3	-	4	2	1	3
2	<i>Aguna glaphyrus</i> (Mabille, 1888)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	<i>Astraptes naxos</i> (Hewitson, 1867)	-	1	1	-	-	8	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
4	<i>Cecropterus dorantes</i> (Stoll, 1790)	4	17	13	4	-	3	14	11	1	10	10	8	8	-	1	1	1	4	2
5	<i>Cecropterus doryssus albicuspis</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
6	<i>Cecropterus rica</i> (Evans, 1852)	-	-	-	-	8	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
7	<i>Cecropterus zarex</i> (Hübner, 1818)	-	-	-	-	-	-	2	1	1	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-
8	<i>Epagyreus pseudexadeus</i> Westwood, 1852	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
9	<i>Oechlydus evelinda</i> (Butler, 1870)	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	2	-	-
10	<i>Phanus australis</i> L. Miller, 1965	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
11	<i>Phocides pialia pialia</i> (Hewitson, 1857)	-	-	3	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	8	-	-	-
12	<i>Phocides polybius phanias</i> (Burmeister, 1880)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
13	<i>Polygonus leo pallida</i> Röber, 1925	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-
14	<i>Polygonus savigny savigny</i> (Latreille, [1824])	-	1	10	-	1	2	2	1	1	6	3	-	1	-	-	2	7	2	5
15	<i>Spicauda procrne</i> (Plötz, 1880)	-	-	5	2	-	1	8	1	-	-	3	3	43	-	2	-	-	4	-
16	<i>Spicauda simplicius</i> (Stoll, 1790)	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
17	<i>Spicauda teleus</i> (Hübner, 1821)	-	-	-	1	3	5	6	8	3	6	-	4	4	5	2	-	-	-	3
18	<i>Telegonus alardus alardus</i> (Stoll, 1790)	1	6	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
19	<i>Telegonus creteus siges</i> (Mabille, 1903)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	-	-	-
20	<i>Telegonus elorus</i> (Hewitson, 1867)	-	-	-	-	2	-	1	1	-	4	-	-	-	1	2	-	2	-	8
21	<i>Telegonus fulgerator</i> (Walch, 1775)	-	-	3	-	5	4	1	1	15	-	4	2	-	-	-	-	6	-	-
22	<i>Telermiades nicomedes</i> (Möschler, 1879)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23	<i>Urbanus esma</i> Evans, 1952	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
24	<i>Urbanus esta</i> Evans, 1952	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	2	2	4	-
25	<i>Urbanus proteus proteus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
96	Hesperinae	84	150	226	158	145	132	149	126	83	87	322	182	383	30	129	34	127	120	87
26	<i>Alera furcata</i> Mabille, 1891	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
27	<i>Ancylomypha nitedula</i> (Burmeister, 1878)	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
28	<i>Anthoptus epictetus</i> (Fabricius, 1793)	5	1	1	15	3	5	4	18	22	-	2	33	3	1	9	-	20	3	-
29	<i>Arita arita</i> (Schaus, 1902)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
30	<i>Arita mubevensis</i> (E. Bell, 1932)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
31	<i>Arita polistion</i> (Schaus, 1902)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
32	<i>Arotis derasa brunnea</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	-	-	-	-	1	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
33	<i>Callimormus interpunctata</i> (Plötz, 1884)	-	15	4	16	18	6	13	17	3	9	179	54	-	1	6	-	3	6	12

n	FAMILIA/Subfamilia/Espécie	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4	R5
34	<i>Callimormus rivera</i> (Plötz, 1882)	1	-	1	3	1	3	1	9	3	1	-	8	2	1	1	1	-	10	-
35	<i>Chalcone briquenydan australis</i> O. Mielke, 1980	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
36	<i>Cobalopsis miaba</i> (Schaus, 1902)	4	26	31	22	31	3	23	3	6	22	10	6	1	2	2	4	32	2	9
37	<i>Cobalopsis nero</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	-	-	2	-	-	-	-	2	1	-	-	1	-	-	5	-	-	-	-
38	<i>Conga chydæa</i> (Butler, 1877)	1	2	1	2	-	2	-	1	-	-	6	1	13	1	1	-	-	1	1
39	<i>Conga iheringii</i> (Mabille, 1891)	1	-	1	-	-	-	18	1	-	-	-	1	21	-	2	-	-	2	-
40	<i>Conga immaculata</i> (Bell, 1930)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-
41	<i>Conga urqua</i> (Schaus, 1902)	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
42	<i>Corticea corticea</i> (Plötz, 1882)	-	1	-	1	1	1	1	2	-	-	-	-	5	-	-	-	-	1	-
43	<i>Corticea immocerinus</i> (Hayward, 1934)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	5	13	2	5	-	1	2	1
44	<i>Corticea lysias potex</i> Evans, 1955	-	3	-	2	2	1	1	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
45	<i>Corticea noctis</i> (Plötz, 1882)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
46	<i>Corticea obscura</i> Mielke, 1969	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
47	<i>Corticea</i> sp.	4	-	-	1	5	1	-	1	7	-	-	1	-	-	-	-	1	-	1
48	<i>Cumbre cumbre</i> (Schaus, 1902)	-	-	2	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-
49	<i>Cymaenes cavalla</i> Evans, 1955	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	3
50	<i>Cymaenes distigma</i> (Plötz, 1882)	-	-	3	-	-	-	-	-	1	5	13	-	-	1	-	-	-	6	-
51	<i>Cymaenes gisca</i> Evans, 1955	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
52	<i>Cymaenes leptæ</i> (Hayward, 1939)	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	3	1	-	1	-	-	-	1
53	<i>Cymaenes peroides</i> (Plötz, 1882)	-	3	6	-	2	2	-	2	-	-	-	2	1	-	-	3	4	-	1
54	<i>Cymaenes tripunctata tripunctata</i> (Latreille, [1824])	5	2	2	1	1	4	3	1	1	-	-	10	2	-	4	3	5	7	1
55	<i>Cynea trimaculata</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	-	-	23	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
56	<i>Decinea decinea decinea</i> (Hewitson, 1876)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
57	<i>Eutychide physcella</i> (Hewitson, 1866)	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
