

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
ÁREA DE CONCENTRAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

FABIAN GUILLERMO GAVIRIA ORTIZ

**EFEITOS DA PAISAGEM URBANA SOBRE A DIVERSIDADE
FILOGENÉTICA DE HESPERIIDAE (LEPIDOPTERA) EM CURITIBA,
PARANÁ, BRASIL**

CURITIBA

2017

FABIAN GUILLERMO GAVIRIA ORTIZ

**EFEITOS DA PAISAGEM URBANA SOBRE A DIVERSIDADE
FILOGENÉTICA DE HESPERIIDAE (LEPIDOPTERA) EM CURITIBA,
PARANÁ, BRASIL**

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Área de Concentração em Entomologia, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientadora: Prof. Dr Olaf Hermann Hendrik Mielke.
Co-orientador: Prof. Dr. Eduardo Carneiro do Santos.

CURITIBA
2017

FABIAN GUILLERMO GAVIRIA ORTIZ

“Efeito da paisagem urbana sobre a diversidade filogenética de Hesperiidæ
(Lepidoptera) em Curitiba, Paraná, Brasil”

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de “Mestre
em Ciências Biológicas”, no Programa de Pós-graduação em Ciências
Biológicas, Área de Concentração em Entomologia, da Universidade Federal
do Paraná, pela Comissão formada pelos professores:



Prof. Dr. Olaf Hermann Hendrik Mielke (Orientador)
(UFPR)



Prof. Dr. Danilo Bandini Ribeiro
(UFMS)



Prof. Dr. André Andrian Padial
(UFPR)

Curitiba, 22 de junho de 2017.

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores Dr. Eduardo Carneiro, Dr. Olaf H. H. Mielke e Dra Mirna Martins Casagrande por acreditar e apoiar este processo sempre brindando profissionalismo, experiência e amizade. O crescimento nestes dois anos foi exponencial, não só no nível profissional se não também pessoal.

À minha família pelo apoio brindado em cada fase de minha vida e amor incondicional.

A minha namorada Alejandra e sua família pelo amor e acompanhamento nestes anos.

Aos amigos do Laboratório de Estudos de Lepidoptera Neotropical e seus acompanhantes, Diego Dolibaina, Fabio Luis dos Santos, Fernando Dias, Gabriela Leviski, Janaina Silva, Johan Perez, Lucy Mila Salik, Luziany Queiroz, Martha Cecilia Erazo, Monica Piovesan, Ricardo Siewert, Sabrina Santos, Thamara Zacca e Wildio Ikaro Santos. Pela amizade e incontáveis momentos compartilhados, além dos aportes e acompanhamento na fase de coletas e identificações.

Ao Programa de Pós-graduação em Entomologia do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná (UFPR), aos professores, colegas e todas as pessoas que conheci no Brasil durante estes dois anos que fizeram a alegria de minha passagem por este lindo país.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudo.

*“Devemos considerar cada partícula de
biodiversidade inestimável, insubstituível, enquanto
aprendemos a usá-la e a compreender o que
significa para a humanidade”.*

Edward O. Wilson

RESUMO

A urbanização é um dos causadores de fragmentação dos ecossistemas, desencadeando um efeito negativo sobre a biodiversidade, reduzindo a área total de ambientes naturais e isolando-os entremeio a uma matriz de habitats diferente da original. Estes efeitos têm sido avaliados usando diferentes parâmetros da diversidade, mas são poucos os trabalhos que os consideram em uma perspectiva filogenética. Desta forma o objetivo principal do trabalho foi avaliar os efeitos da fragmentação sobre a diversidade filogenética das borboletas da família HesperIIDae, utilizando o mosaico urbano da cidade de Curitiba como modelo. Foram realizadas coletas com rede entomológica em oito fragmentos urbanos entre os meses de setembro de 2015 a abril de 2016 totalizando 56 horas/rede por fragmento. Um índice taxonômico e cinco índices filogenéticos foram estimados para fazer comparações de diversidade alfa e beta entre os fragmentos amostrados. Por último, as métricas de beta-diversidade foram ordenadas com MDS para então ser correlacionadas com variáveis da paisagem urbana em três escalas diferentes (*buffers* de 250, 500 e 750m). Coletou-se um total de 1449 indivíduos de 103 espécies, cuja cobertura amostral taxonômica e filogenética variou entre 83% e 93.8%. Embora tenham diferido na abundância, a riqueza de espécies não diferiu entre os fragmentos. Os demais índices, no entanto, não apresentaram uniformidade nos resultados obtidos. A maioria dos fragmentos apresentou uma estrutura filogenética aleatória, embora um agrupamento filogenético tenha sido significativo em três fragmentos (**MPD**) e a sobredispersão filogenética foi significativa em apenas um deles (**MNTD**). Três variáveis da paisagem se mostraram correlacionadas com a diversidade: área do fragmento, área pavimentada e conectividade, em geral quando representadas pelas escalas menores (250 e 500m) e por índices que representam a estrutura filogenética das assembleias. Estes fragmentos urbanos compreendem aproximadamente 46% das espécies de HesperIIDae registradas para o município, abrigando portanto, uma importante fração da fauna do município. Estes resultados sugerem que os fragmentos urbanos podem abrigar uma alta diversidade, embora as influências locais da paisagem afetem a estruturação filogenética de seus organismos. Fatores como o tamanho do fragmento, a conectividade e a urbanização estão correlacionados com características evolutivas presentes na diversidade de assembleias de HesperIIDae, modificando não apenas a presença ou ausência de espécies, mas de linhagens evolutivas como um todo. Compreender como os fatores evolutivos e ecológicos interagem para influenciar os

padrões atuais de diversidade resulta de grande importância para dilucidar processos causados pela fragmentação urbana.

Palavras-chaves: fragmentação urbana, filogenia, escalas da paisagem, hesperídios, urbanização.

ABSTRACT

Urbanization is one of the major causes of ecosystem fragmentation, triggering a negative effect on biodiversity, leading to a reduction of the total area of natural environments and isolating them into a different habitat matrix respect to the original one. The effects of these modifications have been evaluated by different parameters of diversity, but the studies that make an approach on an phylogenetic perspective are few. Considering this, the main objective of this work was to evaluate the effects of habitat fragmentation on the phylogenetic diversity of the butterflies of the family Hesperidae, using as a model an urban mosaic of the city of Curitiba. Collections with entomological network were carried out in eight urban fragments between September 2015 and April 2016, with a total effort of 56 hours/network per fragment. For comparisons of alpha and beta diversity among the fragments sampled, was used taxonomic and phylogenetic indexes. Finally, the beta-diversity metrics were ordered with MDS and then correlated with urban landscape variables in three different scales (buffers of 250, 500 and 750m). A total of 1449 individuals were collected from 103 species, whose taxonomic and phylogenetic sample coverage ranged from 83% to 93.8%. Although they differed in abundance, the richness of species did not differ among the urban fragments. The other indexes did not show uniformity in the results obtained. Most of the fragments presented a random phylogenetic structure, although a phylogenetic clustering was significant in three fragments (MPD) and phylogenetic over dispersion was significant in only one (MNTD). Three variables of the landscape were correlated with diversity: fragment area, paved area and connectivity, generally when represented by the smaller scales (250 and 500m) and by indexes that represent the phylogenetic structure of the assemblages. These urban fragments comprise approximately 46% of the Hesperidae species of the municipality, sheltering, therefore, an important fraction of the fauna of the municipality. These results suggest that urban fragments may possess a higher diversity, although local landscape influences affect the phylogenetic structuring of their organisms. Factors such as fragment size, connectivity, and urbanization are correlated with evolutionary features present in the diversity of Hesperidae assemblages, modifying not only the presence or absence of species but also the evolutionary lineages as a whole. Understanding how an evolutionary and ecological factor interacts and their influence on current patterns of diversity is of great importance in elucidating processes that are products of urban fragmentation.

Keywords: urban fragmentation, phylogeny, landscape scales, skipper, urbanization.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	15
2.1 Área de estudo	15
2.2 Amostragem	15
2.3 Medidas biológicas	15
2.4 Medidas de paisagem.....	17
2.5 Relação entre as variáveis de paisagem e métricas de diversidade	18
2.6 Árvore filogenética	19
3. RESULTADOS	19
3.1 Relação entre as variáveis da paisagem e diversidades	20
4. DISCUSSÃO	21
4.1 Diversidade e estrutura filogenética em fragmentos urbanos.....	21
4.2 Escala.....	24
4.3 Variáveis da paisagem urbana	24
4.4 Conservação da paisagem urbana.....	26
5. CONCLUSÕES	28
6. REFERÊNCIAS	29
7. ANEXOS	38

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Mapa de Curitiba com os fragmentos de amostragem.....	38
Figura 2. <i>Buffers</i> Zoológico municipal e Parque Barigui.....	39
Figura 3. <i>Buffers</i> Bosque dos Tropeiros e Bosque Reinhard Maack.....	40
Figura 4. <i>Buffers</i> Bosque Capão da Imbuia e Bosque João Paulo II.....	41
Figura 5. <i>Buffers</i> Bosque Alemão e Tatuquara.....	42
Figura 6. Filogenia de Hesperiidæ nos fragmentos urbanos com suas respectivas abundâncias por espécie..	43
Figura 7. Riqueza e abundância de Hesperiidæ nos fragmentos urbanos.....	44
Figura 8. Diversidade taxonômica implementando os números de Hill nos diferentes fragmentos urbanos.	45
Figura 9. Diversidade filogenética implementando os números de Hill nos diferentes fragmentos urbanos.	46
Figura 10. Comparação da diversidade taxonômica e filogenética utilizando a metodologia de números de Hill na mesma cobertura amostral com um intervalo de confiança de 84%.....	47
Figura 11. Ordenação dos fragmentos urbanos com os diferentes índices de diversidade beta.	48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Medidas da paisagem em cada fragmento amostrado, medidos em hectares (ha) e metros (m) nas três escalas de 250m, 500m, e 750m..	49
Tabela 2. Espécies de Hesperiidæ nos Fragmentos urbanos de Curitiba, Brasil.....	50
Tabela 3. Índices de diversidade taxonômica e filogenética de Hesperiidæ em fragmentos urbanos de Curitiba.....	53
Tabela 4. Modelos nulos com os índices MPD e MNTD	54
Tabela 5. Diversidade beta taxonômica com o método Bray-Curtis.....	54
Tabela 6. Diversidade beta filogenética com o método de números de Hill para q0 phylo-Sørensen.....	54
Tabela 7. Diversidade beta filogenética com o método de números de Hill para q1 phylo-Horn.	55
Tabela 8. Diversidade beta filogenética com o método de números de Hill para q2 phylo-Morisita-Horn.....	55
Tabela 9. Diversidade beta filogenética com o método MPD	55
Tabela 10. Diversidade beta filogenética com o método MNTD	56
Tabela 11. Relação das variáveis ambientais e os índices de diversidade beta taxonômica e filogenética.....	57

1. INTRODUÇÃO

Com o avanço da urbanização e da agricultura, muitas das áreas destinadas para conservação da biodiversidade se transformam em pequenos fragmentos geograficamente isolados por uma matriz de habitats diferentes da original (Wilcove *et al.* 1986). Nestes, a maioria das espécies está mais exposta aos efeitos derivados do isolamento das populações locais, como a interrupção do fluxo gênico, embora estejam vulneráveis a outros tipos de impacto (Fahrig 2003). Como consequência, cada unidade da paisagem é única e importante para a manutenção da diversidade regional (Freitas 2010), onde é importante considerar certos parâmetros para a delimitação destas unidades, como a proporção de habitats naturais e artificiais, ou quais destes habitats modificados são adequados para as espécies nativas, assegurando que os habitats inclusos dentro das reservas sejam adequados para permitir a sobrevivência dos organismos (Barranco-León de las Nieves *et al.* 2016).

Apesar dos fragmentos atualmente formarem a paisagem predominante em grande parte do mundo, em determinados locais como nas cidades, eles podem sofrer impactos antrópicos ainda mais elevados (Johnson *et al.* 2015). Diante desta situação, se faz necessário quantificar o impacto da urbanização sobre os padrões de diversidade, para fazer com que o conhecimento sobre este fenômeno possa ser utilizado para propor medidas que permitam conservar a maior parcela possível de diversidade (Lim & Sodhi 2004; Marzluff *et al.* 2001; Oreja *et al.* 2010). Apesar de serem relativamente pequenos e sofrerem de alta interferência antrópica e uso público, tais áreas podem apresentar características semelhantes às florestas naturais, mesmo que constituam uma pequena fração. Sua existência e manutenção devem ser amplamente valoradas já que representam um importante pilar na conservação da biodiversidade além de cumprir muitos papéis ecológicos (Ribeiro *et al.* 2013).

Todos estes efeitos da modificação do bosque podem diferir, seja com respeito dos componentes da diversidade (taxonômica ou filogenética) ou conforme escalas espaciais locais (diversidade α) e regionais (β -diversidade). Esta complexidade dificulta nossa compreensão de padrões de biodiversidade subtropical e tropical em paisagens florestais modificados por humanos (Grass *et al.* 2015). Por esta razão, utilizar de maneira comparativa, as espécies, as características e as estruturas filogenéticas permite oferecer um potencial revelador de detalhes essenciais que podem atuar

simultaneamente na estruturação das assembleias de espécies (Pavoine & Bonsall 2011), permitindo observar como a relação evolutiva entre as espécies interfere na estrutura de suas assembleias em fragmentos altamente impactados pelo homem.

Um dos principais grupos usados para quantificar as mudanças produto da fragmentação são as borboletas (Leidner 2009). Além de cumprir com atributos como alta diversidade, fácil amostragem e taxonomia relativamente bem documentada (Brown 1997; Brown & Freitas 2000; Brown Jr 1991; Kremen 1994; Kremen *et al.* 1993; Lewinsohn *et al.* 2005), são habitantes comuns dos espaços urbanos (Ramírez-Restrepo *et al.* 2015; Warren & Bourn 2011) com evidentes efeitos sobre suas assembleias e populações, produtos da urbanização (Clark *et al.* 2007; Ruzsczyk 1986; Ruzsczyk & Araujo 1992). Todas estas características permitem ser um grupo amplamente utilizado para avaliar os efeitos da fragmentação urbana sobre as assembleias (Brown & Freitas 2002; Öckinger *et al.* 2009; Soga *et al.* 2015; Soga & Koike 2012; Wang Wei *et al.* 2016; Williams 2011). Na região Neotropical, um dos grupos que melhor predizem a riqueza e as mudanças deste tipo de distúrbio é a família HesperIIDae os quais compreendem um conjunto mais diversificado de espécies, em comparação, por exemplo, às borboletas frugívoras (Brown & Freitas 2000; Carneiro *et al.* 2014).

Compreendendo a importância dos fragmentos urbanos e suas dinâmicas para manter as assembleias, o objetivo foi avaliar os efeitos da fragmentação urbana sobre a diversidade filogenética das borboletas da família HesperIIDae em um mosaico urbano na cidade de Curitiba, Paraná, Brasil, testando as seguintes hipóteses: 1. Diferentes fragmentos urbanos diferem quanto à diversidade taxonômica e filogenética de HesperIIDae; 2. As variáveis da paisagem em escalas menores têm relações com assembleias de HesperIIDae; 3. Tamanho do fragmento, conectividade e urbanização são responsáveis por influenciar distintas métricas da diversidade taxonômica e filogenética das assembleias.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Curitiba, estado do Paraná, região sul do Brasil, reconhecida por apresentar uma grande quantidade de áreas verdes constituídas de parques, áreas florestais e fragmentos distribuídos na cidade. O município ocupa uma área de 432,17 km² dos quais 43,69% correspondem a florestas urbanas (Grise *et al.* 2017). Está localizado no primeiro planalto paranaense, com altitude média em relação ao nível do mar de 934,6 m e clima subtropical úmido segundo a classificação de Köppen (Grise *et al.* 2017). Foram escolhidos oito fragmentos urbanos dentro do perímetro municipal para a realização das amostragens, uma vez que estas localidades representam diferentes características de paisagem dentro cidade (tamanho, cobertura, área verde, entre outras), sendo elas: Bosque Alemão (**Al**), Bosque Capão da Imbuia (**CIm**), Bosque dos Tropeiros (**Tro**), Bosque João Paulo II (**BPa**), Bosque Reinhard Maack (**Ma**), Bosque Tatuquara (**Tat**), Parque Barigui (**Bar**) e Zoológico Municipal (**Zoo**) (Figura 1, Tabela. 1).

2.2 Amostragem

Foram realizadas coletas com rede entomológica ao longo dos fragmentos de setembro de 2015 a abril de 2016. Cada fragmento foi amostrado durante quatro dias em total por dois pesquisadores entre 9:30 até 16:30 horas, totalizando 56 horas/rede por fragmento. O material coletado foi preparado, etiquetado e identificado com auxílio de literatura especializada, de especialistas e comparações com exemplares identificados da Coleção Entomológica Padre Santiago Moure – Lepidoptera (DZUP), onde posteriormente foram depositados os exemplares.