58	<i>Gallio carasta</i> (Schaus, 1902)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
59	<i>Ginungagapus ranesus</i> (Schaus, 1902)	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	22	-
60	<i>Ginungagapus schmitti</i> (E. Bell, 1930)	1	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	43	2	-	-	-	-	-
61	<i>Hylephila phyleus</i> (Drury, 1773)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
62	<i>Justitia kora</i> (Hewitson, 1877)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
63	<i>Lamponia lamponia</i> (Hewitson, 1876)	1	-	-	-	5	1	-	-	-	2	-	-	4	-	1	1	4	-	-
64	<i>Lerodea eufala</i> (Edwards, 1869)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
65	<i>Levina levina</i> (Plötz, 1884)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	9	-	-
66	<i>Libra alligula decia</i> (Hayward, 1948)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
67	<i>Lucida lucia lucia</i> (Capronnier, 1874)	1	20	43	9	10	6	15	3	-	23	27	2	1	3	12	5	30	4	22
68	<i>Lychnuchoides ozias ozias</i> (Hewitson, 1878)	-	1	-	13	8	1	-	-	4	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-
69	<i>Mitomiges cinnamomea</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	13	1	2	13	8	1	-	-	3	3	-	-	-	2	10	6	-	-	3
70	<i>Mnasilus alubita</i> (A. Butler, 1870)	5	12	1	1	20	9	8	4	8	-	-	4	1	-	3	1	-	-	1
71	<i>Mnasitheus nella</i> Evans, 1955	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
72	<i>Mnasitheus ritans</i> (Schaus, 1902)	5	-	-	6	2	-	-	4	-	1	-	-	-	-	3	-	1	1	-
73	<i>Mnasitheus submetallescens</i> (Hayward, 1940)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	4	-
74	<i>Moeris seth</i> Carneiro, Mielke & Casagrande, 2015	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
75	<i>Nastra chao</i> (Mabille, 1898)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	11	-	-	-	4	4	-
76	<i>Nastra lurida</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	1	5	5	4	-	7	-	13	-	1	1	8	3	2	6	1	1	5	1
77	<i>Neoxeniades scipio scipio</i> (Fabricius, 1793)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
78	<i>Niconiades caeso</i> (Mabille, 1891)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
79	<i>Nyctelius nyctelius nyctelius</i> (Latreille, [1824])	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	9	-	-	-	-	-	3
80	<i>Nyctelius paranensis</i> (Schaus, 1902)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
81	<i>Orses itea</i> (Swainson, 1821)	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

n	FAMILIA/Subfamilia/Espécie	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4	R5
82	<i>Orthos orthos hyalinus</i> (Bell, 1930)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
83	<i>Panoquina fusina viola</i> Evans, 1955	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-
84	<i>Panoquina lucas</i> (Fabricius, 1793)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-
85	<i>Panoquina ocola ocola</i> (Edwards, 1863)	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
86	<i>Papias phainis</i> Godman, 1900	6	1	1	2	2	2	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
87	<i>Parphorus pseudodecorus</i> (Hayward, 1934)	1	5	27	4	2	7	-	1	1	-	-	-	5	-	-	-	1	-	-
88	<i>Penicula roppai</i> O. Mielke, 1980	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-
89	<i>Perichares aurina</i> Evans, 1955	-	-	-	1	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-	1	-	1	1	1
90	<i>Perichares seneca</i> (Latreille, [1824])	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
91	<i>Pheraeus perpulcher</i> (Hayward, 1934)	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
92	<i>Polites vibex catilina</i> (Plötz, 1886)	2	-	-	1	-	-	16	-	-	-	-	-	65	1	3	-	-	-	-
93	<i>Pompeius pompeius</i> (Latreille, [1824])	3	6	-	-	1	3	11	3	4	-	1	-	76	2	3	-	-	1	1
94	<i>Psoralis stacara</i> (Schaus, 1902)	10	3	3	6	3	17	2	-	-	-	-	-	2	-	-	1	-	-	-
95	<i>Quinta cannae</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-
96	<i>Remela renus</i> (Fabricius, 1798)	-	18	42	11	3	4	9	3	-	7	73	16	2	-	-	3	12	-	3
97	<i>Saliana longirostris</i> (Sepp, [1840])	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
98	<i>Sallana triangularis</i> (Kaye, 1914)	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
99	<i>Saturnus reticulata conspicuus</i> (E. Bell, 1941)	1	2	-	1	-	-	2	10	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	1
100	<i>Saturnus saturnus servus</i> Evans, 1955	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
101	<i>Sodalia coler</i> (Schaus, 1902)	1	-	3	-	2	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
102	<i>Styriodes</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
103	<i>Sucova sucova</i> (Schaus, 1902)	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-
104	<i>Synale hylaspes</i> (Stoll, 1781)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
105	<i>Thargella evansi</i> Biezanko & O. Mielke, 1973	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
106	<i>Thespieus castor</i> Hayward, 1948	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
107	<i>Thespieus vividus</i> (Mabille, 1891)	-	1	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-
108	<i>Thracides cleantes cleantes</i> (Latreille, [1824])	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
109	<i>Trynithia confua</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
110	<i>Vehilius celeus vetus</i> Mielke, 1969	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
111	<i>Vehilius clavicularia</i> (Plötz, 1884)	2	9	2	1	1	12	5	7	-	-	-	11	36	2	12	2	-	9	-
112	<i>Vehilius inca</i> (Scudder, 1872)	-	2	1	1	-	1	3	-	-	-	-	-	43	-	3	-	-	7	-
113	<i>Vettius artona</i> (Hewitson, 1868)	-	3	-	3	5	5	2	5	-	1	4	1	-	-	1	-	1	4	1
114	<i>Vettius diversa diversa</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	7	4	3	28	10	11	-	1	3	8	5	8	-	2	3	-	2	-	3
115	<i>Vinius letis</i> (Plötz, 1883)	-	-	4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	7	-	2	-	-
116	<i>Virga austrinus</i> (Hayward, 1934)	-	1	-	1	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
117	<i>Wallengrenia premnas</i> (Wallengren, 1860)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-
118	<i>Xeniades chalestra corna</i> Evans, 1955	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
119	<i>Xeniades orchamus</i> (Cramer, 1777)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
120	<i>Zariaspes mys</i> (Hübner, [1808])	-	-	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
121	<i>Zenis jebus jebus</i> (Plötz, 1882)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
30	Pyginae	21	94	85	33	33	22	59	17	21	42	50	40	37	5	21	28	70	30	94
122	<i>Achlyodes busirus rioja</i> Evans, 1953	1	1	-	1	1	1	8	2	1	1	-	2	1	1	-	-	-	1	7
123	<i>Achlyodes mithridates thraso</i> (Hübner, [1807])	1	14	3	1	-	1	6	3	3	-	4	5	4	1	3	-	-	3	4
124	<i>Anastrus sempternus simplicior</i> (Möschler, 1877)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
125	<i>Bolla catharina</i> (E. Bell, 1937)	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
126	<i>Burnsius orcus</i> (Stoll, 1780)	2	3	-	-	-	6	2	4	1	-	-	4	19	-	3	-	-	2	1
127	<i>Burnsius orcyonoides</i> (Giacomelli, 1928)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
128	<i>Campopleura auxo</i> (Möschler, 1879)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1

n	FAMILIA/Subfamilia/Espécie	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4	R5
129	<i>Carrhenes canescens pallida</i> Röber, 1925	5	36	22	17	12	3	5	1	1	9	35	24	5	-	9	7	15	3	13
130	<i>Chiomara mithrax</i> (Möschler, 1879)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-
131	<i>Diaeus lacaena</i> (Hewitson, 1871)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
132	<i>Ebrietas infanda</i> (A. Butler, 1877)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
133	<i>Gindanes brebisson</i> (Latreille, [1824])	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
134	<i>Gorgythion begga begga</i> (Prittwitz, 1868)	1	7	15	9	1	4	24	1	4	6	-	4	3	-	3	5	19	15	10
135	<i>Gorgythion</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
136	<i>Helias phalaenoides palpalis</i> (Latreille, [1824])	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
137	<i>Helioptes alana</i> (Reakirt, 1868)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
138	<i>Helioptes ochroleuca</i> (Zikán, 1938)	1	-	-	-	-	-	3	1	2	1	1	1	-	-	-	1	1	1	4
139	<i>Helioptes ornirina</i> (Butler, 1870)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	1	-
140	<i>Milanon leucaspis</i> (Mabille, 1878)	-	6	7	-	-	1	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	1	-	2
141	<i>Mylon maimon</i> (Fabricius, 1775)	-	1	3	-	-	-	1	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	9
142	<i>Nisoniades bipuncta</i> (Schaus, 1902)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
143	<i>Perus coecatus</i> (Mabille, 1891)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
144	<i>Polyctor polyctor polyctor</i> (Prittwitz, 1868)	-	-	14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
145	<i>Pythones lancea</i> (Hewitson, 1868)	3	-	1	-	7	1	-	-	3	7	-	-	-	-	1	6	2	1	19
146	<i>Sostrata bifasciata bifasciata</i> (Ménétriés, 1829)	1	10	19	1	8	3	1	1	3	11	4	-	-	1	2	5	32	-	10
147	<i>Staphylus chlorocephala</i> (Latreille, [1824])	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
148	<i>Theagenes dichrous</i> (Mabille, 1878)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
149	<i>Xenophanes tryxus</i> (Stoll, 1780)	2	1	-	4	1	-	8	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	7
150	<i>Zera hyacinthinus servius</i> (Plötz, 1884)	-	14	1	-	1	1	-	-	2	3	4	-	-	1	-	-	-	-	3
151	<i>Zera tetrastigma erisichthon</i> (Plötz, 1884)	-	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
2	Pyrrhopyginae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	8	-	-	-
152	<i>Granila paseas</i> (Hewitson, 1857)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	-	-
153	<i>Passova polemon</i> (Hopffer, 1874)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
2	Tagiadiinae	2	13	-	1	3	-	-	-	10	2	-	2	-	1	2	9	4	-	1
154	<i>Celaenorrhinus eligius punctiger</i> (Burmeister, 1878)	1	12	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	-	-	9	9	3	-	1
155	<i>Celaenorrhinus</i> sp.	1	1	-	1	2	-	-	-	9	2	-	1	-	1	2	-	1	-	-
58	LYCAENIDAE	16	31	17	20	19	18	27	8	14	84	49	60	31	33	24	18	42	26	38
2	Polyommatainae	1	1	-	2	-	1	4	1	3	-	-	-	12	-	6	-	-	-	-
156	<i>Hemiargus hannu hannu</i> (Stoll, 1790)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-
157	<i>Leptotes cassius cassius</i> (Cramer, 1775)	1	1	-	2	-	1	3	1	3	-	-	-	5	-	6	-	-	-	-
56	Theclinae	15	30	17	18	19	17	23	7	11	84	49	60	19	33	18	18	42	26	38
158	<i>Arawacus dolyias</i> (Cramer, 1777)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
159	<i>Arawacus ellida</i> (Hewitson, 1867)	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-
160	<i>Arawacus meliboeus</i> (Fabricius, 1793)	5	18	3	8	7	12	10	4	4	2	2	3	1	5	5	1	2	5	7
161	<i>Arawacus tadita</i> (Hewitson, 1877)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	2	1
162	<i>Arcais ducalis</i> (Westwood, 1852)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-
163	<i>Arzeca arza</i> (Hewitson, 1874)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-
164	<i>Arzeca nubium</i> (H.H. Druce, 1907)	-	-	-	4	-	1	-	-	-	19	-	15	-	7	-	1	13	1	-
165	<i>Arzeca taminella</i> (Schaus, 1902)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-	-	1
166	<i>Badecia badaca</i> (Hewitson, 1868)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	3	2	-	-	1	5	-	-	1