2.3 Medidas biológicas

Antes de prosseguir com métricas de diversidade filogenética, alguns parâmetros das assembleias foram calculados como descritores a fim de verificar se os fragmentos diferem em suas métricas de diversidade. Riqueza e abundância foram apresentadas e utilizou-se a metodologia proposta por (Chao & Jost 2012) para estimar a diversidade alfa obtida de cada fragmento, levando em conta suas diferenças de cobertura de amostral. Os autores sugerem um método baseado em números de Hill, cujas três

medidas de diversidade (riqueza de espécies **q0**, diversidade de Shannon **q1** e diversidade de Simpson **q2**) colocadas em um único contexto, permitem a observação e comparação direta do papel da proporção de espécies raras na detecção de padrões de diversidade de assembleias (Chao *et al.* 2016b). Assim é possível avaliar mudanças em diferentes componentes da diversidade biológica individualmente.

Paralelamente, o mesmo conjunto de medidas foi tomado, no entanto, adicionando um componente filogenético sobre a composição das assembleias. Esta metodologia, proposta por (Chao *et al.* 2010), substitui o conceito de espécies raras por ramos raros, e utiliza-se com a mesma abordagem metodológica baseada em números de Hill, ou seja: **q0** (PD de Faith) não se considera as abundâncias; **q1**, transformação monotônica da entropia filogenética HP (Allen *et al.* 2009), isto é, o tamanho do ramo total, que considera o peso de cada ramo em proporção da abundância de todas as espécies que descendem dele; e **q2**, transformação monotônica da entropia quadrática de Rao Q (Rao 1982), isto é, o tamanho do ramo proporcionalmente considerado em função da abundância de ramos dominantes e diminuição da importância (peso) de ramos raros (Chao *et al.* 2016a).

Além de se tratar da mesma abordagem metodológica, todos estes índices extraídos são comparados sobre igual cobertura amostral, isto é, são desconsideradas as diferenças de eficiência amostral empregada nos diferentes fragmentos amostrais. Utilizou-se como parâmetro de comparação o dobro de abundância de indivíduos coletados no parque com menor cobertura amostral, onde se detectou as magnitudes das diferenças entre fragmentos (Chao & Jost 2012). As médias são acompanhadas de um intervalo de confiança de 84%, que representa visualmente a significância estatística de diferenças na diversidade alfa (MacGregor-Fors & Payton 2013).

Adicionalmente, foram calculadas métricas de diversidade beta para cada um dos fragmentos. A diversidade beta taxonômica foi representada pelo índice de Bray-Curtis, uma modificação do índice de Sørensen, mas que levam em conta as abundâncias relativas das espécies (Magurran 2004). Para diversidade filogenética foram selecionados os índices análogos aos de diversidade taxonômica alfa, uma vez baseados em números de Hill (Chao *et al.* 2016a). Para diversidade beta, no entanto, **q0** equivale a “phylo-Sørensen”, **q1** a “phylo-Horn” e **q2** a “phylo-Morisita-Horn”, onde **q0** assume apenas as incidências das espécies (presenças e ausências) e **q1** a medida de

superposição medida das assembleias incorpora as filogenias para N-assembleias e, **q2** a medida de similitude N-assembleias incorporar as filogenias para N assembleias.

Finalmente, foi possível identificar se os fragmentos apresentam diferenças em valores que representam agrupamentos ou sobredispersões filogenéticas nas assembleias amostradas. Os índices Mean phylogenetic distance (**MPD**) e Mean Nearest Taxon Distance (**MNTD**, (Webb *et al.* 2002) representam esta métrica, onde o primeiro é mais sensível sobre as mudanças na base da filogenia, enquanto o **MNTD** detecta mudanças mais relacionadas aos ramos terminais da filogenia (Webb & Losos 2000). As mesmas métricas (**MPD** e **MNTD**) foram novamente tomadas, mas em uma abordagem de diversidade beta, ou seja, comparadas a cada par de fragmentos. Para calcular estes índices é necessário gerar modelos nulos para determinar se as diferenças observadas são estatisticamente diferentes de resultados que poderiam ser obtidos ao acaso (Vilchis 2000). Valores positivos deste índice indicam que as espécies dentro da assembleia estão mais relacionadas que o esperado ao acaso (agrupamento filogenético), enquanto os valores negativos indicam que as espécies estão menos relacionadas que o esperado ao acaso (sobredispersão filogenética) (Ortiz 2013).

2.4 Medidas de paisagem

Para relacionar o grau de fragmentação urbana com as assembleias em diferentes escalas, foram achados parâmetros da paisagem circundante para cada fragmento amostrado, sendo desenhados *buffers* de 250, 500 e 750 metros de raio baseados em imagens de satélite do Google Earth (Google 2016). A partir destas imagens, com ajuda do programa Qgis (QGIS Development Team 2014), foram produzidos polígonos representando as medidas variáveis da paisagem (Figura 2, Figura 3, Figura 4, Figura 5, Tabela 1) relativas a:

- Áreas florestais (AF): somatória em hectares (ha) de todos os polígonos onde foram encontrados fragmentos florestais, possuindo estrato arbóreo com um mínimo de 400 m².
- Áreas verdes abertas e campos (AAC): somatória em hectares (ha) de todos os polígonos onde foram encontradas áreas cobertas por gramíneas em geral, como jardins, canteiros, praças de recreação e áreas verdes de lazer.

- Área pavimentada (AP): somatória em hectares (ha) de todos os polígonos de espaço cujo solo era coberto por concreto, asfalto ou construções.
- Áreas com corpos de água (ACA): somatória em hectares (ha) de todos os polígonos de espaço que tinham corpos de água.
- Área do fragmento (A): área total em hectares (ha) do fragmento florestal amostrado.
- Perímetro do fragmento (Pe): comprimento em metros (m) do contorno dos fragmentos de amostragem.
- Distância ao círculo verde da cidade (Dist): distância em metros (m) mais curta entre o centro do fragmento de amostragem até o cinturão verde que contorna a cidade.
- Isolamento médio do fragmento (ISTf): média das distâncias tomadas entre o fragmento estudado e todos os fragmentos vizinhos (Ripple *et al.* 1991).
- Proporção de áreas de conexão (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).
- Dimensão fractal (Dfr): estimado pela inclinação da reta de regressão entre o logaritmo da área pelo logaritmo do perímetro de todos os fragmentos que compõem o mosaico da paisagem (Krummel *et al.* 1987). Índice que mede a complexidade das formas dos fragmentos.
- Cobertura de extrato arbóreo (Cob): média de quadrículas representando entrada de luminosidade no interior da floresta, estimada com densiômetro manual, tomando esta medida a cada 100 metros no transecto amostrado e em cada fragmento.

2.5 Relação entre as variáveis de paisagem e métricas de diversidade

Por fim, para estabelecer se as medidas de paisagem modificam a estrutura das assembleias, testou-se esta relação utilizando o envfit disponível em pacote vegan (Oksanen *et al.* 2013). Este teste correlaciona a ordenação espacial das assembleias com matrizes de variáveis preditoras. Neste caso, foram utilizados os índices de beta diversidade: taxonômica (Bray-Curtis) e filogenética (phylo-Sørensen, phylo-Horn, phylo-Morisita-Horn, MPD e MNTD) para representar a estrutura das assembleias. Já as variáveis da paisagem foram calculadas em três diferentes escalas 250, 500 e 750m e, portanto testadas independentemente a fim de verificar qual escala de paisagem apresenta correlações significativas com maior frequência. A ordenação das assembleias

foi realizada com análises de escalonamento multidimensional (**MDS**), baseadas nos diferentes índices beta mencionados anteriormente.

As análises foram realizadas em ambiente RStudio (R Development Core Team 2017) utilizando os pacotes iNEXT, iNETX-PD (Hsieh *et al.* 2016), picante (Kembel *et al.* 2010) e, vegan (Oksanen *et al.* 2013).

2.6 Árvore filogenética

A hipótese filogenética utilizada neste estudo está baseada nas propostas de (Warren *et al.* 2009) e (Sahoo *et al.* 2016) para os grandes grupos (subfamílias e tribos), sendo adicionados arranjos taxonômicos baseados em (Mielke 2005) e na literatura taxonômica recente do grupo, a exemplo de (Carneiro *et al.* 2014). Como não há comprimentos de ramos ainda disponíveis para a filogenia de HesperIIDae, e pouco se desenvolveu sobre estimativas da idade média de seus principais clados, os comprimentos de ramos foram transformados a fim de formar uma árvore ultramétrica (Figura 6).

3. RESULTADOS

No total foram amostrados 1149 indivíduos representando 103 espécies de três subfamílias de HesperIIDae (Tabela 2): HesperIIDae (n=979, S=64), Pyrginae (n=208, S=23); e Eudaminae (n=162, S=16). Destas, apenas 31 indivíduos de três espécies não foram identificados até o nível de espécie, e portanto não foram incluídos nas análises.

Embora a abundância em diferentes fragmentos tenha sido distinta, não foram identificadas diferenças relevantes na riqueza em nenhum dos fragmentos (Figura 7). A pequena diferença na riqueza estimada, portanto, deve ser justificada pela cobertura amostral, que variou entre 83% a 93.8% (Tabela 3).

As curvas de interpolação e extrapolação da diversidade taxonômica para os diferentes **q** dos fragmentos são, em geral, similares, salvo medidas de diversidade usualmente mais altas em **Ma** seguido de **Tro**, **Al**, e **Zoo** (Figura. 8). No entanto, as diferenças na diversidade taxonômica entre fragmentos tornam-se mais evidentes quanto maior é o peso dado para a presença de espécies raras, e.g. **q1**, **q2** (Figura 8). O

mesmo padrão é observado quando as medidas de diversidade incluem informações filogenéticas (Figura. 9). Isto é, a diferença de diversidade entre os fragmentos é mais evidente conforme o aumento do valor de **q**. Por outro lado, o uso de métricas taxonômicas e filogenéticas diferem quanto aos valores de diversidade dos fragmentos em si, atribuindo diferentes interpretações sobre fragmentos mais ou menos diversos, especialmente quando calculados em **q1** e **q2**. O maior fragmento amostral (**Zoo**), por exemplo, apresentou maior diversidade filogenética, embora tenha uma diversidade taxonômica mediana, comparado aos demais fragmentos (Figura 10).

A estrutura filogenética das assembleias é claramente agrupada em fragmentos como **Zoo**, **Tat** e **CIm**. Nestes locais, registraram-se espécies com maior peso filogenético (espécies basais), suportando os altos valores de **MPD**. Em contraposição, o fragmento **Al**, apresentou o menor valor de diversidade filogenética, enquanto seus perfis de diversidade se mostraram constantemente altos desconsiderando o peso filogenético das espécies. Curiosamente, o índice **MNTD** mostrou valores muito semelhantes entre os fragmentos, exceto para o fragmento **Al**, onde indicou um agrupamento filogenético significativamente maior nas espécies registradas (Tabela 3, Tabela 4).

Similarmente, as métricas de beta diversidade permitiram observar novas diferenças nos padrões de diversidade, demonstrando novamente que os diferentes índices filogenéticos e taxonômicos respondem de formas distintas às diferenças entre fragmentos (Tabela 5, Tabela 6, Tabela 7, Tabela 8, Tabela 9, Tabela 10). Não observou-se nenhum padrão na ordenação dos fragmentos, utilizando os diferentes índices. Além disso, dois dos índices empregados (**MPD** e **q2** Phylo Morisita- Horn) não puderam ser resolvidos por métricas de NMDS, que evidentemente acabaram por gerar soluções degeneradas para sua ordenação. (Figura 11). Entretanto, fragmento de maior área (**Zoo**) apresentou assembleias frequentemente mais distintas (e.g. valores de beta diversidade mais altos) quando utilizados os índices taxonômicos e filogenéticos com respeito da maioria dos fragmentos.

3.1 Relação entre as variáveis da paisagem e diversidades

As correlações realizadas com as variáveis da paisagem tiveram resultados diferenciados em função da escala e do índice empregado. Quando mensuradas em uma escala de 750m, as assembleias de Hesperiidæ não se mostraram correlacionadas a

nenhuma variável da paisagem. No entanto, nas escalas de 500 e 250m, as assembleias de Hesperiidæ responderam significativamente a mudanças na conectividade e no tamanho de áreas pavimentadas. Tais relações foram demonstradas apenas quando a beta diversidade foi estimada utilizando Bray-Curtis (taxonômica) e **MNTD**, ou seja, as diferenças nas assembleias são expressas por relações entre espécies próximas na matriz urbanizada em pequenas escalas. Adicionalmente, a área do fragmento (**A**) também se mostrou correlacionada com agrupamentos filogenéticos das espécies que compõem a assembleia (Tabela 11).

4. DISCUSSÃO

4.1 Diversidade e estrutura filogenética em fragmentos urbanos

Embora seja uma temática relativamente recente, a adoção de métricas filogenéticas para identificar mudanças na estrutura de assembleias já foi investigada em diferentes contextos, incluindo em estudos de fragmentação (Andrade *et al.* 2015; Cisneros *et al.* 2015; Grass *et al.* 2015; Matos *et al.* 2017; Santos *et al.* 2010). No entanto, quanto à fragmentação urbana, este fenômeno ainda é pouco explorado limitando-se a estudos com vegetação (Knapp *et al.* 2008, 2012). Este trabalho é uma das primeiras abordagens que demonstra como a fragmentação urbana afeta não somente a estrutura taxonômica das assembleias, assim como também modifica sua estruturação filogenética. Conhecendo estas relações, é possível ter uma perspectiva mais avançada de como as assembleias se organizam dentro das cidades e como o relacionamento entre as espécies e sua história evolutiva também produz diferentes processos. Por essa razão ter uma perspectiva filogenética pode dar conhecimento do papel da história evolutiva na diversidade de espécies, fornecendo uma ideia da relação dos diferentes processos que afetam a interação de espécies e o conjunto das assembleias (Webb *et al.* 2002; Whitfeld *et al.* 2012).

Diversos estudos de meta-comunidades revisam trabalhos onde se aborda a relação entre a paisagem urbana e a estruturação de assembleias, especialmente envolvendo índices de diversidade que incluem riqueza e abundância (McIntyre 2000; McKinney 2008; Wang Wei *et al.* 2016). Como esperado, muitos deles demonstram que a diversidade tende ao decréscimo quanto maior é o efeito de urbanização. Entretanto, índices como riqueza, por exemplo, nem sempre são indicativos para detectar mudanças

ambientais (Fiedler & Truxa 2012). No presente estudo, a riqueza entre os fragmentos não variou, sequer para indicar diferenças entre fragmentos cujo tamanho pode ser 100 vezes maior que outro. Estudos envolvendo fragmentação, embora realizados em outros tipos de paisagem, tem encontrado resultados semelhantes (Ribeiro *et al.* 2008, 2012; Uehara-Prado *et al.* 2007). Desta forma, é possível inferir que grupos com grande diversidade de espécies, como os insetos, podem não necessariamente ter sua riqueza de espécies influenciada pelos efeitos da fragmentação urbana, uma vez que o desaparecimento de espécies típicas de ambientes conservados pode dar lugar ao aparecimento de espécies generalistas.

Ressalva-se, no entanto, que as aproximações de riquezas são dependentes da cobertura amostral. Para este estudo essa cobertura amostral foi consideravelmente alta (superior aos 80%) permitindo fazer a comparação no mesmo nível amostral com estimativas mais próximas da realidade temporal (Chao *et al.* 2014; Hsieh & Chao 2017) e permitindo perceber as diferenças nas medidas de diversidade com estimativas das assembleias e distribuição das abundâncias mais informativas.

Por outro lado, a abundância em si tem sido quantificada como uma variante em função de processos de fragmentação, como demonstrado para as borboletas (Ribeiro *et al.* 2012). Portanto, se a abundância de borboletas como um todo varia conforme fatores da paisagem local, espera-se que os índices de diversidade que dão maior peso para as abundâncias também identifiquem diferenças nas assembleias com maior precisão. O comportamento dos índices calculados, tanto taxonômicos quanto filogenéticos, corroborou esta sensibilidade, mostrando que índices que oferecem maior peso para as abundâncias (**q1** e **q2**) também detectam maiores diferenças entre os fragmentos.