167	<i>Brangas silumena</i> (Hewitson, 1867)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
168	<i>Brevianta celestata</i> (Hewitson, 1874)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
169	<i>Calycopis caulonia</i> (Hewitson, 1877)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
170	<i>Calycopis gentilla</i> (Schaus, 1902)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
171	<i>Calycopis</i> sp.1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	6	3	5	3	2	1	-	5	4	-

n	FAMILIA/Subfamilia/Espécie	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4	R5
172	<i>Calycoptis</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
173	<i>Celmia uzza</i> (Hewitson, 1873)	-	-	-	-	-	-	1	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
174	<i>Chalybs chloris</i> (Hewitson, 1877)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
175	<i>Contrafacia imma</i> (Prittowitz, 1865)	-	-	-	-	-	1	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2
176	<i>Cyanophrys acaste</i> (Prittowitz, 1865)	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
177	<i>Cyanophrys amyntor</i> (Cramer, 1775)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	3	-	-	-	-	1
178	<i>Cyanophrys herodotus</i> (Fabricius, 1793)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	11	-	-	-	-	-	1
179	<i>Cyanophrys remus</i> (Hewitson, 1868)	1	-	2	-	-	-	-	-	-	4	2	3	1	-	4	1	1	2	2
180	<i>Denivia deniva</i> (Hewitson, 1874)	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
181	<i>Dicya carmica</i> (Hewitson, 1873)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	11	-	-	-	-	2	-	1
182	<i>Dicya dicaea</i> (Hewitson, 1874)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	23	23	3	-	4	1	-	1	1	-
183	<i>Dicya eumorpha</i> (Hayward, 1949)	-	-	-	1	2	-	1	-	-	1	2	1	-	-	-	-	-	1	-
184	<i>Hypostrymon asa</i> (Hewitson, 1868)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	1	-	-	1	-	1	-	-
185	<i>Ignata norax</i> (Godman & Salvin, 1887)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-
186	<i>Janthecla flosculus</i> (H. Druce, 1907)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-
187	<i>Kolana ergina</i> (Hewitson, 1867)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
188	<i>Kolana ligurina</i> (Hewitson, 1874)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
189	<i>Laothus phydela</i> (Hewitson, 1867)	1	-	2	-	3	1	2	-	-	1	-	-	2	-	1	1	1	1	2
190	<i>Magnastigma hirsuta</i> (Prittowitz, 1865)	1	3	-	-	-	-	-	1	-	2	3	2	1	1	1	-	1	1	1
191	<i>Ministrymon</i> sp.	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	6	-	1
192	<i>Nesiostrymon calchinia</i> (Hewitson, 1868)	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	1
193	<i>Nesiostrymon endela</i> (Hewitson, 1874)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	1	-	-	5	3
194	<i>Nicolaea cupa</i> (Druce, 1907)	-	-	2	-	-	1	-	-	-	2	-	-	1	-	-	-	-	2	-
195	<i>Nicolaea xorema</i> (Schaus, 1902)	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-
196	<i>Ocaria ocrisia</i> (Hewitson, 1868)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	3
197	<i>Ocaria thales</i> (Fabricius, 1793)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-
198	<i>Ostrinotes sophocles</i> (Fabricius, 1793)	1	-	1	-	-	-	1	-	-	4	-	1	-	1	-	1	-	-	3
199	<i>Panthiades hebraeus</i> (Hewitson, 1867)	1	4	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	1	1	-	-	-
200	<i>Parrhasius orgia</i> (Hewitson, 1867)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	1	1	-	1	-
201	<i>Parrhasius selika</i> (Hewitson, 1874)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	1	1	-	-	-
202	<i>Strophonota elika</i> (Hewitson, 1867)	-	-	-	-	2	-	1	-	-	4	1	1	-	4	-	2	7	1	4
203	<i>Strymon bazochii</i> (Godart, [1824])	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
204	<i>Strymon cardus</i> (Hewitson, 1874)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
205	<i>Strymon cestri</i> (Reakirt, [1867])	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	-	-	-	-	-	-
206	<i>Strymon megarus</i> (Godart, [1824])	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
207	<i>Strymon oreala</i> (Hewitson, 1868)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
208	<i>Strymon yoloa</i> (Reakirt, [1867])	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
209	<i>Thepytus thyrea</i> (Hewitson, 1867)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
210	<i>Thereus ortalus</i> (Godman & Salvin, 1887)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-
211	<i>Theritas triquetra</i> (Hewitson, 1865)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
212	<i>Tmolus echeon</i> (Draudt, 1920)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
213	<i>Ziegleria hesperitis</i> (A. Butler & H. Druce, 1872)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
133	NYMPHALIDAE	209	472	565	374	509	380	625	622	611	480	629	369	172	223	363	430	530	249	740
3	Apaturinae	2	18	8	-	5	8	2	7	2	-	1	4	-	-	-	5	-	-	3
214	<i>Doxocopa kallina</i> (Staudinger, 1886)	-	4	4	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
215	<i>Doxocopa laurentia laurentia</i> (Godart, [1824])	2	13	4	-	2	5	2	7	1	-	1	3	-	-	-	5	-	-	3
216	<i>Doxocopa zunilda zunilda</i> (Godart, [1824])	-	1	-	-	2	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22	Biblidinae	36	23	65	24	62	8	35	58	41	67	24	20	6	24	13	7	36	11	65

n	FAMILIA/Subfamilia/Espécie	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4	R5
217	<i>Biblis hyperia nectanabis</i> (Fruhstorfer, 1909)	1	-	2	1	-	-	-	1	4	2	13	1	-	-	-	-	-	-	1
218	<i>Callicore pygas eucale</i> (Fruhstorfer, 1916)	-	5	8	5	4	-	13	7	2	3	4	9	2	-	-	2	3	1	5
219	<i>Cydelis phaesyala</i> (Hübner, 1831)	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	1	1	2	2
220	<i>Diathria candrena candrena</i> (Godart, [1824])	1	1	-	1	-	1	-	-	7	-	1	2	2	-	1	-	1	-	-
221	<i>Diathria meridionalis</i> (Bates, 1864)	1	-	-	4	4	-	-	-	5	-	1	-	-	1	-	1	-	-	3
222	<i>Dynamine agacles agacles</i> (Dalman, 1823)	-	-	-	-	1	-	-	1	-	3	-	-	2	8	-	-	-	-	-
223	<i>Dynamine artemisia artemisia</i> (Fabricius, 1793)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-
224	<i>Dynamine athemon athemaena</i> (Hübner, [1824])	1	1	-	-	2	-	-	-	2	1	-	5	-	1	-	-	-	1	14
225	<i>Dynamine myrrhina</i> (Doubleday, 1849)	11	1	-	-	-	-	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	8
226	<i>Dynamine postverta postverta</i> (Cramer, 1779)	-	1	-	-	1	-	-	-	-	9	-	-	-	-	5	-	-	1	4
227	<i>Dynamine tithia tithia</i> (Hübner, [1823])	1	-	-	-	1	-	-	1	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	4
228	<i>Ectima thecia thecia</i> (Fabricius, 1796)	1	1	18	1	4	1	1	6	-	6	1	-	-	1	1	-	2	1	3
229	<i>Epiphile hubneri</i> Hewitson, 1861	-	2	2	2	5	2	3	2	1	2	-	-	-	1	1	-	3	1	3
230	<i>Epiphile orea orea</i> (Hübner, [1823])	2	1	4	6	-	2	2	-	3	3	2	-	-	2	1	-	2	1	-
231	<i>Eunica eburnea</i> Fruhstorfer, 1907	-	4	-	-	-	-	-	-	17	3	2	-	-	2	1	-	1	3	-
232	<i>Haematera pyrame pyrame</i> (Hübner, [1849])	2	-	2	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	2	3	-
233	<i>Hamadryas amphinome amphinome</i> (Linnaeus, 1767)	1	3	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	2	-	2
234	<i>Hamadryas epinome</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	4	4	26	3	8	-	8	33	-	13	1	2	-	2	2	-	11	1	8
235	<i>Hamadryas februa februa</i> (Hübner, [1823])	-	1	1	1	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
236	<i>Hamadryas forax forax</i> (Hübner, [1823])	-	1	1	1	1	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1
237	<i>Myscelia orsis</i> (Drury, 1772)	2	-	1	-	29	-	1	7	-	18	-	-	-	5	-	1	7	-	10
238	<i>Temenis laetiae meridionalis</i> Ebert, 1965	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	Charaxinae	1	9	4	1	-	-	6	-	3	-	1	-	-	-	-	-	3	-	1
239	<i>Archaeopreona amphinomachus pseudomeander</i> (Fruhstorfer, 1906)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
240	<i>Archaeopreona chalciope</i> (Hübner, [1823])	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
241	<i>Consul fabius drurii</i> (A. Butler, 1874)	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
242	<i>Memphis editha</i> (Comstock, 1961)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
243	<i>Prepona pylene pylene</i> Hewitson, 1854	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
244	<i>Zaretis strigosus</i> (Gmelin, [1790])	1	9	4	-	-	-	5	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
2	Cyrestinae	6	8	1	-	2	4	-	-	1	1	-	3	1	2	3	1	-	-	-
245	<i>Marpesia chiron marius</i> (Cramer, 1779)	-	1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
246	<i>Marpesia petreus petreus</i> (Cramer, 1776)	6	7	1	-	1	3	-	-	1	1	-	3	1	2	3	1	-	-	-
26	Danainae	42	125	269	163	245	186	133	162	90	283	407	67	13	26	159	326	364	34	394
247	<i>Aeria olena olena</i> Weymer, 1875	-	1	1	-	1	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
248	<i>Danaus erippus</i> (Cramer, 1775)	-	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	-	3	7	-	-	1	1	1
249	<i>Danaus gilippus gilippus</i> (Cramer, 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
250	<i>Dircenna dero dero</i> (Hübner, 1823)	1	7	3	16	3	3	14	5	1	15	11	2	-	-	6	9	23	-	18
251	<i>Episcada carcinia</i> Schaus, 1902	2	6	38	8	13	14	20	11	3	28	59	1	-	2	17	40	44	1	76
252	<i>Episcada clausina striposis</i> Haensch, 1909	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
253	<i>Episcada hymenaea hymenaea</i> (Prittwitz, 1865)	-	-	3	2	3	2	2	2	3	8	28	4	-	-	3	27	21	6	50
254	<i>Episcada philoclea</i> (Hewitson, [1855])	-	-	2	-	1	5	-	1	-	6	2	-	-	-	6	3	1	1	1
255	<i>Epytyches eupompe</i> (Geyer, 1832)	10	37	85	31	84	22	48	81	14	93	163	-	-	8	75	88	137	9	128
256	<i>Heterosais edessa</i> (Hewitson, [1855])	3	-	1	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	2	1	3
257	<i>Hyalena pascua</i> (Schaus, 1902)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
258	<i>Hypothesis euclea laphria</i> (E. Doubleday, 1847)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
259	<i>Hypothesis ninonia daeta</i> (Boisduval, 1836)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
260	<i>Ithomia agnosia zikani</i> D'Almeida, 1940	-	-	6	-	-	-	-	1	-	9	-	-	-	-	2	-	3	-	13

n	FAMILIA/Subfamilia/Espécie	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4	R5
261	<i>Ithomia drymo</i> Hübner, 1816	2	10	5	7	17	20	7	5	2	12	10	1	-	-	3	2	10	-	4
262	<i>Lycorea ilione ilione</i> (Cramer, 1775)	-	-	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1	-	2
263	<i>McClungia cymo salonina</i> (Hewitson, 1855)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
264	<i>Mechanitis lysimnia lysimnia</i> (Fabricius, 1793)	10	36	60	60	28	39	10	32	26	33	48	10	1	2	11	25	39	10	39
265	<i>Meinæa ludovica paraiya</i> Reakirt, 1866	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
266	<i>Methona themisto</i> (Hübner, 1818)	4	9	13	6	7	5	7	6	8	7	19	23	6	1	6	7	5	2	7
267	<i>Oleria aquata</i> (Weymer, 1875)	-	-	-	-	7	-	-	1	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
268	<i>Placidina euryanassa</i> (C. Felder & R. Felder, 1865)	3	-	6	17	8	29	-	2	5	6	9	1	1	3	3	42	51	2	4
269	<i>Pseudoscada erruca</i> (Hewitson, 1855)	6	5	17	1	29	12	2	3	11	64	41	1	-	1	21	61	21	-	45
270	<i>Pteronymia sylvo</i> (Geyer, 1832)	1	5	5	10	40	28	18	6	8	3	4	4	-	-	5	13	4	-	1
271	<i>Thyridia psidii cetoides</i> (Rosenberg & Tailbot, 1914)	-	6	6	3	3	4	2	5	4	-	-	2	1	1	1	-	1	1	1
272	<i>Tithorea harmonia pseudethra</i> A. Butler, 1873	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
18	Heliconiinae	48	148	99	105	55	61	166	140	115	44	95	125	31	76	105	23	39	53	151