Contudo, estas diferenças se mostram ainda mais evidentes quando a história evolutiva das espécies é também inserida no contexto. A adição de dados filogenéticos torna-se uma ferramenta especialmente importante, pois relaciona aspectos evolutivos à coexistência de espécies, ou seja, quando caracteres compartilhados evolutivamente influenciam diretamente nas dinâmicas populacionais das espécies na natureza (Cadotte & Tucker 2017; Chesson 2000). Por isso a maior facilidade de observar diferenças nas métricas de diversidade filogenética é quando são atribuídos valores de abundância. As abundâncias relativas dos HesperIIDae em fragmentos urbanos devem refletir dinâmicas populacionais de espécies que se beneficiam ou não dos gradientes promovidos pelas

alterações urbanas, possivelmente provocadas por mudanças na disponibilidade de plantas hospedeiras ou de alterações da paisagem que interfiram com o comportamento de vôo dos adultos (p.ex. mobilidade, disponibilidade de néctar). Sobretudo a indicação de uma estrutura filogenética agrupada ou sobredispersa sugere uma evidência importante dos efeitos da fragmentação urbana sobre a composição de espécies que habitam nestes fragmentos. A sobredispersão é fenômeno comumente associado à baixa co-ocorrência de linhagens filogeneticamente próximas, oriundas de fenômenos como competição (Mayfield & Levine 2010) e colonização (Li *et al.* 2015). Embora grande parte dos fragmentos urbanos estudados tenham demonstrado valores aleatórios, três dos fragmentos se destacaram por apresentar estrutura filogenética indicando sobredispersão das espécies. Estes fragmentos em geral são todos de tamanho pequeno, estão localizados em regiões mais centrais e com pouca conectividade com outros fragmentos florestais, sugerindo alto impacto da matriz urbana. Tais padrões poderiam ser justificados, portanto, pela competição de linhagens filogeneticamente próximas pela mesma planta hospedeira, uma vez que as linhagens basais de Hesperidae são conservadores quanto ao uso de plantas hospedeiras (Warren *et al.* 2009) ou pelo fato de pequenos fragmentos estarem sujeitos a processos mais frequentes de colonização (Li *et al.* 2015).

Contraditoriamente, um único resultado de agrupamento filogenético também foi encontrado para um fragmento, no entanto este utilizando métricas que dão mais peso aos ramos terminais da filogenia (MNTD). Tais agrupamentos filogenéticos são consequências de filtros ambientais sobre estas assembleias (Cadotte & Tucker 2017; Godoy *et al.* 2014; Graham *et al.* 2009; Kraft *et al.* 2015; Parmentier *et al.* 2014), ou seja, de elementos bióticos ou abióticos que limitam a presença de uma grande diversidade de linhagens. Este resultado pode ser consequência da similaridade do uso de recursos por espécies proximamente relacionadas (e.g. congênicas), seja de plantas hospedeiras ou néctar (Warren *et al.* 2009). Além disso, espera-se que a, baixa riqueza vegetal ou baixa heterogeneidade presente em fragmentos urbanos reduza também a diversidade filogenética de organismos herbívoros, segundo demonstrado por (Pellissier *et al.* 2013). No entanto, a identificação dos diferentes processos que podem estar ocorrendo nestes fragmentos requer melhores observações sobre a bionomia e ecologia das espécies.

4.2 Escala

Naturalmente, a escolha da escala da paisagem mensurada é de fundamental importância para detecção dos mais diversos padrões ecológicos (Egerer *et al.* 2017; Jackson & Fahrig 2015). A influência da escala espacial já foi demonstrada em estudos de estrutura filogenética de assembleias (Cavender-Bares *et al.* 2006; Swenson *et al.* 2007; Willis *et al.* 2010), incluindo nas respostas dos índices filogenéticos à urbanização (Knapp *et al.* 2012). No presente estudo os resultados demonstraram que as assembleias amostradas respondem a escalas consideradas pequenas (abaixo de 500m), ou seja, estas assembleias relacionam-se com condições da paisagem efetivamente locais, similarmente ao encontrado para borboletas frugívoras em fragmentos rurais (Ribeiro *et al.* 2012). No entanto, cabe ressaltar que as variações de escala também podem estar relacionadas ao grau de mobilidade dos organismos amostrados (Boscolo & Metzger 2009; Cisneros *et al.* 2016) e que diferentes grupos taxonômicos podem ter diferentes respostas em diferentes escalas (Andrén 1994; Jackson & Fahrig 2015). Diversos grupos de invertebrados, incluindo grupos de alta mobilidade como abelhas, borboletas e joaninhas, apresentam respostas multi-escala, ou apenas para escalas grandes, e.g. >1000 m (Clark *et al.* 2007; Egerer *et al.* 2017), sugerindo que um alto poder de mobilidade favorece a detecção destes padrões em escalas grandes. Neste caso, muitas espécies de Hesperíidae possuem alta capacidade de voo, e um grande clado, alimenta-se de gramíneas ou outros grupos de monocotiledôneas (Warren *et al.* 2009) as quais são extremamente comuns em ambientes antropizados (Díaz & Elcoro 2009). Contudo, ao mesmo tempo, formam um grupo de tamanho corporal pequeno, ocasionalmente territorial, visitante comum de flores e jardins e, como as demais borboletas, sua diversidade depende fundamentalmente da presença de sua planta hospedeira para completar seu ciclo de vida (Koh & Sodhi 2004). Por isso, é provável que o alto grau de antropização das matrizes dos ambientes urbanos pode ser determinante para que grupos com alta mobilidade, como este, responda apenas a escalas reduzidas, tornando-os ainda mais dependentes de fatores locais, como a presença de sua planta hospedeira.

4.3 Variáveis da paisagem urbana

Tamanho e conectividade de fragmentos são logicamente fatores bastante importantes para a conservação das espécies, especialmente em ambientes urbanos cuja

matriz é muito contrastante com ambientes naturais. A relação da área do fragmento com a diversidade de espécies é uma forte relação ecológica, já referenciada desde o desenvolvimento da teoria da biogeografia de ilhas (Macarthur & Wilson 1967), posteriormente verificada também para fragmentos urbanos (Ramírez-Restrepo & MacGregor-Fors 2017). Sabe-se que a perda de área é uma das principais consequências da fragmentação afetando diretamente as dinâmicas populacionais e estruturas das assembleias (Fahrig 2003). Contudo, parâmetros como a riqueza de espécies, composição, diversidade taxonômica e algumas medidas de diversidade filogenética nem sempre são afetadas pelas diferenças nos tamanhos dos fragmentos urbanos (Arroyo-Rodríguez *et al.* 2012). Neste estudo, a área do fragmento se mostrou especialmente importante ao modificar o agrupamento filogenético das espécies, um fenômeno até então não observado. Isto é, as diferenças nos tamanhos de fragmentos urbanos devem promover também diferenças nas organizações filogenéticas das assembleias, dado o potencial distinto de diferentes linhagens em se adaptar a fragmentos pequenos ou grandes. As áreas relativamente maiores de reservas florestais podem abrigar uma maior diversidade de linhagens, dado à manutenção de altas populações e espécies mais viáveis com menores riscos de extinção, maior diversidade de microhábitats com grande quantidade de nichos ecológicos apoiando a sobrevivência de mais espécies (Macarthur & Wilson 1967; Simberloff 1974). Fragmentos menores devem restringir os tamanhos populacionais e permitir com que apenas certas parcelas de linhagens se estabeleçam, em especial àquelas que apresentam características ecológicas favoráveis (Bolger *et al.* 2000; Turner 1996).

Adicionalmente, a conectividade entre os fragmentos se mostrou determinante também sobre a estrutura evolutiva das assembleias de HesperIIDae. A conectividade entre fragmentos está relacionada com a dinâmica da colonização de espécies (Lizée *et al.* 2012), quando as zonas urbanas limitam o acesso de recursos de alta qualidade (e.g. barreiras física, redução de área e espécies hospedeiras), afetando negativamente a mobilidade e preferência de hábitat das espécies que se encontram nos fragmentos (Bergerot *et al.* 2010; Olivier *et al.* 2016). Portanto, se a estrutura filogenética das assembleias de HesperIIDae está relacionada à conectividade entre fragmentos, é possível inferir que existam condições evolutivas em determinadas linhagens que facilitam seus processos de colonização. Identificar estas características seria um passo

importante para, no futuro, estabelecer estratégias de manejo que potencializem os processos de colonização de insetos em paisagens urbanas tropicais.

Complementarmente à conectividade, a extensão de áreas pavimentadas também afeta a diversidade filogenética das assembleias, sobretudo na co-ocorrência de suas linhagens. O aumento das características urbanas, como os edifícios, as estradas e a pavimentação afetam a proximidade filogenética das espécies presentes em fragmentos muito isolados por esta matriz, fenômeno similar ao discutido para fragmentos de tamanho pequeno. A intensidade de paisagens urbanizadas tem sido demonstrada como um fator afetando a diversidade de borboletas em vários estudos (Blair & Launer 1997; Clark *et al.* 2007; Dover & Settele 2009; Lee & Kwon 2012; Ruszczyk & Araujo 1992), apesar de nenhum deles incluir informações filogenéticas em suas análises. Medidas como plantar árvores e aumentar espaços verdes ao redor dos parques urbanos, especialmente em fábricas e indústrias de grande porte pode diminuir a intensidade da urbanização sobre as assembleias naturais, melhorando a biodiversidade e qualidade de vida das populações nas áreas urbanas (Lee *et al.* 2015).

4.4 Conservação da paisagem urbana

O registro de 103 espécies da família HesperIIDae em áreas urbanas de Curitiba é bastante representativo em comparação com estudos feitos na mesma cidade com esforços amostrais comparáveis. Bonfanti *et al.* ((Bonfanti *et al.* 2011) por exemplo listaram 46 espécies para dois parques urbanos (Barreirinha e Jardim Botânico) enquanto (Pereira *et al.* 2015) registraram 27 espécies em dois fragmentos florestais de quatro e dois hectares no Centro Politécnico da Universidade Federal do Paraná. O baixo número de espécies capturadas nestes fragmentos reflete um menor esforço amostral. No entanto, estes dois estudos aportam seis espécies que não foram registradas neste trabalho (*Quinta cannae* (Herrich-Schäffer, 1869), *Gindanes brebisson* (Latreille, [1824]), *Cynea melius* (Geyer, 1832), *Vettius marcus marcus* (Fabricius, 1787), *Wallengrenia premnas* (Wallengren, 1860) e *Zenis jebus jebus* (Plötz, 1882)) totalizando juntamente com esse estudo 109 espécies de HesperIIDae para os ecossistemas urbanos amostrados em Curitiba, representando o 46% das espécies de hesperídeos registradas para o município (Perez *et al.* no prelo.). Estes dados indicam que estas zonas urbanas abrigam uma importante representação da fauna para o município (McDonnell & Pickett 1990; Miller & Hobbs 2002), onde a posterior esta

preservação poderia aumentar a diversidade destas áreas, implementando áreas de conservação com uma combinação de parques urbanos e áreas florestais fragmentadas (Koh & Sodhi 2004)

No entanto, nas zonas urbanas, a conservação ou restauração de grandes áreas bem como de sua conectividade, é especialmente dificultosa devido aos altos custos envolvidos. Portanto, melhorar a qualidade do hábitat (aumentar a heterogeneidade do hábitat e abundância de recursos como flores e jardins) pode ser uma alternativa mais efetiva e realista para preservar a biodiversidade nas áreas urbanas (Soga & Koike 2012). Para muitos insetos como os Hesperidae, um contexto urbano composto por mosaico com muitos jardins e fragmentos florestais pequenos pode diminuir o impacto sobre a dinâmica de suas metapopulações, aumentando sua área de ocupação e conectividade entre fragmentos (Bergerot *et al.* 2011).

Muitas cidades, como Curitiba, ainda apresentam uma relativa quantidade de áreas verdes circundantes a fragmentos maiores, estes frequentemente sendo unidades de conservação municipais (Ribeiro *et al.* 2013). Tais áreas são usualmente áreas de preservação permanente particulares, mantidas por legislação própria, matas ciliares, terrenos não ocupados ou constantemente alagados. Contudo, esta paisagem é irregularmente distribuída em diferentes regiões da cidade, sendo usualmente mais comuns em bairros periféricos e mais escassa próximo aos bairros centrais (Grise *et al.* 2017). Isto faz com que diferentes regiões da cidade possam abrigar assembleias com composições distintas. Para insetos, como os Hesperidae, maiores índices de conectividade permitem uma maior diversidade de linhagens, poder sair a explorar novas áreas em procura de recursos, sendo beneficiadas pela composição de áreas de floresta na cidade de Curitiba. Uma vez que perto de 79% das áreas de conectividade na cidade são particulares (Grise *et al.* 2017), releva-se a importância de políticas públicas que beneficiem e estimulem seus proprietários a favor de sua manutenção e ampliação. Uma estratégia para incrementar estas áreas seria incentivar a implementação de jardins perto de áreas de fragmento que beneficiaria grupos com alta mobilidade ajudando a dispersão e colonização, permitindo permear os fatores da paisagem urbana que dificultam o movimento em estes grupos (Egerer *et al.* 2017).

5. CONCLUSÕES

Apesar de encontrar um efeito da paisagem sobre a diversidade filogenética, o município de Curitiba ainda possui um número relevante de espaços verdes, o que permite ter uma alta dinâmica ecológica e consequentemente a manutenção de uma grande quantidade de espécies.

Estes resultados demonstram como a fragmentação urbana interfere não só sobre a composição das assembleias, senão também sobre sua estruturação filogenética, das quais a área, a conectividade e a urbanização estão correlacionadas, principalmente em escalas locais. Em zonas urbanas, a manutenção de fragmentos florestais deve ser tão importante quanto à perpetuação de áreas verdes em seu entorno. Desta forma, deve-se enfatizar o estímulo sócio-político de instrumentos que permitam a criação de ampliação de áreas verdes áreas particulares no entorno de parques, que potencializem as dinâmicas de colonização das espécies e complementem a diversidade da paisagem urbana.

Já há uma grande quantidade de artigos publicados avaliando as diferenças na detecção de padrões de diversidade taxonômica e filogenética, destacando a importância e complementaridade entre estas com outros componentes da diversidade (Chave *et al.* 2007; Cisneros *et al.* 2016; Grass *et al.* 2015; Hawkins 2010; Hawkins & DeVries 2009; Jin *et al.* 2015). Trabalhar as diferentes métricas da diversidade permite ter uma visão mais ampla do que está acontecendo na paisagem urbana e verificar as variáveis que estão afetando as assembleias. Conhecer estes aspectos vai permitir elaborar estratégias para minimizar o impacto da fragmentação e a recuperação de zonas com baixa diversidade.

6. REFERÊNCIAS

- Allen, B., Kon, M. & Bar-Yam, Y. (2009) A new phylogenetic diversity measure generalizing the shannon index and its application to phyllostomid bats. *The American Naturalist* 174, 236–243.
- Andrade, E.R., Jardim, J.G., Santos, B.A., Melo, F.P.L., Talora, D.C., Faria, D. & Cazetta, E. (2015) Effects of habitat loss on taxonomic and phylogenetic diversity of understory Rubiaceae in Atlantic forest landscapes. *Forest Ecology and Management* 349, 73–84.
- Andrén, H. (1994) Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71, 355–366.
- Arroyo-Rodríguez, V., Cavender-Bares, J., Escobar, F., Melo, F.P.L., Tabarelli, M. & Santos, B.A. (2012) Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. *Journal of Ecology* 100, 702–711.
- Barranco-León de las Nieves, M., Luna-Castellanos, F., Vergara, C.H. & Badano, E.I. (2016) Butterfly Conservation within Cities: A Landscape Scale Approach Integrating Natural Habitats and Abandoned Fields in Central Mexico. *Tropical Conservation Science* 9, 607–628.
- Bergerot, B., Fontaine, B., Julliard, R. & Baguette, M. (2011) Landscape variables impact the structure and composition of butterfly assemblages along an urbanization gradient. *Landscape Ecology* 26, 83–94.
- Bergerot, B., Fontaine, B., Renard, M., Cadi, A. & Julliard, R. (2010) Preferences for exotic flowers do not promote urban life in butterflies. *Landscape and Urban Planning* 96, 98–107.
- Blair, R.B. & Launer, A.E. (1997) Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological Conservation* 80, 113–125.
- Bolger, D.T., Suarez, A.V., Crooks, K.R., Morrison, S.A. & Case, T.J. (2000) Arthropods in Urban Habitat Fragments in Southern California: Area, Age, and Edge Effects. *Ecological Applications* 10, 1230–1248.
- Bonfanti, D., Leite, L.A.R., Carlos, M.M., Casagrande, M.M., Mielke, É.C. & Mielke, O.H.H. (2011) Butterflies's richness in two urban parks in Curitiba Parana, Brazil. *Biota Neotropica* 11, 247–253.
- Boscolo, D. & Metzger, J.P. (2009) Is bird incidence in Atlantic forest fragments influenced by landscape patterns at multiple scales? *Landscape Ecology* 24, 907–918.
- Brown Jr, K.S. (1991) Conservation of Neotropical Environments: Insects as Indicators. In: N. M. Collins and J. A. Thomas (Eds), *The Conservation of Insects and their Habitats*. Academic Press, pp. 349–404.