273	<i>Actinote alalia</i> (C. Felder & R. Felder, 1860)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
274	<i>Actinote carycina</i> Jordan, 1913	4	4	3	1	-	-	10	6	3	2	-	8	8	29	24	2	4	1	25
275	<i>Actinote discrepans</i> D'Almeida, 1958	-	4	2	1	-	-	1	2	-	-	-	3	1	1	15	-	-	-	-
276	<i>Actinote genitrix</i> D'Almeida, 1922	3	2	-	2	-	1	17	8	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
277	<i>Actinote melanisans</i> Oberthür, 1917	5	6	2	8	2	4	21	18	8	-	1	8	6	5	2	1	5	4	5
278	<i>Actinote peleneae peleneae</i> Hübner, [1824]	7	4	-	7	-	1	7	4	6	-	-	-	-	-	1	1	-	-	1
279	<i>Actinote pyrria</i> (Fabricius, 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
280	<i>Agraulis vanillae maculosa</i> (Stichel, [1908])	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	7	7	3	3	-	-	2	2
281	<i>Dione juno juno</i> (Cramer, [1779])	3	-	-	1	-	1	3	1	-	1	2	4	1	2	7	-	-	-	-
282	<i>Dryas iulia alcionea</i> (Cramer, 1779)	2	26	9	18	2	4	17	7	4	5	16	24	4	4	12	2	3	3	5
283	<i>Eueides aliphera aliphera</i> (Godart, 1819)	5	18	7	6	13	4	26	5	25	1	9	3	-	8	1	1	1	1	28
284	<i>Eueides isabella dianasa</i> (Hübner, [1806])	-	-	1	-	-	-	3	14	1	7	3	15	1	3	9	-	-	3	10
285	<i>Eueides pavana Ménétrés</i> , 1857	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
286	<i>Euptoieta hegesia meridiania</i> Stichel, 1938	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
287	<i>Heliconius besckei Ménétrés</i> , 1857	2	8	8	2	3	-	8	9	3	3	5	11	2	1	8	1	10	1	15
288	<i>Heliconius erato phyllis</i> (Fabricius, 1775)	9	48	24	49	19	27	24	38	38	11	25	12	2	9	9	8	1	22	29
289	<i>Heliconius ethilla narcaea</i> Godart, 1819	5	28	42	10	15	15	27	26	24	13	33	29	3	9	12	7	15	16	28
290	<i>Philaethria wernickei</i> (Röber, 1906)	1	-	1	-	1	3	1	-	2	1	1	-	-	2	3	-	-	-	2
1	Libytheinae	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
291	<i>Libytheana carinenta</i> (Cramer, 1777)	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
10	Limentitidinae	1	15	16	9	10	4	39	33	60	3	7	4	1	3	4	3	7	10	37
292	<i>Adelpha falcipennis</i> Fruhstorfer, 1915	-	1	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
293	<i>Adelpha gavina</i> Fruhstorfer, 1915	-	-	4	-	-	-	2	1	26	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
294	<i>Adelpha hyas hyas</i> (Doyère, [1840])	-	-	-	1	1	-	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
295	<i>Adelpha iphicles ephesa</i> (Ménétrés, 1857)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3
296	<i>Adelpha mythra</i> (Godart, [1824])	1	9	7	6	7	4	24	9	12	2	7	-	1	1	2	3	7	2	22
297	<i>Adelpha politus</i> Hall, 1938	-	-	1	-	1	-	-	1	12	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
298	<i>Adelpha serpa serpa</i> (Boisduval, 1836)	-	1	-	-	-	-	1	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5
299	<i>Adelpha syma</i> (Godart, [1824])	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	7	3
300	<i>Adelpha thessalia indefecta</i> Fruhstorfer, 1913	-	4	4	1	1	-	9	7	7	-	-	3	-	-	-	-	-	-	3
301	<i>Adelpha zea</i> (Hewitson, 1850)	-	-	-	1	1	-	1	3	2	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-
18	Nymphalinae	46	56	12	47	42	34	69	46	92	29	6	70	52	51	33	55	23	25	26
302	<i>Anartia amathea roeselia</i> (Eschscholtz, 1821)	-	2	3	10	23	-	3	3	28	-	-	-	2	-	1	1	2	-	1
303	<i>Chlosyne lacinia saundersi</i> (Doubleday, [1847])	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
304	<i>Colobura dirce dirce</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

n	FAMILIA/Subfamilia/Espécie	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4	R5
305	<i>Eresia lansdorfi</i> (Godart, 1819)	1	6	2	3	3	5	2	2	3	5	5	3	-	1	1	13	10	-	9
306	<i>Eresia perna perna</i> Hewitson, 1852	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
307	<i>Hypanartia bella</i> (Fabricius, 1793)	1	-	1	1	1	-	-	1	9	-	-	1	1	-	-	1	-	-	3
308	<i>Hypanartia lethe</i> (Fabricius, 1793)	-	-	-	1	-	-	-	-	3	-	-	-	13	-	-	-	-	5	-
309	<i>Junonia evarete evarete</i> (Cramer, [1779])	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
310	<i>Ortilia dicoma</i> (Hewitson, 1864)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9	-	-	-
311	<i>Ortilia ithra</i> (Kirby, 1990)	3	-	-	2	2	-	3	1	9	1	-	-	-	10	6	-	1	-	1
312	<i>Ortilia orthia</i> (Hewitson, 1864)	-	-	-	2	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1
313	<i>Siproeta epaphus trayja</i> Hübner, [1823]	-	17	-	3	1	1	-	2	1	3	-	7	-	2	-	13	1	-	1
314	<i>Smyrna blomfieldia blomfieldia</i> (Fabricius, 1781)	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
315	<i>Tegosa claudina</i> (Eschscholtz, 1821)	4	15	4	14	1	16	1	6	1	13	1	58	2	36	20	2	1	10	9
316	<i>Tegosa orobia</i> (Hewitson, 1864)	28	15	-	5	6	10	53	28	24	7	-	-	2	-	-	-	-	1	-
317	<i>Telenassa teletusa</i> (Godart, [1824])	7	1	-	5	1	1	3	3	8	7	-	1	31	-	4	15	7	-	1
318	<i>Vanessa brazilensis</i> (Moore, 1883)	2	-	-	-	-	-	1	-	6	-	-	1	-	2	1	-	-	8	-
319	<i>Vanessa myrina</i> (Doubleday, 1849)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
27	Satyrinae	27	69	91	25	87	75	175	176	207	53	88	76	68	41	46	9	58	116	63
320	<i>Caligo arisbe</i> Hübner, [1822]	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
321	<i>Caligo marita</i> (Godart, [1824])	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
322	<i>Capronnieria galesus</i> (Godart, [1824])	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-
323	<i>Carminda paeon</i> (Godart, [1824])	-	-	-	1	8	-	11	2	-	1	-	-	-	-	1	3	1	8	4
324	<i>Cissia eous</i> (Butler, 1867)	-	-	-	-	-	-	2	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	1
325	<i>Cissia phronius</i> (Godart, [1824])	6	2	9	3	11	19	9	20	28	8	11	24	15	22	4	1	1	15	22
326	<i>Dasyophthalma creusa creusa</i> (Hübner, [1821])	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