- Brown, K.S. (1997) Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* 1, 25–42.
- Brown, K.S. & Freitas, A.V.L. (2000) Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. *Biotropica* 32, 934–956.
- Brown, 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, 217–231.
- Cadotte, M.W. & Tucker, C.M. (2017) Should Environmental Filtering be Abandoned? *Trends in Ecology & Evolution* 32, 429–437.
- Carneiro, E., Mielke, O.H.H., Casagrande, M.M. & Fiedler, K. (2014) Community Structure of Skipper Butterflies (Lepidoptera, Hesperidae) along Elevational Gradients in Brazilian Atlantic Forest Reflects Vegetation Type Rather than Altitude. *PLoS One* 9, e108207.
- Cavender-Bares, J., Keen, A. & Miles, B. (2006) Phylogenetic Structure of Floridian Plant Communities Depends on Taxonomic and Spatial Scale. *Ecology* 87, S109–S122.
- Chao, A., Chiu, C.-H. & Jost, L. (2010) Phylogenetic diversity measures based on Hill numbers. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 365, 3599–3609.
- Chao, A., Chiu, C.-H. & Jost, L. (2014) Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 45, 297–324.
- Chao, A., Chiu, C.-H. & Jost, L. (2016a) Phylogenetic Diversity Measures and Their Decomposition: A Framework Based on Hill Numbers. In: R. Pellens and P. Grandcolas (Eds), *Biodiversity Conservation and Phylogenetic Systematics*. Topics in Biodiversity and Conservation. Springer International Publishing, pp. 141–172.
- Chao, A., Chiu, C.-H. & Jost, L. (2016b) Statistical challenges of evaluating diversity patterns across environmental gradients in mega-diverse communities. *Journal of Vegetation Science* 27, 437–438.
- Chao, A. & Jost, L. (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology* 93, 2533–2547.
- Chave, J., Chust, G. & Thébaud, C. (2007) The importance of phylogenetic structure in biodiversity studies. *Scaling biodiversity*, 151–167.
- Chesson, P. (2000) Mechanisms of Maintenance of Species Diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, 343–366.

- Cisneros, L.M., Fagan, M.E. & Willig, M.R. (2015) Effects of human-modified landscapes on taxonomic, functional and phylogenetic dimensions of bat biodiversity. *Diversity and Distributions* 21, 523–533.
- Cisneros, L.M., Fagan, M.E. & Willig, M.R. (2016) Environmental and spatial drivers of taxonomic, functional, and phylogenetic characteristics of bat communities in human-modified landscapes. *PeerJ* 4.
- Clark, P.J., Reed, J.M. & Chew, F.S. (2007) Effects of urbanization on butterfly species richness, guild structure, and rarity. *Urban Ecosystems* 10, 321–337.
- Díaz, P. & Elcoro, S. (2009) Plantas colonizadoras en áreas perturbadas por la minería en el Estado Bolívar, Venezuela. *Acta Botánica Venezuelica* 32, 453–466.
- Dover, J. & Settele, J. (2009) The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation* 13, 3–27.
- Egerer, M.H., Arel, C., Ootshi, M.D., Quistberg, R.D., Bichier, P. & Philpott, S.M. (2017) Urban arthropods respond variably to changes in landscape context and spatial scale. *Journal of Urban Ecology* 3.
- Fahrig, L. (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34, 487–515.
- Fiedler, K. & Truxa, C. (2012) Species richness measures fail in resolving diversity patterns of speciose forest moth assemblages. *Biodiversity and Conservation* 21, 2499–2508.
- Freitas, A.V.L. (2010) Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre as borboletas. *Biota Neotropica* 10, 53–57.
- Godoy, O., Kraft, N.J.B. & Levine, J.M. (2014) Phylogenetic relatedness and the determinants of competitive outcomes. *Ecology Letters* 17, 836–844.
- Google (2016) Google Earth. Available from: <https://earth.google.com/web/@32.62772415,129.73800311,14.26782372a,19042.8768222d,35y,0h,0t,0r> (May 20, 2017).
- Graham, C.H., Parra, J.L., Rahbek, C. & McGuire, J.A. (2009) Phylogenetic structure in tropical hummingbird communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 Suppl 2, 19673–19678.
- Grass, I., Brandl, R., Botzat, A., Neuschulz, E.L. & Farwig, N. (2015) Contrasting Taxonomic and Phylogenetic Diversity Responses to Forest Modifications: Comparisons of Taxa and Successive Plant Life Stages in South African Scarp Forest. *PLoS One* 10.
- Grise, M.M., Biondi, D. & Araki, H. (2017) A floresta urbana da cidade de Curitiba-PR. *Floresta* 46, 425–438.

- Hawkins, B.A. (2010) Multiregional comparison of the ecological and phylogenetic structure of butterfly species richness gradients. *Journal of Biogeography* 37, 647–656.
- Hawkins, B.A. & DeVries, P.J. (2009) Tropical Niche Conservatism and the Species Richness Gradient of North American Butterflies. *Journal of Biogeography* 36, 1698–1711.
- Hsieh, T.C. & Chao, A. (2017) Rarefaction and Extrapolation: Making Fair Comparison of Abundance-Sensitive Phylogenetic Diversity among Multiple Assemblages. *Systematic Biology* 66, 100–111.
- 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, 1451–1456.
- Jackson, H.B. & Fahrig, L. (2015) Are ecologists conducting research at the optimal scale? *Global Ecology and Biogeography* 24, 52–63.
- Jin, Y., Qian, H. & Yu, M. (2015) Phylogenetic Structure of Tree Species across Different Life Stages from Seedlings to Canopy Trees in a Subtropical Evergreen Broad-Leaved Forest. *PLOS ONE* 10, e0131162.
- Johnson, A.L., Tauzer, E.C. & Swan, C.M. (2015) Human legacies differentially organize functional and phylogenetic diversity of urban herbaceous plant communities at multiple spatial scales. *Applied Vegetation Science* 18, 513–527.
- Kembel, S.W., Cowan, P.D., Helmus, M.R., Cornwell, W.K., Morlon, H., Ackerly, D.D., Blomberg, S.P. & Webb, C.O. (2010) Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26, 1463–1464.
- Knapp, S., Dinsmore, L., Fissore, C., Hobbie, S.E., Jakobsdottir, I., Kattge, J., King, J.Y., Klotz, S., McFadden, J.P. & Cavender-Bares, J. (2012) Phylogenetic and functional characteristics of household yard floras and their changes along an urbanization gradient. *Ecology* 93, S83–S98.
- Knapp, S., Kühn, I., Schweiger, O. & Klotz, S. (2008) Challenging urban species diversity: contrasting phylogenetic patterns across plant functional groups in Germany. *Ecology Letters* 11, 1054–1064.
- Koh, L.P. & Sodhi, N.S. (2004) Importance of Reserves, Fragments, and Parks for Butterfly Conservation in a Tropical Urban Landscape. *Ecological Applications* 14, 1695–1708.
- Kraft, N.J.B., Adler, P.B., Godoy, O., James, E.C., Fuller, S. & Levine, J.M. (2015) Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology* 29, 592–599.
- Kremen, C. (1994) Biological Inventory Using Target Taxa: A Case Study of the Butterflies of Madagascar. *Ecological Applications* 4, 407–422.

- Kremen, C., Colwell, R.K., Erwin, T.L., Murphy, D.D., Noss, R.F. & Sanjayan, M.A. (1993) Terrestrial Arthropod Assemblages: Their Use in Conservation Planning. *Conservation Biology* 7, 796–808.
- Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., O'Neill, R.V. & Coleman, P.R. (1987) Landscape Patterns in a Disturbed Environment. *Oikos* 48, 321–324.
- Lee, C.M. & Kwon, T.S. (2012) Characterization of the Butterfly Community of a Fragmented Urban Forest, Hongneung Forest. *Korean Journal of Applied Entomology*, 317–323.
- Lee, C.M., Park, J.W., Kwon, T.-S., Kim, S.-S., Ryu, J.W., Jung, S.J. & Lee, S.K. (2015) Diversity and density of butterfly communities in urban green areas: an analytical approach using GIS. *Zoological Studies* 54, 4.
- Leidner, A.K. (2009) *Butterfly conservation in fragmented landscapes*. North Carolina State University. Available from: <http://search.proquest.com/openview/de4942207be34bd0e27707becead972b/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750&diss=y> (June 1, 2017).
- Lewinsohn, T.M., Freitas, A.V.L. & Prado, P.I. (2005) Conservation of Terrestrial Invertebrates and Their Habitats in Brazil. *Conservation Biology* 19, 640–645.
- Li, S., Cadotte, M.W., Meiners, S.J., Hua, Z., Jiang, L. & Shu, W. (2015) Species colonisation, not competitive exclusion, drives community overdispersion over long-term succession. *Ecology Letters* 18, 964–973.
- Lim, H.C. & Sodhi, N.S. (2004) Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning* 66, 199–215.
- 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, 159–169.
- Macarthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) *The Theory of Island Biogeography*. REV-Revised. Princeton University Press. Available from: <http://www.jstor.org/stable/j.ctt19cc1t2>.
- MacGregor-Fors, I. & Payton, M.E. (2013) Contrasting Diversity Values: Statistical Inferences Based on Overlapping Confidence Intervals. *PLOS ONE* 8, e56794.
- Magurran, A.E. (2004) *Measuring Biological Diversity*. Wiley.
- Marzluff, J., Bowman, R. & Donnelly, R. (2001) *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Springer Science & Business Media.
- Matos, F.A.R., Magnago, L.F.S., Gastauer, M., Carreiras, J.M.B., Simonelli, M., Meira-Neto, J.A.A. & Edwards, D.P. (2017) Effects of landscape configuration and composition on phylogenetic diversity of trees in a highly fragmented tropical forest. *Journal of Ecology* 105, 265–276.

- Mayfield, M.M. & Levine, J.M. (2010) Opposing effects of competitive exclusion on the phylogenetic structure of communities. *Ecology Letters* 13, 1085–1093.
- McDonnell, M.J. & Pickett, S.T.A. (1990) Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology. *Ecology* 71, 1232–1237.
- McIntyre, N.E. (2000) Ecology of Urban Arthropods: A Review and a Call to Action. *Annals of the Entomological Society of America* 93, 825–835.
- McKinney, M.L. (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11, 161–176.
- Metzger, J.P. (2000) Tree Functional Group Richness and Landscape Structure in a Brazilian Tropical Fragmented Landscape. *Ecological Applications* 10, 1147–1161.
- Mielke, O.H.H. (2005) *Catalogue of the american Hesperioidea* □: *Hesperiidae* (Lepidoptera).: *Hesperiinae* 2 □: *Megaleas - Zenis*. Sociedade brasileira de Zoologia.
- Miller, J.R. & Hobbs, R.J. (2002) Conservation Where People Live and Work. *Conservation Biology* 16, 330–337.
- 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, 31–37.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H. & others (2013) Package 'vegan.' *Community ecology package, version 2*.
- Olivier, T., Schmucki, R., Fontaine, B., Villemey, A. & Archaux, F. (2016) Butterfly assemblages in residential gardens are driven by species' habitat preference and mobility. *Landscape Ecology* 31, 865–876.
- Oreja, J.A.G., Fuente-Díaz-Ordaz, A.A.D. la, Hernández-Santín, L., Buzo-Franco, D. & Bonache-Regidor, C. (2010) Evaluación de estimadores no paramétricos de la riqueza de especies. Un ejemplo con aves en áreas verdes de la ciudad de Puebla, México. *Animal Biodiversity and Conservation* 33, 31–45.
- Ortiz, C.E. (2013) Estructura filogenética de las comunidades de anuros de los andes del norte y su relación con el gradiente altitudinal. Tesis. Universidad Nacional de Colombia, Medellín
- Parmentier, I., Réjou-Méchain, M., Chave, J., Vleminckx, J., Thomas, D.W., Kenfack, D., Chuyong, G.B. & Hardy, O.J. (2014) Prevalence of phylogenetic clustering at multiple scales in an African rain forest tree community. *Journal of Ecology* 102, 1008–1016.
- Pavoine, S. & Bonsall, M.B. (2011) Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biological Reviews* 86, 792–812.

- Pellissier, L., Ndiribe, C., Dubuis, A., Pradervand, J.-N., Salamin, N., Guisan, A. & Rasmann, S. (2013) Turnover of plant lineages shapes herbivore phylogenetic beta diversity along ecological gradients. *Ecology Letters* 16, 600–608.
- Pereira, L.L., Leite, L.A.R. & Brugiolo, S.S.S. (2015) Riqueza de Lepidoptera (Papilionoidea e Hesperioidea) em dois fragmentos urbanos de Floresta Ombrófila Mista no Campus da Universidade Federal do Paraná (Curitiba, Paraná, Brasil). *Revista Brasileira de Zoociências* 16, 105–121.
- QGIS Development Team (2014) *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project; 2016, Boston, Massachusetts, USA.
- R Development Core Team (2017) *RStudio*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ramírez-Restrepo, L., Cultid-Medina, C.A. & MacGregor-Fors, I. (2015) How Many Butterflies Are There in a City of Circa Half a Million People? *Sustainability* 7, 1–11.
- Ramírez-Restrepo, L. & MacGregor-Fors, I. (2017) Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban Ecosystems* 20, 171–182.
- Rao, C.R. (1982) Diversity and dissimilarity coefficients: A unified approach. *Theoretical Population Biology* 21, 24–43.
- 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, 811–827.
- Ribeiro, D.B., Prado, P.I., Brown Jr, K.S. & Freitas, A.V.L. (2008) Additive partitioning of butterfly diversity in a fragmented landscape: importance of scale and implications for conservation. *Diversity and Distributions* 14, 961–968.
- Ribeiro, J.B., Borgo, M. & Maranhão, L.T. (2013) Áreas protegidas de Curitiba (PR, Brasil) como sumidouros de CO₂. *FLORESTA* 43, 181–190.
- Ripple, W.J., Bradshaw, G.A. & Spies, T.A. (1991) Measuring forest landscape patterns in the cascade range of Oregon, USA. *Biological Conservation* 57, 73–88.
- Ruszczyk (1986) Distribution and abundance of butterflies in the urbanization zones of Porto Alegre, Brazil. *J. Res. Lepid.* 25, 157–178.
- Ruszczyk, A. & Araujo, A.M.D. (1992) Gradients in butterfly species diversity in an urban area in Brazil. *Journal of The Lepidopterists' Society* 46, 255–264.
- Sahoo, R.K., Warren, A.D., Wahlberg, N., Brower, A.V.Z., Lukhtanov, V.A. & Kodandaramaiah, U. (2016) Ten genes and two topologies: an exploration of higher relationships in skipper butterflies (Hesperiidae). *PeerJ* 4.
- Santos, B.A., Arroyo-Rodríguez, V., Moreno, C.E. & Tabarelli, M. (2010) Edge-Related Loss of Tree Phylogenetic Diversity in the Severely Fragmented Brazilian Atlantic Forest. *PLoS One* 5, e12625.

- Simberloff, D.S. (1974) Equilibrium Theory of Island Biogeography and Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5, 161–182.
- 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, 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, 265–271.
- Swenson, N.G., Enquist, B.J., Thompson, J. & Zimmerman, J.K. (2007) The Influence of Spatial and Size Scale on Phylogenetic Relatedness in Tropical Forest Communities. *Ecology* 88, 1770–1780.
- Turner, I.M. (1996) Species Loss in Fragments of Tropical Rain Forest: A Review of the Evidence. *Journal of Applied Ecology* 33, 200–209.
- Uehara-Prado, M., Jr, K.S.B. & Freitas, A.V.L. (2007) Species Richness, Composition and Abundance of Fruit-Feeding Butterflies in the Brazilian Atlantic Forest: Comparison between a Fragmented and a Continuous Landscape. *Global Ecology and Biogeography* 16, 43–54.
- Vilchis, O.M. (2000) Modelos nulos en interacciones biológicas, una propuesta: depredación en chirostoma riojai-zooplankton. *Ciencia Ergo Sum*. Available from: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=10401809> (May 20, 2017).
- Wang Wei, J., Lee, B.P.Y.-H. & Bing Wen, L. (2016) Citizen Science and the Urban Ecology of Birds and Butterflies — A Systematic Review. *PLoS One* 11.
- Warren, A.D., Ogawa, J.R. & Brower, A.V.Z. (2009) Revised classification of the family HesperIIDae (Lepidoptera: Hesperioidea) based on combined molecular and morphological data. *Systematic Entomology* 34, 467–523.
- Warren, M.S. & Bourn, N.A.D. (2011) Ten challenges for 2010 and beyond to conserve Lepidoptera in Europe. *Journal of Insect Conservation* 15, 321–326.
- Webb, C.O., Ackerly, D.D., McPeck, M.A. & Donoghue, M.J. (2002) Phylogenies and Community Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33, 475–505.
- Webb, C.O. & Losos, A.E.J.B. (2000) Exploring the Phylogenetic Structure of Ecological Communities: An Example for Rain Forest Trees. *The American Naturalist* 156, 145–155.
- Whitfeld, T.J.S., Kress, W.J., Erickson, D.L. & Weiblen, G.D. (2012) Change in community phylogenetic structure during tropical forest succession: evidence from New Guinea. *Ecography* 35, 821–830.
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H. & Dobson, A.P. (1986) Habitat fragmentation in the temperate zone. In: *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sunderland, Sinauer, pp. 237–256.