327	<i>Eryphanis reevesii reevesii</i> (Doubleday, [1849])	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
328	<i>Eteona tisiphone</i> (Boisduval, 1836)	2	-	-	-	-	2	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	2
329	<i>Euptychoides castrensis</i> (Schaus, 1902)	2	-	-	-	-	-	4	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
330	<i>Forsterinaria necys</i> (Godart, [1824])	4	-	1	1	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
331	<i>Forsterinaria quantus</i> (Godart, [1824])	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
332	<i>Godartiana muscosa</i> (A. Butler, 1870)	-	16	68	4	20	17	31	33	7	22	28	1	-	3	4	1	27	3	10
333	<i>Guaianaza pronophila</i> (A. Butler, 1867)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
334	<i>Hermeuptychia</i> sp.	1	47	8	11	30	19	98	99	146	14	34	14	47	5	1	3	14	52	11
335	<i>Moneuptychia soter</i> (A. Butler, 1877)	7	2	2	5	8	16	18	7	20	7	11	34	5	10	8	1	1	34	12
336	<i>Morpho aega aega</i> (Hübner, [1822])	2	1	1	-	-	1	1	3	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
337	<i>Morphoanaxibia</i> (Esper, [1801])	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
338	<i>Morpho epistrophus catenaria</i> (Perry, 1811)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
339	<i>Morpho portis portis</i> (Hübner, [1821])	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
340	<i>Opoptera sulcius</i> (Staudinger, 1887)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
341	<i>Opsiphanes invirae amplificatus</i> Stichel, 1904	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
342	<i>Pareuptychia interfecta</i> (R.F. d'Almeida, 1952)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
343	<i>"Paryphthimoides grimon</i> (Godart, [1824])	2	1	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	6	-	-
344	<i>Præpedaliodes phanias</i> (Hewitson, 1862)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
345	<i>Taygetis ypthima</i> Hübner, [1821]	-	-	4	-	1	-	-	-	-	-	3	1	-	1	2	-	4	-	1
346	<i>Ypthimoides ordinaris</i> Freitas, Kaminski & Mielke 2012	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	PAPILIONIDAE	36	14	16	3	13	3	2	7	8	60	7	7	2	10	3	19	23	7	10
11	Papilioninae	36	14	16	3	13	3	2	7	8	60	7	7	2	10	3	19	23	7	10
347	<i>Battus polydamas polydamas</i> (Linnaeus, 1758)	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	2	1	-	-	-	-
348	<i>Battus polytictus polytictus</i> (A. Butler, 1874)	4	-	-	-	1	-	-	-	-	14	-	-	-	1	2	6	-	-	1
349	<i>Heraclides anchisiades capys</i> (Hübner, [1809])	2	2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	1	1	-	1	-	-	-

n	FAMILIA/Subfamilia/Espécie	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4	R5
350	<i>Heracides astyalus astyalus</i> (Godart, 1819)	-	2	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
351	<i>Heracides hectorides</i> (Esper, 1794)	1	8	12	3	10	2	2	5	4	7	5	3	1	5	-	-	8	6	5
352	<i>Heracides thoas brasiliensis</i> (Rothschild & Jordan, 1906)	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	-	2	1	3
353	<i>Mimoides lysithous lysithous</i> (Hübner, [1821])	24	1	3	-	1	-	-	2	1	6	-	1	-	-	-	7	4	-	-
354	<i>Parides agaveus</i> (Drury, 1793)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	1	-	1
355	<i>Parides anchises nephalion</i> (Godart, 1819)	5	-	-	-	1	-	-	-	-	29	-	-	-	-	-	4	8	-	-
356	<i>Parides bunichus bunichus</i> (Hübner, [1821])	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
357	<i>Pterourus scamander grayi</i> (Boisduval, 1836)	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	PIERIDAE	25	38	24	63	24	24	55	38	67	6	30	30	43	62	32	16	27	30	12
11	Coliadinae	8	16	14	15	14	12	10	10	48	2	4	13	30	17	8	1	3	25	6
358	<i>Aphrissa statira statira</i> (Cramer, 1777)	-	-	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
359	<i>Colias lesbia lesbia</i> (Fabricius, 1775)	3	-	-	2	-	1	21	2	-	-	-	-	21	9	-	-	-	3	-
360	<i>Eurema albula albula</i> (Cramer, 1775)	-	3	5	1	1	1	2	-	-	-	-	1	1	2	2	-	-	2	-
361	<i>Eurema arbela arbela</i> Geyer, 1832	2	4	1	-	1	1	1	1	-	-	-	1	-	4	1	-	-	-	1
362	<i>Eurema deva deva</i> (Doubleday, 1847)	-	-	-	-	-	-	1	-	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
363	<i>Eurema phiale paula</i> (Röber, 1909)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
364	<i>Phoebis argante argante</i> (Fabricius, 1775)	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
365	<i>Phoebis neocypris neocypris</i> (Fabricius, 1775)	3	-	1	1	-	-	-	-	4	2	-	2	-	1	-	-	1	-	1
366	<i>Phoebis philea philea</i> (Linnaeus, 1763)	-	-	-	-	1	5	-	-	3	-	-	3	1	-	4	-	2	-	-
367	<i>Phoebis marcellina</i> (Cramer, 1777)	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
368	<i>Pyrisitia leuce leuce</i> (Boisduval, 1836)	-	9	7	11	11	2	26	7	32	-	4	6	6	1	1	1	-	20	4
6	Dismorphiinae	2	9	2	5	9	-	-	-	13	-	-	-	-	-	2	4	7	-	2
369	<i>Dismorphia amphione astynome</i> (Dalman, 1823)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
370	<i>Dismorphia astyocha</i> Hübner, [1831]	1	-	2	-	3	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2	1	2	-	2
371	<i>Dismorphia thermesia thermesia</i> (Godart, 1819)	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
372	<i>Enantia clarissa</i> (Weymer, 1895)	-	9	-	4	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-
373	<i>Enantia limorina</i> (Felder & Felder, 1865)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
374	<i>Pseudopieris nehemia nehemia</i> (Boisduval, 1836)	-	-	-	1	6	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	Pierinae	15	13	8	43	1	12	5	28	6	4	26	17	13	45	22	11	17	5	4
375	<i>Archonias brassolis tereas</i> (Godart, 1819)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
376	<i>Catasticta bithys</i> (Hübner, [1831])	-	-	-	2	-	-	-	2	-	-	14	1	-	-	1	1	1	-	-