- Williams, M.R. (2011) Habitat resources, remnant vegetation condition and area determine distribution patterns and abundance of butterflies and day-flying moths in a fragmented urban landscape, south-west Western Australia. *Journal of Insect Conservation* 15, 37–54.
- Willis, C.G., Halina, M., Lehman, C., Reich, P.B., Keen, A., McCarthy, S. & Cavender-Bares, J. (2010) Phylogenetic community structure in Minnesota oak savanna is influenced by spatial extent and environmental variation. *Ecography* 33, 565–577.

7. ANEXOS

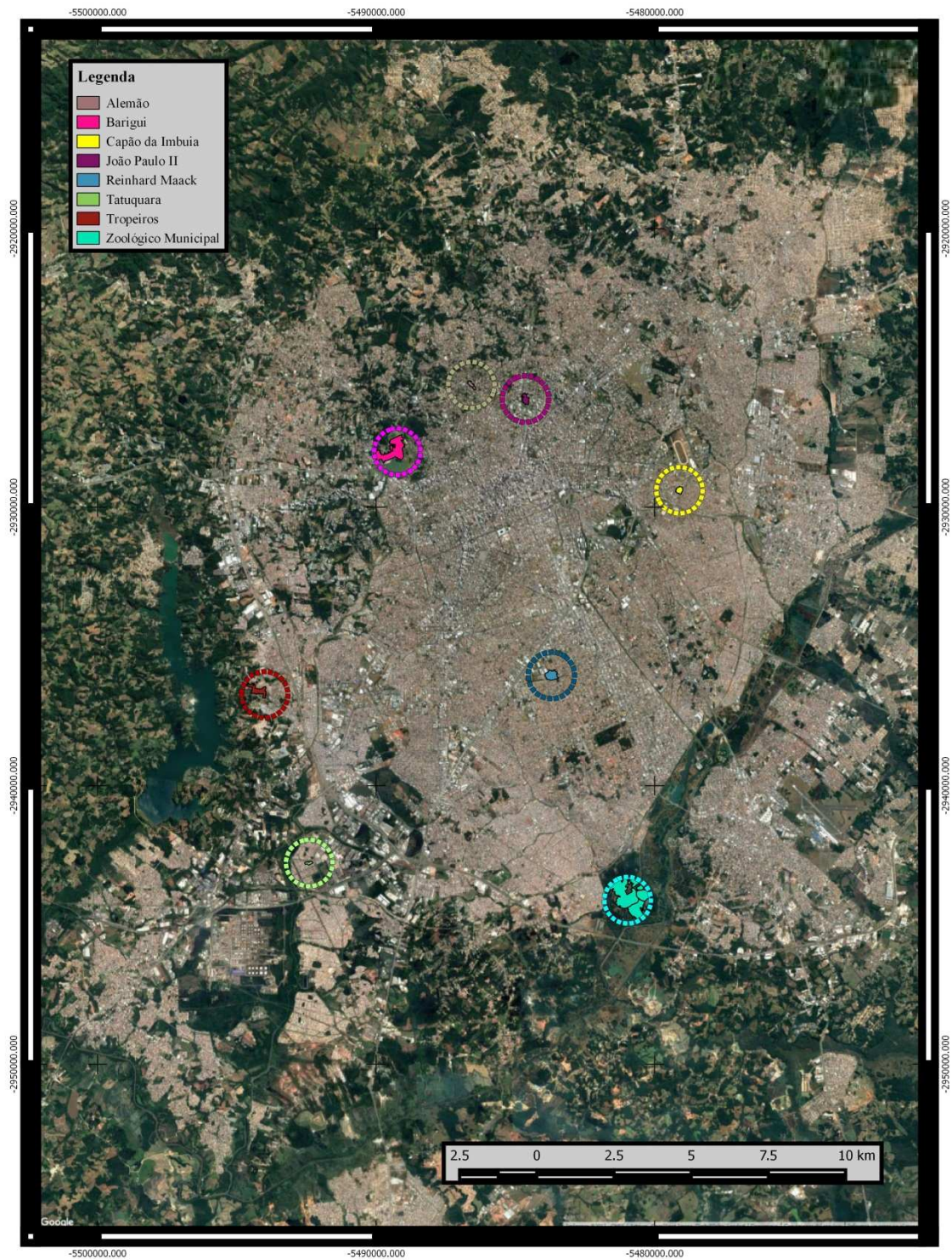
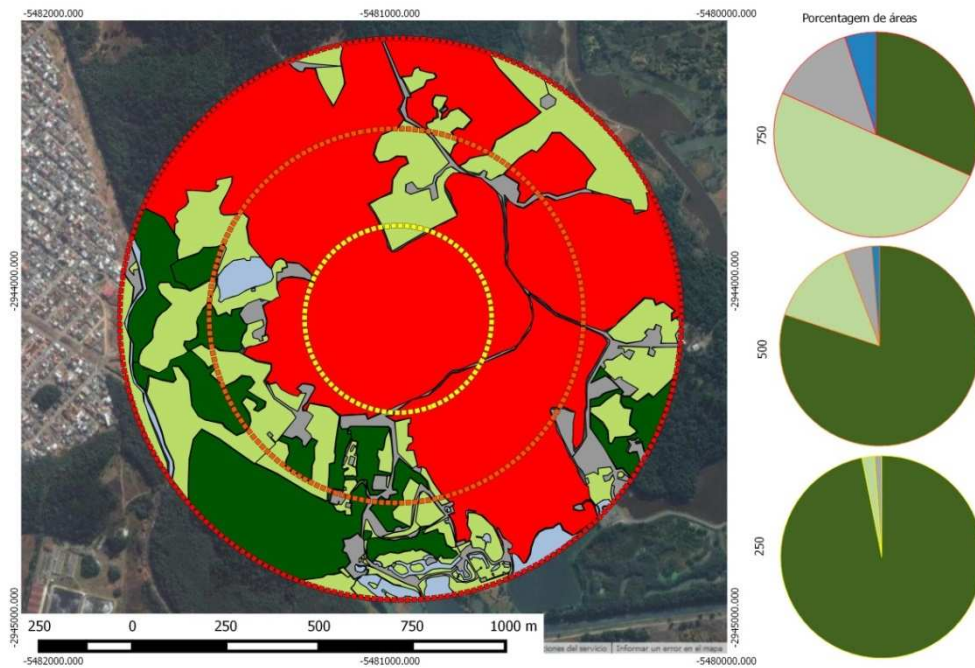
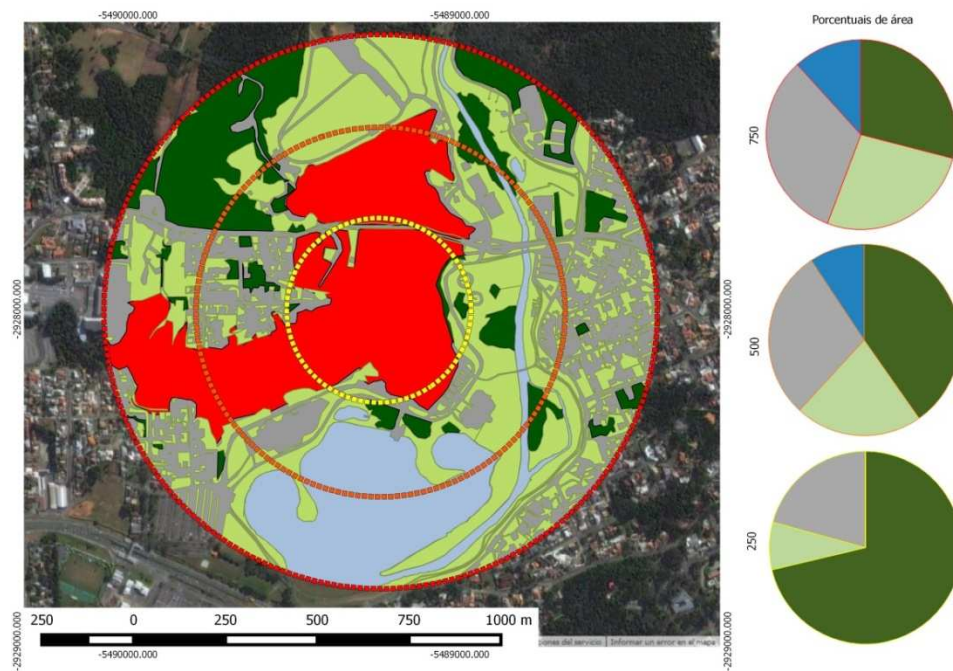


Figura 1. Mapa de Curitiba com os fragmentos de amostragem.

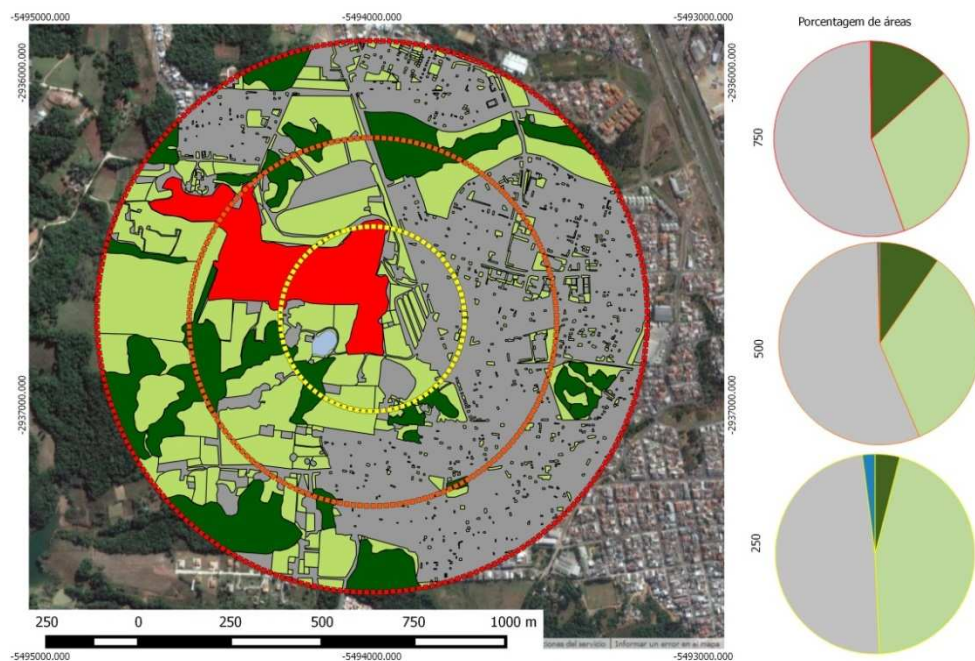


Zoológico Municipal

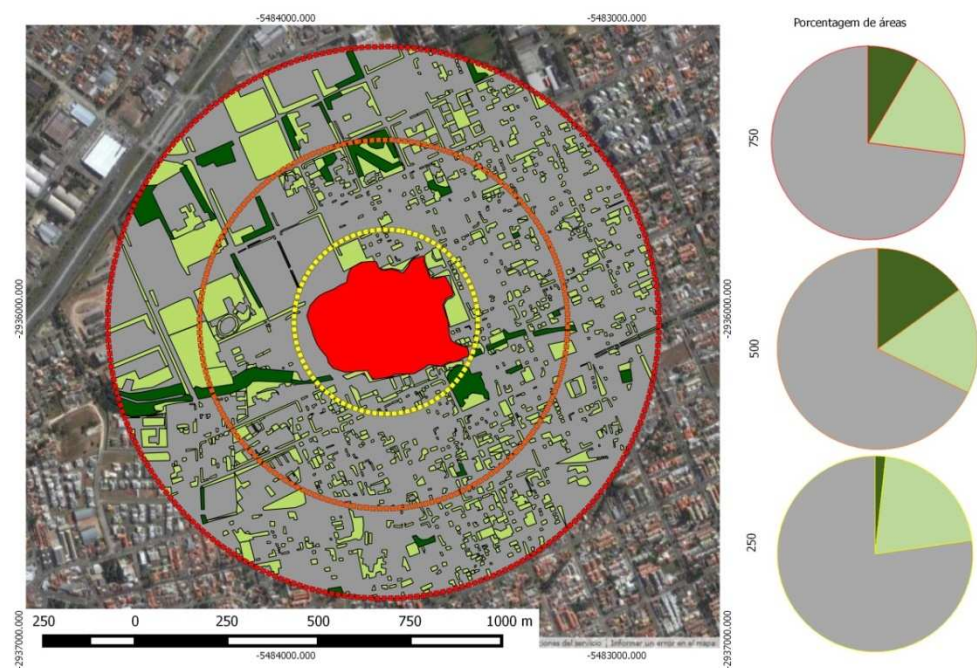


Parque Barigui

Figura 2. Buffers Zoológico municipal e Parque Barigui.



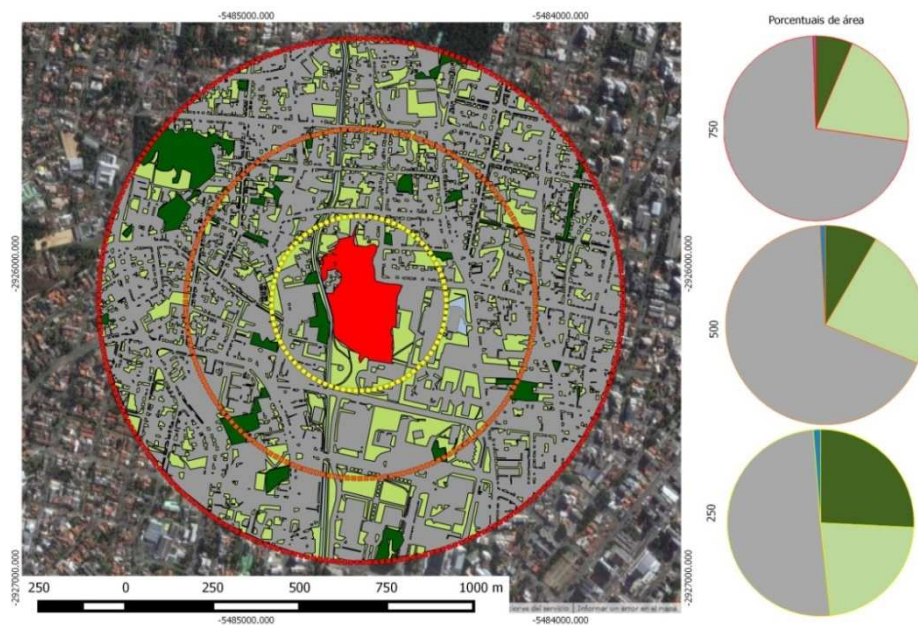
Bosque dos Tropeiros



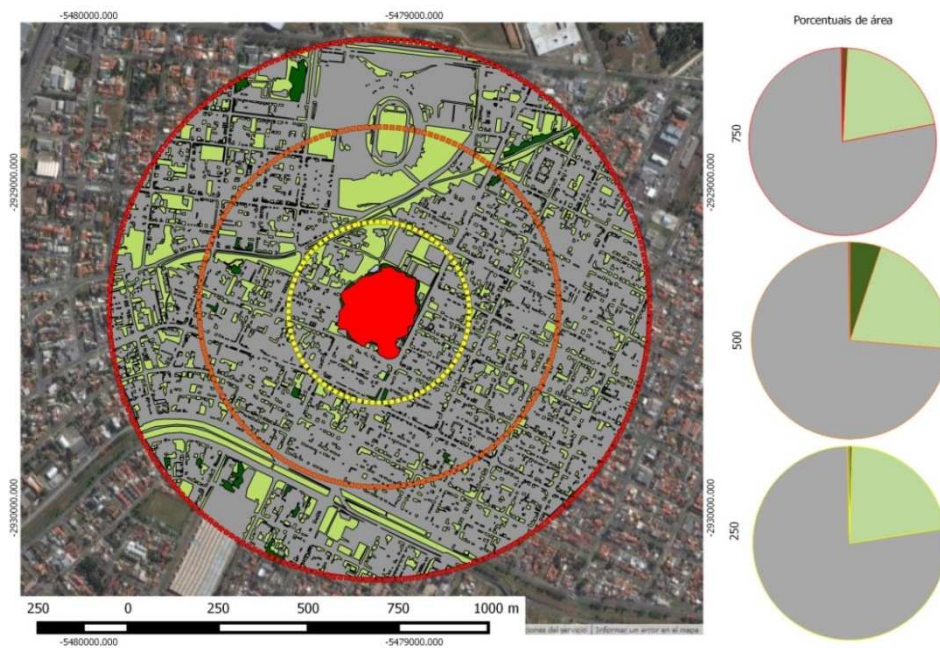
Bosque Reinhard Maack

Legenda
 ■ Buffer 750 ■ Buffer 500 ■ Buffer 250 ■ Área amostrada ■ Áreas abertas ■ Bosques ■ Corpos de água ■ Áreas Cinzas

Figura 3. *Buffers* Bosque dos Tropeiros e Bosque Reinhard Maack.



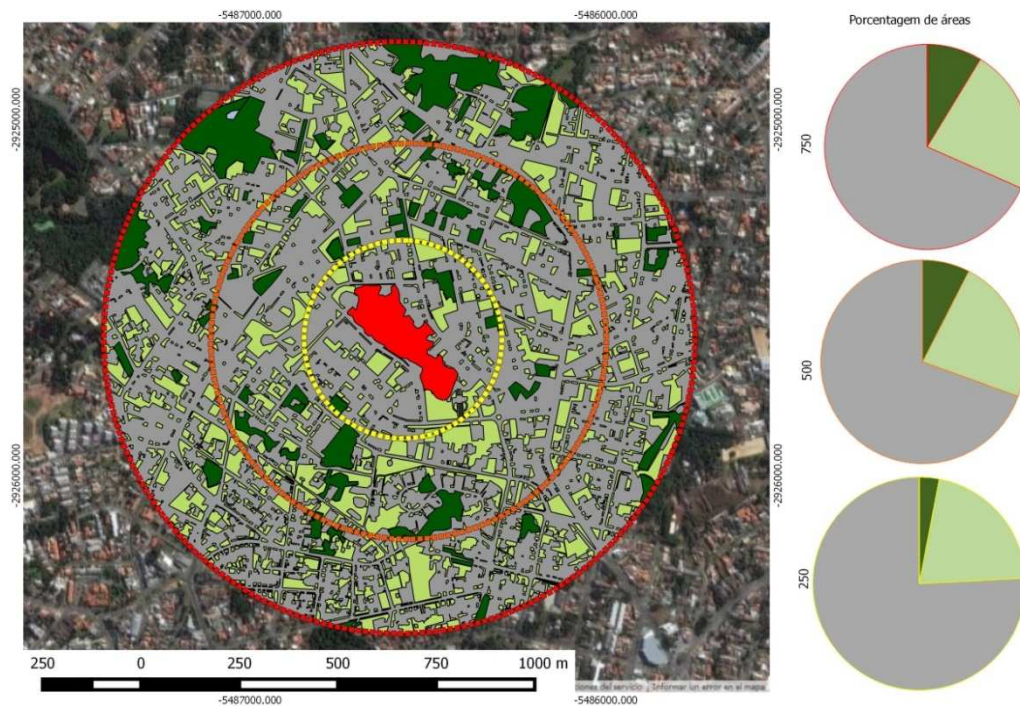
Bosque Capão da Imbuia



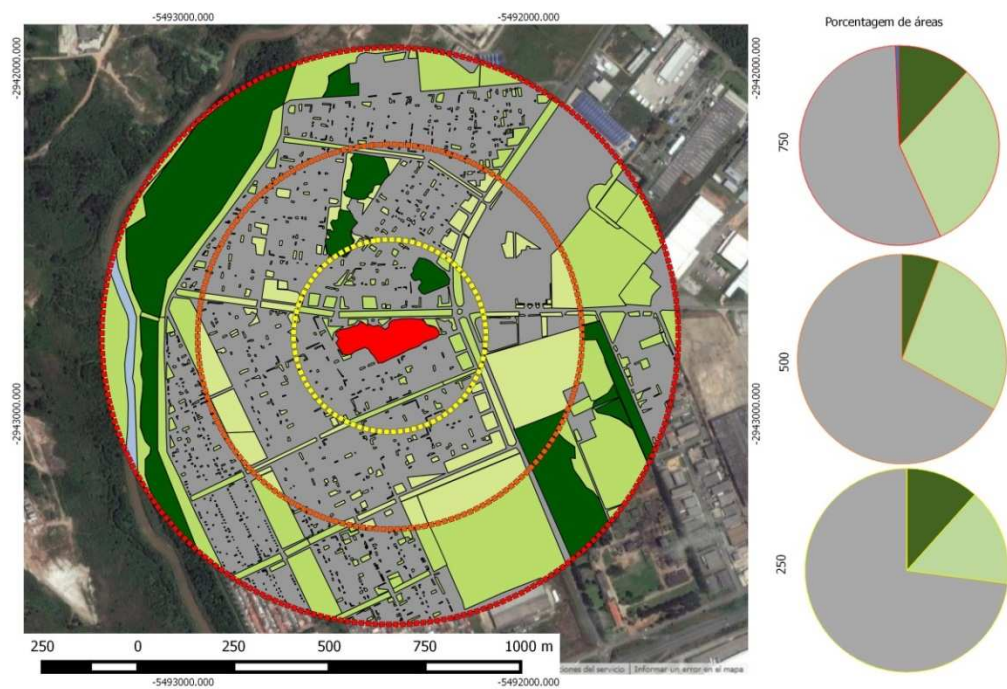
Bosque João Paulo II

Legenda
 ■ Buffer 750 ■ Buffer 500 ■ Buffer 250 ■ Área amostrada ■ Áreas abertas ■ Bosques ■ Corpos de água ■ Áreas Cinzas

Figura 4. *Buffers* Bosque Capão da Imbuia e Bosque João Paulo II.



Bosque Alemão



Tatuquara

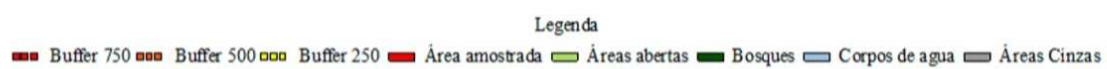


Figura 5. *Buffers* Bosque Alemão e Tatuquara.

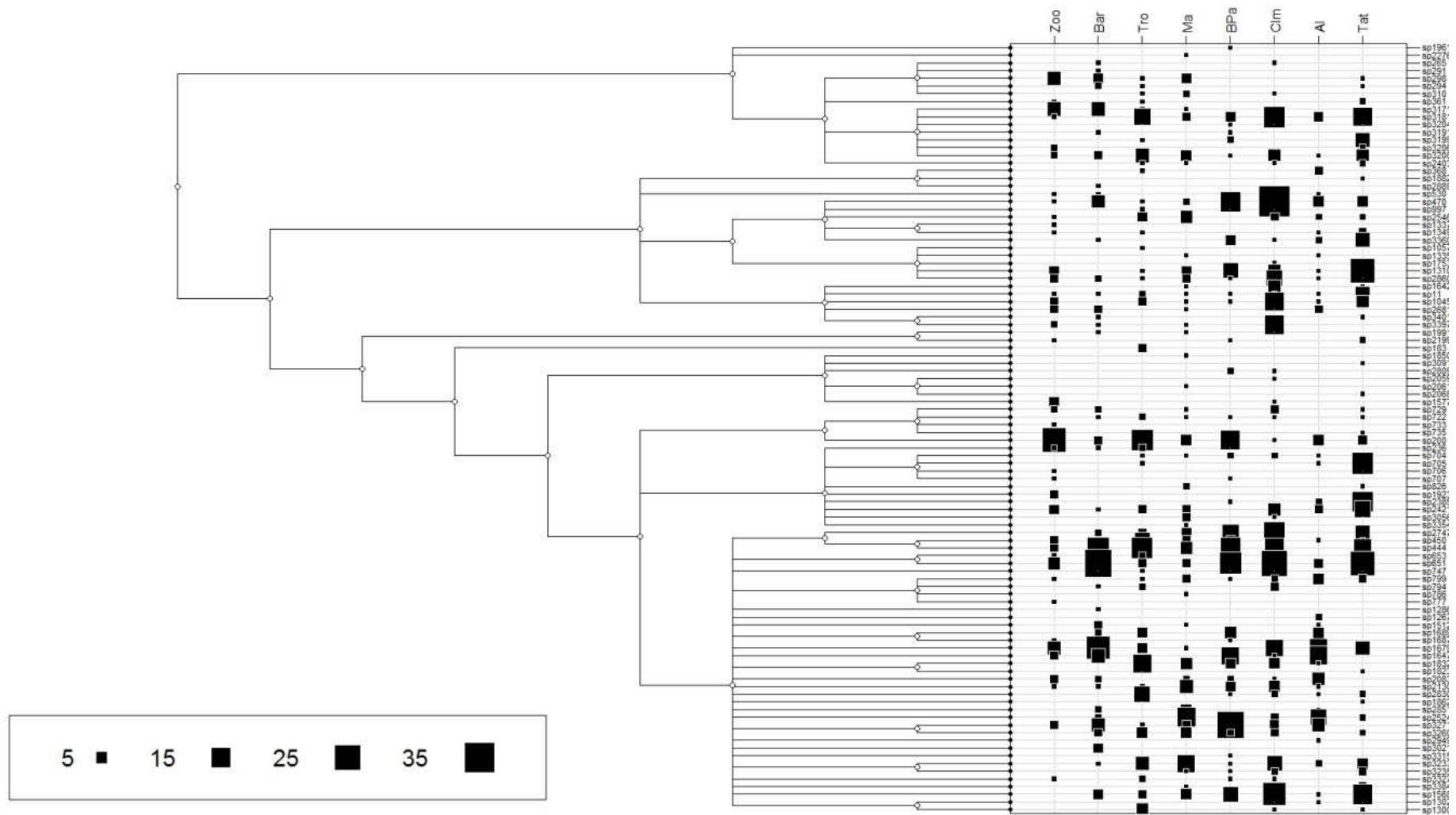


Figura 6. Filogenia de HesperIIDae nos fragmentos urbanos com suas respectivas abundâncias por espécie..

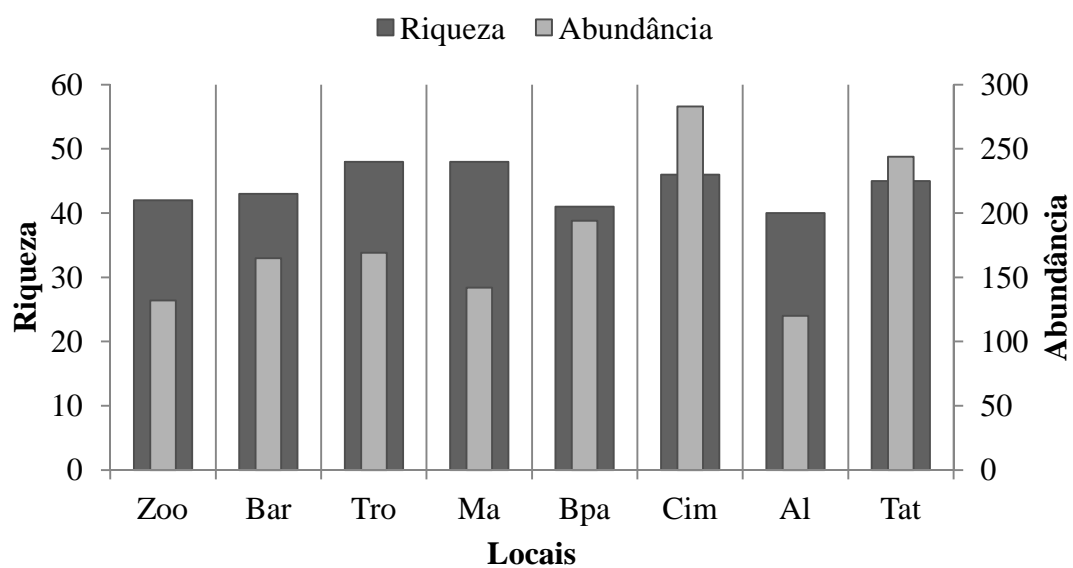
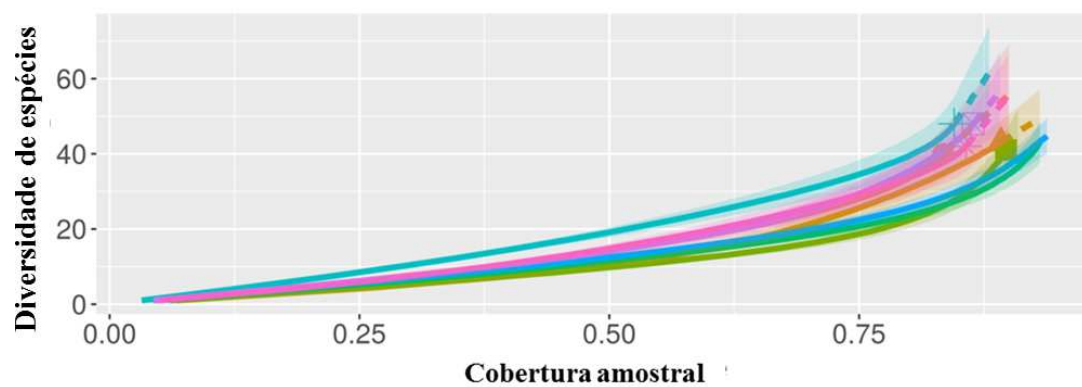
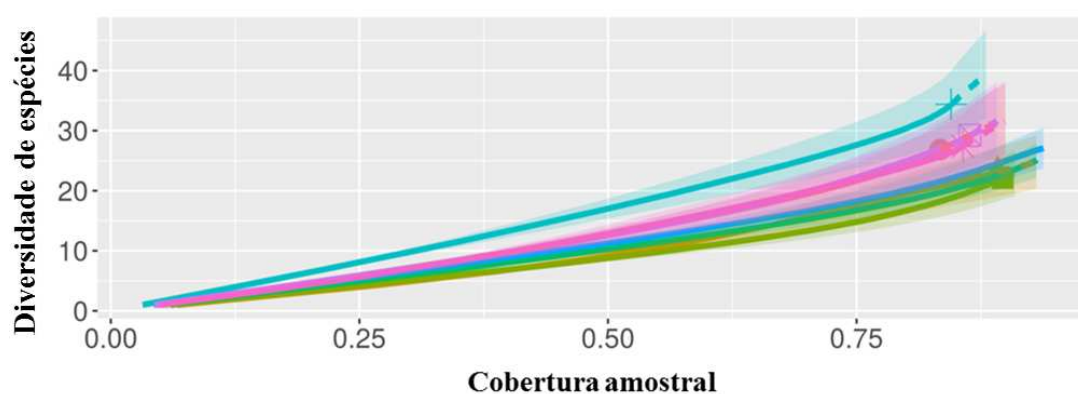


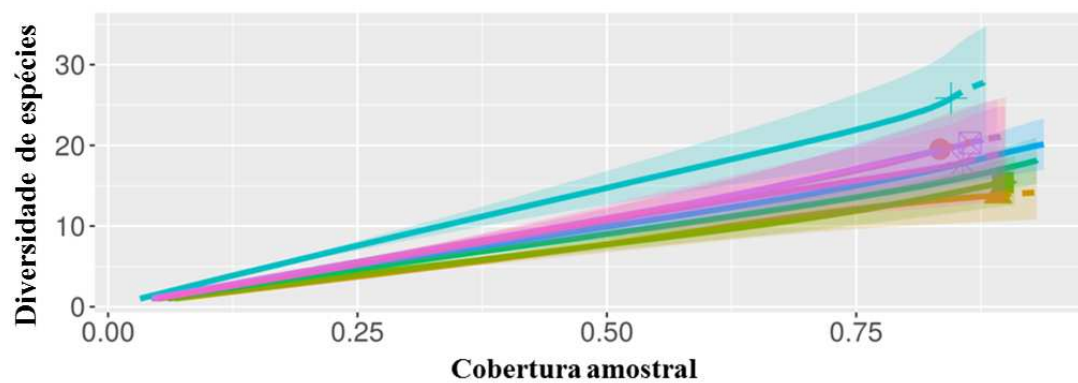
Figura 7. Riqueza e abundância de HesperIIDae nos fragmentos urbanos. Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Bar), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (BPa), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat).