377	<i>Glutophrissa drusilla drusilla</i> (Cramer, 1777)	-	6	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
378	<i>Hesperocharis erota</i> (Lucas, 1852)	-	-	-	-	-	1	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
379	<i>Hesperocharis paranensis paranensis</i> Schaus, 1898	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	5	4	-	-	-	1	1
380	<i>Leptophobia aripa balidia</i> (Boisduval, 1836)	13	7	8	11	1	10	3	17	2	2	2	11	4	34	20	2	7	1	1
381	<i>Pereute swainsoni</i> (Gray, 1832)	1	-	-	29	-	-	-	7	-	2	10	5	1	1	1	8	7	2	2
382	<i>Tatochila autodice autodice</i> (Hübner, 1818)	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	3	6	-	-	-	2	-
383	<i>Theochila maenacte maenacte</i> (Boisduval, 1836)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
29	RIODINIDAE	16	7	2	15	32	9	44	20	152	12	15	22	4	9	23	23	41	33	14
2	Nemeobiinae	9	-	-	6	-	-	-	2	1	1	4	13	-	3	8	1	2	9	-
384	<i>Euselasia eucerus</i> (Hewitson, 1872)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
385	<i>Euselasia hygenius occulta</i> Stichel, 1919	9	-	-	6	-	-	-	2	1	1	4	12	-	3	8	1	2	8	-
27	Riodininae	7	7	2	9	32	9	44	18	151	11	11	9	4	6	15	22	39	24	14
386	<i>Adelotropa sejuncta</i> (Stichel, 1910)	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
387	<i>Anteros alicaeae</i> Dias & Siewert, 2014	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
388	<i>Barbicornis basilis mona</i> Westwood, 1851	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
389	<i>Brachyglenis drymo</i> (Godman & Salvin, 1886)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
390	<i>Chalodeta theodora</i> (C. Felder & R. Felder, 1862)	-	-	-	1	1	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1

n	FAMILIA/Subfamilia/Espécie	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4	R5
391	<i>Charis cadytis</i> Hewitson, 1866	-	3	-	-	-	-	30	1	1	-	3	5	-	1	1	3	1	10	2
392	<i>Chorinea icursis</i> (Fabricius, 1775)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
393	<i>Dachetola azora</i> (Godart, [1824])	-	3	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
394	<i>Emesis neermias</i> Hewitson, 1872	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
395	<i>Emesis ocyppore zelotes</i> Hewitson, 1872	-	-	-	-	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
396	<i>Emesis russula</i> Stichel, 1910	1	-	-	1	1	1	-	1	1	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-
397	<i>Eurybia pergaea</i> (Geyer, 1832)	-	-	-	8	9	1	-	1	133	-	-	-	-	-	1	15	1	-	-
398	<i>Ithomiola nepos</i> (Fabricius, 1793)	2	-	-	-	-	3	1	-	3	-	-	-	1	-	2	-	-	-	-
399	<i>Lasala agesilas agesilas</i> (Latreille, [1809])	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
400	<i>Lasala incoides</i> (Schaus, 1902)	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
401	<i>Melanis smithiae smithiae</i> (Westwood, 1851)	-	-	-	-	1	-	-	-	1	4	-	-	-	-	-	1	3	-	1
402	<i>Mesosemia acuta</i> Hewitson, 1873	-	-	-	-	2	-	-	2	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-
403	<i>Mesosemia odice</i> (Godart, [1824])	3	-	-	-	9	-	12	3	4	1	-	-	-	-	4	3	5	-	5
404	<i>Mesosemia rhodia</i> (Godart, [1824])	-	-	-	-	-	-	-	1	2	1	-	-	-	-	-	-	20	-	1
405	<i>Panara soana soana</i> Hewitson, 1875	-	-	2	-	2	3	-	2	-	2	6	1	-	1	2	-	4	2	-
406	<i>Pirascuca sagaris phrygiana</i> (Stichel, 1916)	-	-	-	-	-	-	-	-	3	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-
407	<i>Rhetus perianther eleusinus</i> Stichel, 1910	-	1	-	-	1	-	1	-	1	1	1	2	-	-	-	-	-	1	-
408	<i>Riodina lycisca lycisca</i> (Hewitson, [1853])	-	-	-	-	4	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-
409	<i>Stichelia bocchoris lycisca</i> (Hewitson, 1911)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	9	-
410	<i>Synargis paulistina</i> (Stichel, 1910)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-
411	<i>Synargis regulus</i> (Fabricius, 1793)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
412	<i>Theope thestris</i> Hewitson, 1860	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-

ANEXO 5

Anexo 5. Variação composicional entre pares de locais. Categorias: P= Parque, R= RPPNM, B= BNR. Local: Condomínio Bonarda (B1), Condomínio Nova Europa (B2), Condomínio Petrópolis (B3), Condomínio Pinelland (B4), Condomínio Villagio Verdi (B5), RPPNM Airumã (R1), RPPNM Bosque da Coruja (R2), RPPNM Geronasso (R3), RPPNM Umbará (R4), RPPNM Withers (R5), Bosque do Alemão (P1), Capão da Imbuia (P2), Bosque da Engenharia Florestal (P3), Bosque João Paulo II (P4), Parque Barigui (P5), Bosque Reinhard Maack (P6), Bosque Tatuquara (P7), Parque dos Tropeiros (P8), Zoológico Municipal (P9).

	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	B1	B2	B3	B4	B5	R1	R2	R3	R4
P2	0.69																	
P3	0.77	0.49																
P4	0.62	0.44	0.56															
P5	0.68	0.51	0.51	0.51														
P6	0.61	0.48	0.59	0.49	0.47													
P7	0.70	0.47	0.58	0.58	0.55	0.60												
P8	0.65	0.47	0.52	0.53	0.50	0.52	0.42											
P9	0.70	0.61	0.72	0.63	0.59	0.62	0.55	0.53										
B1	0.71	0.57	0.49	0.58	0.44	0.59	0.63	0.56	0.74									
B2	0.83	0.55	0.46	0.61	0.56	0.64	0.62	0.59	0.73	0.49								
B3	0.68	0.55	0.65	0.57	0.69	0.59	0.64	0.56	0.69	0.65	0.61							
B4	0.82	0.78	0.86	0.83	0.85	0.78	0.71	0.77	0.81	0.87	0.87	0.76						
B5	0.63	0.74	0.79	0.71	0.76	0.66	0.76	0.70	0.76	0.72	0.81	0.61	0.79					
R1	0.60	0.59	0.60	0.57	0.55	0.53	0.62	0.53	0.71	0.54	0.64	0.56	0.77	0.59				
R2	0.72	0.69	0.59	0.64	0.55	0.63	0.75	0.67	0.77	0.47	0.59	0.77	0.91	0.83	0.60			
R3	0.77	0.60	0.44	0.59	0.51	0.62	0.65	0.61	0.77	0.40	0.48	0.72	0.90	0.81	0.60	0.46		
R4	0.71	0.65	0.73	0.64	0.69	0.60	0.60	0.59	0.64	0.72	0.74	0.55	0.69	0.66	0.63	0.81	0.78	
R5	0.73	0.56	0.49	0.60	0.49	0.61	0.56	0.54	0.66	0.42	0.45	0.64	0.86	0.70	0.56	0.53	0.44	0.70