Riqueza de espécies (q_0)



Diversidade de Shannon (q_1)

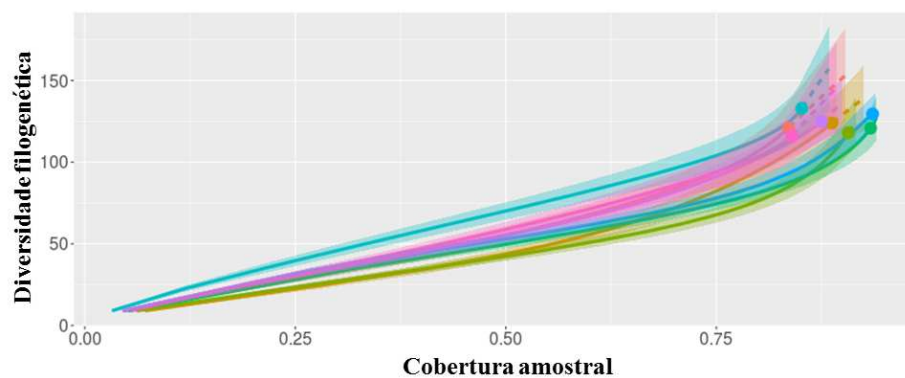


— Interpolação - - - Extrapolação

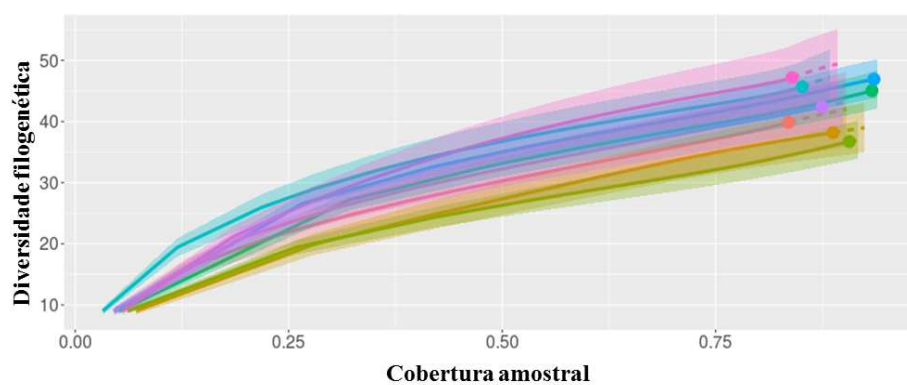
Al Bpa Ma Tro
Bar Clm Tat Zoo

Diversidade de Simpson (q_2)

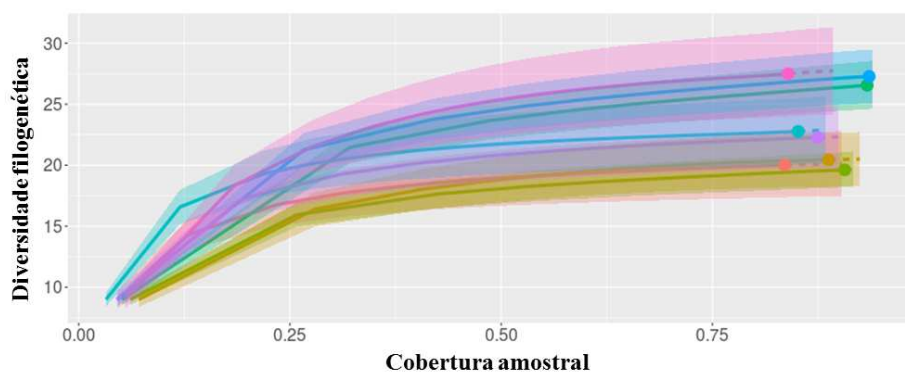
Figura 8. Diversidade taxonômica implementando os números de Hill nos diferentes fragmentos urbanos.



Faith's PD (q_0)



Entropia filogenética (q_1)



— Interpolação - - - Extrapolação

Al Bpa Ma Tro
Bar Clm Tat Zoo

Rao's (q_2)

Figura 9. Diversidade filogenética implementando os números de Hill nos diferentes fragmentos urbanos.

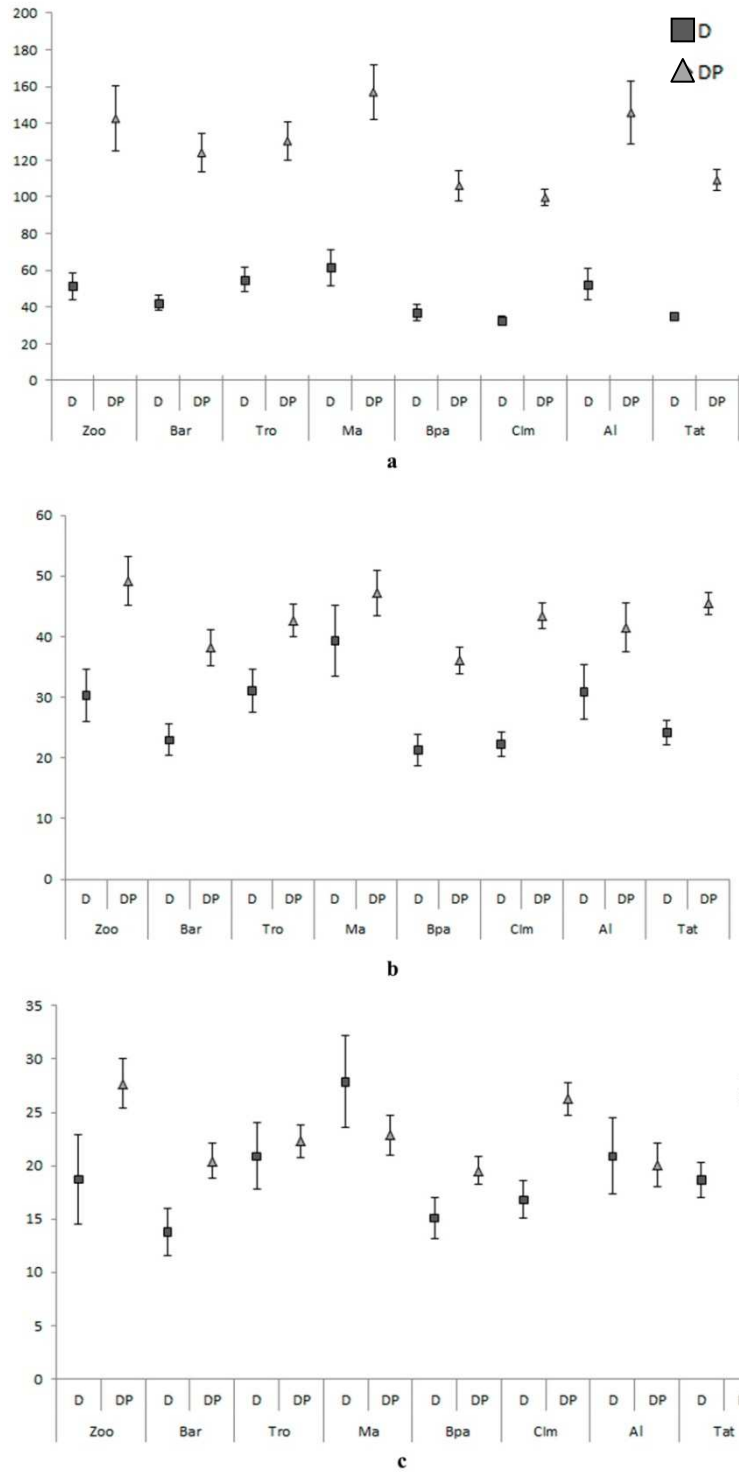


Figura 10. Comparação da diversidade taxonômica e filogenética utilizando a metodologia de números de Hill na mesma cobertura amostral com um intervalo de confiança de 84%. D: Diversidade taxonômica; DP: Diversidade filogenética. **a.** Métricas de q_0 (D: Riqueza de espécies, DP: Faith's PD). **b.** Métricas de q_1 (D: Diversidade de Shannon, DP: Entropia filogenética) **c.** Métricas de q_2 (D: Diversidade de Simpson, DP: Rao's).

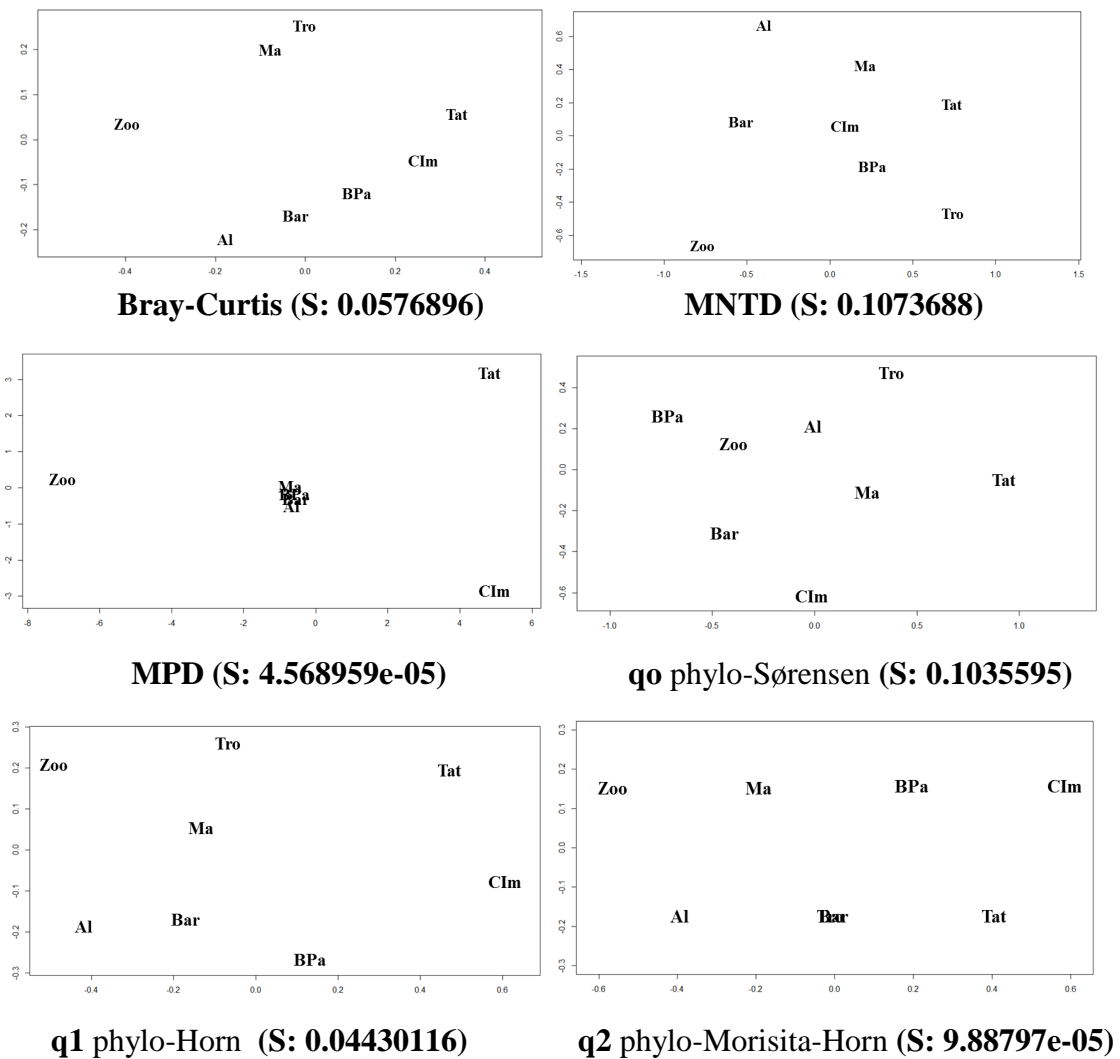


Figura 11. Ordenação dos fragmentos urbanos com os diferentes índices de diversidade beta. Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Bar), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (BPa), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat). S: Stress.

Tabela 1. Medidas da paisagem em cada fragmento amostrado, medidos em hectares (ha) e metros (m) nas três escalas de 250m, 500m, e 750m. Localização na Latitude e longitude para cada uns dos fragmentos. Área de Floresta (**AF**), Áreas abertas verdes e campos (**AAC**), Área Pavimentada (**AP**), Área de corpos de água (**ACA**), Isolamento Meio do Fragmento (**ISTf**), Proporção de áreas de conexão (**CON**), Dimensão Fractal (**Dfr**), Distância ao círculo verde da cidade (**Dist**), Cobertura de extrato arbóreo (**Cob**), Área do Fragmento (**A**), Perímetro do Fragmento (**Pe**). Local: Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Bar), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (BPá), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat).

Local	Zoo	Bar	Tro	Ma	Bpa	CIm	Al	Tat
Latitud	-25.556	-25.426	-25.495	-25.490	-25.410	-25.436	-25.405	-25.544
Longitud	-49.235	-49.310	-49.353	-49.260	-49.269	-49.220	-49.287	-49.339
AF750 (ha)	22.084	18.547	22.12	6.275	6.843	1.361	15.142	19.036
AAC750 (ha)	35.083	47.265	51.875	32.539	36.841	36.736	39.806	53.764
AP750 (ha)	9.38	56.04	91.90	129.02	127.26	134.79	119.00	101.11
ACA750 (ha)	3.479	20.747	0.302	0	0.952	0.386	0.043	1.12
AF500 (ha)	4.036	4.455	6.709	3.038	2.121	3.839	5.697	2.759
AAC500 (ha)	11.311	17.019	23.504	13.26	17.934	15.941	17.453	19.527
AP500 (ha)	3.775	21.462	38.81	53.358	52.983	55.084	52.67	54.57
ACA500 (ha)	1.012	7.329	0.302	0	0.684	0.23	0	0
AF250 (ha)	0	0.18	0.589	0.188	0.586	0.064	0.51	0.547
AAC250 (ha)	0.385	1.564	6.678	2.26	4.424	3.589	3.582	3.026
AP250 (ha)	0.235	3.476	7.177	8.303	9.561	12.481	12.822	14.378
ACA250 (ha)	0	0	0.302	0	0.246	0.056	0	0
ISTF	1163.20	1329.67	1470.93	1403.53	1577.46	1442.99	1324.01	1427.27
CON750	0.6139	0.5557	0.3044	0.3339	0.5265	0.4052	0.3219	0.5663
CON500	0.4178	0.4675	0.4143	0.3549	0.4914	0.483	0.5301	0.434
CON250	0.9326	0.201	0.3021	0.1363	0.3725	0.3266	0.1518	0.2817
Dfr750	0.9335	0.5781	0.5387	0.5605	0.5215	0.5093	0.6021	0.5016
Dfr500	0.5138	0.591	0.5698	0.6356	0.4937	0.4096	0.6488	0.4183
Dfr250	0	0.811	1.044	0.3753	0.6666	0.7251	0.7596	0.3048
Dist (m)	0	0	0	4817	3392	4960	2180	610
Cob (%)	61.071	69.651	67.793	88.707	70.27	69.16	46.429	61.486
A (ha)	106.68	34.11	10.516	8.884	4.82	3.445	2.72	1.639
Pe (m)	9110.53	5243.71	2515.76	1297.42	1223.58	811.22	1056.95	662.9

Tabela 2. Espécies de Hesperiidæ nos Fragmentos urbanos de Curitiba, Brasil. Local: Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Ba), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (Bpa), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat).

Especie	Codigo sp.	Zoo	Bar	Tro	Ma	Bpa	CIm	Al	Tat
<i>Achlyodes busirus rioja</i> Evans, 1953	sp11	1	1	2	1	1	1	1	8
<i>Achlyodes mithridates thraso</i> (Hübner, 1807)	sp1045	3	0	3	1	1	14	1	6
<i>Ancyloxypha nitedula</i> (Burmeister, 1878)	sp183	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Anthoptus epictetus</i> (Fabricius, 1793)	sp200	22	3	18	5	15	1	5	4
<i>Arotis derasa brunnea</i> (O. Mielke, 1972)	sp236	1	1	2	0	0	0	0	0
<i>Astraptus alardus alardus</i> (Stoll, 1790)	sp265	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Astraptus creteus siges</i> (Mabille, 1903)	sp291	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Astraptus elorus</i> (Hewitson, 1867)	sp294	0	2	1	0	0	0	0	1
<i>Astraptus fulgerator fulgerator</i> (Walch, 1775)	sp298	8	4	1	4	0	0	0	1
<i>Astraptus naxos</i> (Hewitson, 1867)	sp310	0	0	1	2	0	1	0	0
<i>Autochthon zarex</i> (Hübner, 1818)	sp361	1	0	1	0	0	0	0	2
<i>Bolla catharina</i> (Bell, 1937)	sp368	0	0	1	0	0	0	3	0
<i>Callimormus interpunctata</i> (Plötz, 1884)	sp444	3	18	17	6	16	15	0	13
<i>Callimormus rivera</i> (Plötz, 1882)	sp450	3	1	9	3	3	0	1	1
<i>Carrhenes canescens pallida</i> Röber, 1925	sp470	1	7	1	2	16	36	5	5
<i>Celaenorrhinus eligius punctiger</i> (Burmeister, 1878)	sp530	1	1	0	0	0	12	1	0
<i>Celaenorrhinus</i> sp.		7	2	0	0	1	1	1	0
<i>Cobalopsis miaba</i> (Schaus, 1902)	sp651	6	29	3	3	18	26	4	23
<i>Cobalopsis nero</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	sp653	1	0	2	0	0	0	0	0
<i>Conga chydæa</i> (Butler, 1877)	sp704	0	0	1	1	2	2	1	0
<i>Conga iheringii</i> (Mabille, 1891)	sp705	0	0	1	0	0	0	1	18
<i>Conga immaculata</i> (Bell, 1930)	sp706	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Conga urqua</i> (Schaus, 1902)	sp707	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Corticea corticea</i> (Plötz, 1882)	sp722	0	1	2	1	1	1	0	1
<i>Corticea lysias potex</i> Evans, 1955	sp729	2	2	0	1	0	3	0	1
<i>Corticea noctis</i> (Plötz, 1882)	sp733	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corticea obscura</i> Mielke, 1969	sp735	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Corticea</i> sp.		7	4	1	1	1	0	4	0
<i>Cumbre cumbre</i> (Schaus, 1902)	sp747	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cymaenes distigma</i> (Plötz, 1882)	sp777	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymaenes leptæ</i> (Hayward, 1939)	sp786	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cymaenes perloides</i> (Plötz, 1882)	sp794	0	1	2	0	0	3	0	0
<i>Cymaenes tripunctata tripunctata</i> (Latreille, [1824])	sp799	1	0	1	3	1	2	5	3
<i>Cynea trimaculata</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	sp826	0	0	0	2	0	0	0	1
<i>Diaeus lacaena</i> (Hewitson, 1871)	sp997	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ebrietas infanda</i> (A. Butler, 1877)	sp1057	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Eutychide physcella</i> (Hewitson, 1866)	sp1267	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Gallio carasta</i> (Schaus, 1902)	sp1286	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Ginungagapus ranesus</i> (Schaus, 1902)	sp1300	0	0	6	0	0	1	0	1
<i>Ginungagapus schmithi</i> (Bell, 1930)	sp1302	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Gorgythion begga begga</i> (Prittwitz, 1868)	sp1310	4	0	1	4	9	7	1	24

<i>Gorgythion</i> sp.		0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Helias phalaenoides palpalis</i> (Latreille, [1824])	sp1335	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Helioptetes alana</i> (Reakirt, 1868)	sp1337	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helioptetes ochroleuca</i> (Zikán, 1938)	sp1349	1	0	1	0	0	0	1	3
<i>Lamponia lamponia</i> (Hewitson, 1876)	sp1512	0	3	0	1	0	0	1	0
<i>Lucida lucia lucia</i> (Capronnier, 1874)	sp1568	0	4	3	5	9	20	1	15
<i>Lychnuchoides ozias ozias</i> (Hewitson, 1878)	sp1577	4	0	0	0	0	1	0	0
<i>Milanion leucaspis</i> (Mabille, 1878)	sp1642	0	0	0	1	0	6	0	1
<i>Miltomiges cinnamomea</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	sp1647	3	8	0	0	12	1	13	0
<i>Mnasilus allubita</i> (Butler, 1870)	sp1679	8	20	4	1	0	12	13	8
<i>Mnasitheus nella</i> Evans, 1955	sp1687	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Mnasitheus ritans</i> (Schaus, 1902)	sp1689	0	2	4	0	6	0	5	0
<i>Mylon maimon</i> (Fabricius, 1775)	sp1753	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Nastra chao</i> (Mabille, 1898)	sp1823	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nastra lurida</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	sp1832	0	0	13	6	4	5	1	0
<i>Neoxeniades scipio scipio</i> (Fabricius, 1793)	sp1850	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Niconiades caeso</i> (Mabille, 1891)	sp1862	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nisoniades bipuncta</i> (Schaus, 1902)	sp1882	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nyctelius nyctelius nyctelius</i> (Latreille, [1824])	sp1923	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oechydrus chersis evelinda</i> (A. Butler, 1870)	sp1961	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Orses itea</i> (Swainson, 1821)	sp1991	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Panoquina fusina viola</i> Evans, 1955	sp2059	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Panoquina lucas lucas</i> (Fabricius, 1793)	sp2061	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Panoquina ocola ocola</i> (Edwards, 1863)	sp2068	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Papias phainis</i> (Godman, 1900)	sp2083	3	2	0	2	2	1	6	0
<i>Parphorus pseuddecorus</i> (Hayward, 1934)	sp2130	1	1	1	7	4	5	1	0
<i>Perichares philetes aurina</i> Evans, 1955	sp2199	1	0	0	0	1	0	0	2
<i>Phocides pialia pialia</i> (Hewitson, 1857)	sp2276	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Polites vibex catilina</i> (Plötz, 1886)	sp2385	0	0	0	0	1	0	2	16
<i>Polygonus savigny savigny</i> (Latreille, [1824])	sp2403	0	0	1	1	0	1	0	2
<i>Pompeius pompeius</i> (Latreille, [1824])	sp2421	4	1	3	3	0	6	3	11
<i>Psoralis stacara</i> (Schaus, 1902)	sp2524	0	2	0	14	5	3	10	2
<i>Pyrgus orcus</i> (Stoll, 1780)	sp2546	1	0	4	6	0	3	2	2
<i>Pythonides lancea</i> (Hewitson, 1868)	sp2681	3	3	0	1	0	0	3	0
<i>Remella remus</i> (Fabricius, 1798)	sp2747	0	2	3	4	11	18	0	9
<i>Saliana triangularis</i> (Kaye, 1914)	sp2809	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Saturnus reticulata conspicuus</i> (Bell, 1941)	sp2830	0	0	10	0	1	2	1	2
<i>Sodalia coler</i> (Schaus, 1902)	sp2851	0	2	0	5	0	0	1	0
<i>Sostrata bifasciata bifasciata</i> (Ménétriés, 1829)	sp2860	3	2	1	3	1	10	1	0
<i>Staphylus coecatus</i> (Mabille, 1891)	sp2889	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Sucova sucova</i> (Schaus, 1902)	sp2949	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Thargella evansi</i> Biezanko & O. Mielke, 1973	sp3021	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Thespieus vividus</i> (Mabille, 1891)	sp3056	0	0	0	3	0	1	0	0
<i>Thracides cleantes cleantes</i> (Latreille, [1824])	sp3091	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Urbanus albimargo rica</i> Evans, 1852	sp3171	8	8	1	1	0	0	0	0
<i>Urbanus dorantes dorantes</i> (Stoll, 1790)	sp3181	1	0	11	3	4	17	4	14

<i>Urbanus esta</i> Evans, 1952	sp3191	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Urbanus procne</i> (Plötz, 1880)	sp3199	0	0	1	0	2	0	0	8
<i>Urbanus proteus proteus</i> (Linnaeus, 1758)	sp3204	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Urbanus simplicius</i> (Stoll, 1790)	sp3206	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Urbanus teleus</i> Hübner, 1821	sp3208	2	3	8	5	1	6	1	6
<i>Vehilius clavicula</i> (Plötz, 1884)	sp3233	0	1	7	12	1	9	2	5
<i>Vehilius inca</i> (Scudder, 1872)	sp3235	0	0	0	1	1	2	0	3
<i>Vettius artona</i> (Hewitson, 1868)	sp3260	0	3	5	5	2	3	0	2
<i>Vettius diversa diversa</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	sp3271	3	8	1	3	28	4	7	0
<i>Vinius letis</i> (Plötz, 1883)	sp3315	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Virga austrinus</i> (Hayward, 1934)	sp3327	1	0	2	0	1	1	0	0
<i>Xeniades chalestra corna</i> Evans, 1955	sp3354	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Xenophanes tryxus</i> (Stoll, 1780)	sp3360	0	1	0	0	4	1	2	8
<i>Zariaspes mys</i> (Hübner, [1808])	sp3384	0	0	0	1	0	0	0	3
<i>Zera hyacinthinus servius</i> (Plötz, 1884)	sp3397	2	1	0	1	0	14	0	0
<i>Zera tetrastigma erisichthon</i> (Plötz, 1884)	sp3401	0	1	0	0	0	1	0	1

Tabela 3. Índices de diversidade taxonômica e filogenética de Hesperiidæ em fragmentos urbanos de Curitiba.* Valores estimados a uma cobertura amostral de 88%. Local: Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Bar), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (BPã), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat).

Local	Zoo	Bar	Tro	Ma	Bpa	CIm	Al	Tat
Abundância	132	165	169	142	194	283	120	244
Riqueza obs	42	43	48	48	41	46	40	45
Cobertura amostral Dt	85.7	89.2	86.4	84.5	89.7	93.1	83.4	93.8
Cobertura amostral Dp	83.956	88.742	87.468	85.146	90.658	93.306	83.554	93.546
Riqueza de espécies (q0)*	51.239	42.335	54.985	61.401	36.996	32.434	52.354	34.848
Faith's PD (q0)*	142.596	124	130.749	145.811	106.03	99.678	145.811	109.046
Diversidade de Shannon (q1)*	30.349	22.955	31.107	39.293	21.302	22.247	30.872	24.224
Entropia filogenética (q1)*	49.218	38.203	42.756	47.27	36.141	43.445	41.574	45.512
Diversidade de Simpson (q2)*	18.742	13.786	20.897	27.856	15.121	16.807	20.896	18.682
Rao's (q2)*	27.716	20.445	22.298	22.872	19.569	26.303	20.104	27.072
Mpd	12.108	10.076	10.725	10.887	9.744	11.908	9.906	12.063
Mntd	3.949	4.453	3.916	3.887	3.896	4.113	5.461	4.328

Tabela 4. Modelos nulos com os índices **MPD** e **MNTD**. Local: Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Ba), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (BPa), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat).

	mpd.obs.z	mpd.obs.p	mntd.obs.z	mntd.obs.p runs
Zoo	0.267852	0.566	-0.471169	0.328
Bar	-1.689229	0.062	0.3418145	0.666
Tro	-1.708658	0.069	-0.336077	0.382
Ma	-2.002546	0.04*	-0.434748	0.339
Bpa	-2.314473	0.016*	-0.660348	0.267
CIm	-0.077203	0.422	-0.03335	0.5065
Al	-2.614699	0.014*	2.1420545	0.9765*
Tat	-0.010482	0.448	0.4343948	0.691

Tabela 5. Diversidade beta taxonômica com o método Bray-Curtis. Local: Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Ba), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (BPa), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat).

	Al	Bar	Bpa	CIm	Ma	Tat	Tro
Bar	0.5547						
Bpa	0.5765	0.5271					
CIm	0.7179	0.5646	0.5190				
Ma	0.5859	0.6400	0.6156	0.5981			
Tat	0.7214	0.6278	0.5780	0.4753	0.6623		
Tro	0.6879	0.6687	0.5989	0.6125	0.5390	0.6107	
Zoo	0.6137	0.5884	0.6710	0.7400	0.6371	0.7403	0.6140

Tabela 6. Diversidade beta filogenética com o método de números de Hill para **q0** phylo-Sørensen. Local: Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Ba), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (BPa), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat).

	Al	Bar	Bpa	CIm	Ma	Tat	Tro
Bar	1.0906						
Bpa	1.1135	1.1852					
CIm	1.0900	1.1386	1.2354				
Ma	1.0389	1.1249	1.2296	1.2199			
Tat	1.2835	1.2864	1.4018	1.2832	1.2154		
Tro	0.9737	1.2517	1.3166	1.3981	1.2266	1.1798	
Zoo	1.0289	1.0293	0.9648	1.1317	1.1960	1.7244	1.0923

Tabela 7. Diversidade beta filogenética com o método de números de Hill para **q1** phylo-Horn. Local: Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Ba), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (BPa), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat).

	Al	Bar	Bpa	CIm	Ma	Tat	Tro
Bar	1.0623						
Bpa	1.0811	1.0579					
CIm	1.1763	1.1159	1.0891				
Ma	1.0590	1.0650	1.0699	1.1175			
Tat	1.1648	1.1106	1.0963	1.0570	1.0959		
Tro	1.1023	1.0793	1.0809	1.1316	1.0565	1.0934	
Zoo	1.0797	1.0702	1.1161	1.1797	1.0795	1.1472	1.0784

Tabela 8. Diversidade beta filogenética com o método de números de Hill para **q2** phylo-Morisita-Horn. Local: Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Ba), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (BPa), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat).

	Al	Bar	Bpa	CIm	Ma	Tat	Tro
Bar	1.0332						
Bpa	1.0706	1.0186					
CIm	1.1650	1.0923	1.0488				
Ma	1.0098	1.0168	1.0427	1.1242			
Tat	1.1095	1.0467	1.0275	1.0244	1.0663		
Tro	1.0431	1.0097	1.0228	1.0987	1.0121	1.0431	
Zoo	1.0327	1.0748	1.1313	1.2172	1.0372	1.1397	1.0635

Tabela 9. Diversidade beta filogenética com o método **MPD**. Local: Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Ba), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (BPa), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat).

	Al	Bar	Bpa	CIm	Ma	Tat	Tro
Bar	10.2499						
Bpa	10.0100	10.1243					
CIm	11.5324	11.7172	11.4539				
Ma	10.6136	10.7340	10.5317	11.9326			
Tat	11.4953	11.5725	11.4220	12.2551	11.7784		
Tro	10.7075	10.6493	10.5279	12.0733	10.9661	11.8095	
Zoo	11.6066	11.6265	11.5364	12.5853	11.8852	12.3658	11.7372

Tabela 10. Diversidade beta filogenética com o método **MNTD**. Local: Zoológico Municipal (Zoo), Parque Barigui (Ba), Bosque dos Tropeiros (Tro), Bosque Reinhard Maack (Ma), Bosque João Paulo II (BPa), Bosque Capão da Imbuia (CIm), Bosque Alemão (Al), Bosque Tatuquara (Tat).

	Al	Bar	Bpa	CIm	Ma	Tat	Tro
Bar	0.9583						
Bpa	1.1993	1.2138					
CIm	0.9902	0.8996	0.8178				
Ma	1.3951	0.9770	1.0735	0.6383			
Tat	1.4467	1.4617	1.1481	0.8764	1.0294		
Tro	1.5998	1.5556	1.0637	0.8538	1.4459	0.8574	
Zoo	1.5116	0.9802	1.4894	1.1732	1.6777	1.5085	1.6655

Tabela 11. Relação das variáveis ambientais e os índices de diversidade beta taxonômica e filogenética. Área de Floresta (**AF**), Áreas abertas verdes e campos (**AAC**), Área Pavimentada (**AP**), Área de corpos de água (**ACA**), Isolamento Meio do Fragmento (**ISTf**), Proporção de áreas de conexão (**CON**), Dimensão Fractal (**Dfr**), Distância ao círculo verde da cidade (**Dist**), Cobertura de extrato arbóreo (**Cob**), Área do Fragmento (**A**), Perímetro do Fragmento (**Pe**). *Valores significativos ($p < 0.05$).

	Bray-Curtis (S: 0.0576896)		MNTD (S: 0.1073688)		q0 (S: 0.1035595)		q1 (S: 0.04430116)	
	r2	p	r2	p	r2	p	r2	P
AF250	0.1243	n.s	0.4418	n.s	0.5342	n.s	0.0186	n.s
AAC250	0.2356	n.s	0.5452	n.s	0.2756	n.s	0.1078	n.s
AP250	0.5463	n.s	0.7253	0.041*	0.3014	n.s	0.4539	n.s
ACA250	0.1216	n.s	0.5285	n.s	0.3592	n.s	0.0225	n.s
ISTF250	0.4439	n.s	0.4997	n.s	0.0133	n.s	0.4261	n.s
CON250	0.2513	n.s	0.7776	0.024*	0.1437	n.s	0.232	n.s
AF500	0.1546	n.s	0.0073	n.s	0.1477	n.s	0.2294	n.s
AAC500	0.2718	n.s	0.482	n.s	0.3314	n.s	0.1168	n.s
AP500	0.473	n.s	0.8113	0.008*	0.1838	n.s	0.4455	n.s
ACA500	0.1683	n.s	0.2541	n.s	0.2609	n.s	0.1558	n.s
ISTF500	0.251	n.s	0.7088	n.s	0.2072	n.s	0.2647	n.s
CON500	0.7907	0.016*	0.1637	n.s	0.1602	n.s	0.5054	n.s
AF750	0.1909	n.s	0.1504	n.s	0.3269	n.s	0.5307	n.s
AAC750	0.2044	n.s	0.2433	n.s	0.3578	n.s	0.1921	n.s
AP750	0.3777	n.s	0.6806	n.s	0.0859	n.s	0.4574	n.s
ACA750	0.1619	n.s	0.2638	n.s	0.2327	n.s	0.1275	n.s
ISTF750	0.359	n.s	0.136	n.s	0.4964	n.s	0.4473	n.s
CON750	0.0765	n.s	0.3154	n.s	0.1254	n.s	0.0016	n.s
Dfr	0.091	n.s	0.016	n.s	0.1784	n.s	0.2169	n.s
Dist	0.0903	n.s	0.2136	n.s	0.2035	n.s	0.3339	n.s
Cob	0.3138	n.s	0.0809	n.s	0.0754	n.s	0.0577	n.s
Pe	0.0931	n.s	0.6306	n.s	0.3829	n.s	0.0236	n.s
A	0.5305	n.s	0.8282	0.01*	0.1665	n.s	0.4385	n.s