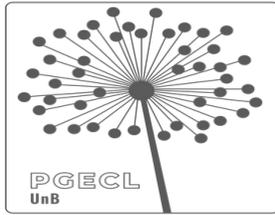


Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**Diversidade de drosofilídeos (Insecta, Diptera) em e Reservas
Ecológicas e Parques Urbanos do Distrito Federal**

Fábio André G. S. Cavalcanti

Brasília – DF
Dezembro – 2023



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Fábio André G. S. Cavalcanti

**Diversidade de drosofilídeos (Insecta, Diptera) em e Reservas
Ecológicas e Parques Urbanos do Distrito Federal**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Rosana Tidon

Brasília – DF
Dezembro – 2023

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela força que me concedeu para que eu sempre continuasse em frente, mesmo nos momentos mais difíceis e desafiadores da minha jornada acadêmica. Sem Ele eu não conseguiria.... a Ele toda honra e glória!

Agradeço à minha família, que sempre me apoiou e me incentivou a seguir os meus sonhos. Em especial aos meus pais (Aray e Tina) e a meu irmão mais novo (Marco) que sempre foi como um irmão mais velho para mim. Sem os cuidados e conselhos de vocês eu me perderia fácil. À minha esposa Julyana, pelo amor, pela compreensão e pela parceria em todos os momentos. Ao meu filho Matheus, pela alegria e pela motivação que ele me traz todos os dias. Ao meu cachorro Bolt, pelo carinho e pela fidelidade.

Agradeço à minha orientadora, Rosana Tidon, pelos ensinamentos e pela paciência durante o percurso do doutorado. Ela foi fundamental para o desenvolvimento e a conclusão deste trabalho, me orientando com sabedoria, rigor e dedicação. Se hoje me considero um pouquinho de drosofilista todo mérito é dela!

Agradeço aos colegas de laboratório, aos que já foram e aos que ainda estão: Angie, Pedro, Laís, Keven, Lara, Veida, Radaelli (gerente do lab.), João, Rafael, Ana e Fred pelo apoio, pela ajuda nos campos e pelas amizades construídas. Vocês tornaram o ambiente de trabalho mais agradável, divertido e produtivo. Agradeço ao Matheus Cavalcante e ao Gabriel Marins, pela ajuda nos campos e nas análises. Eles foram grandes colaboradores e amigos leais, que me auxiliaram em diversas etapas da pesquisa. Time Laboratório de Biologia Evolutiva!

Agradeço aos professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UnB, pela formação acadêmica de qualidade, pelo conhecimento transmitido e pelas oportunidades oferecidas.

Agradeço aos responsáveis pelas reservas ambientais e parques nos quais realizei minhas coletas, pela autorização e pela infraestrutura disponibilizada. Agradeço especialmente ao IBRAM e ao ICMBIO, por me conceder acesso aos parques e reservas. Agradeço às instituições de fomento, CAPES e FAP-DF, pelo financiamento da pesquisa. Sem o apoio financeiro dessas agências, este trabalho não seria possível.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização deste trabalho, o meu muito obrigado. Conseguimos...

RESUMO

Diversidade de drosofilídeos (Insecta, Diptera) em Reservas Ecológicas e Parques Urbanos do Distrito Federal

O entendimento dos padrões e processos que regem a distribuição, riqueza e abundância de espécies é um dos principais objetivos da Ecologia. Comunidades de drosofilídeos em reservas naturais e parques urbanos são excelentes laboratórios para estudar estruturação de assembleias de insetos, e nesta tese avaliamos assembleias dessas moscas em sete parques urbanos e três reservas do Distrito Federal. O primeiro capítulo mostrou que os parques tendem a ser dominados por espécies exóticas à Região Neotropical, cuja abundância aumenta naqueles inseridos em áreas mais densamente povoadas e próximas ao centro da cidade. Drosofilídeos neotropicais, por outro lado, foram mais abundantes nos parques maiores e mais distantes do centro urbano. Não encontramos nenhuma relação entre riqueza de espécies e as variáveis ambientais dos parques. Esses resultados corroboram a ideia de que ambientes urbanos tendem a favorecer espécies exóticas, provavelmente porque são generalistas e já foram selecionadas por uma série de filtros. O segundo capítulo investigou a diversidade beta entre parques e reservas, a qual se mostrou moderada com relação à riqueza e abundância de drosofilídeos, e associada principalmente ao mecanismo de *turnover* (89% dos casos para a riqueza e 99,9% para a abundância). De forma geral, a dissimilaridade entre parques e reservas não foi afetada pela distância entre eles. Entretanto, em dois casos a dissimilaridade das comunidades de drosofilídeos aumentou com a distância entre reserva e parque: na Estação Ecológica de Águas Emendadas (riqueza) e Parque Nacional de Brasília (abundância relativa das espécies). Por fim, no terceiro capítulo relatamos a primeira ocorrência nas Américas da espécie afrotropical *Zaprionus tuberculatus* Malloch, reconhecida como invasora pelo Invasive Species Compendium. Argumentamos que ela provavelmente causará impacto no bioma Cerrado, um *hotspot* de biodiversidade onde comunidades de drosofilídeos têm sido monitoradas desde 1998. Este achado enfatiza a importância de monitorar e compreender o impacto das espécies invasoras em diferentes ecossistemas.

Palavras-chaves: Diversidade beta; Drosophilidae; riqueza; abundância; *Zaprionus tuberculatus*.

ABSTRACT

Diversity of drosophilids (Insecta, Diptera) in Ecological Reserves and Urban Parks of the Federal District, Brazil

Ecology aims to understand the patterns and processes that govern the distribution, richness, and abundance of species. Drosophilid communities found in natural reserves and urban parks are great laboratories for studying insect assemblages. In this thesis, we evaluated the assemblages of these flies in seven urban parks and three reserves in the Federal District. The first chapter of the thesis showed that parks tend to be dominated by species that are exotic to the Neotropical Region. The abundance of these exotic species increases with the proximity of the park to the city center and its population density. On the other hand, Neotropical drosophilids were more abundant in larger parks and those further away from the urban center. We did not find any relationship between species richness and the environmental variables of the parks. These results support the idea that urban environments tend to favor exotic species, probably because they are generalists and have already been selected by a series of filters. In the second chapter, we investigated beta diversity between parks and reserves. The beta diversity was moderate concerning the richness and abundance of drosophilids, and it was mainly associated with the turnover mechanism (89% of cases for richness and 99.9% for abundance). In general, the dissimilarity between parks and reserves was not affected by the distance between them. However, in two cases, the dissimilarity of drosophilid communities increased with the distance between the reserve and park, specifically at the Águas Emendadas Ecological Station (richness) and Brasília National Park (relative species abundance). Finally, in the third chapter, we reported the first occurrence in the Americas of the Afrotropical species *Zaprionus tuberculatus* Malloch, recognized as invasive by the Invasive Species Compendium. We argue that this species is likely to impact the Cerrado biome, a biodiversity hotspot where drosophilid communities have been monitored since 1998. This finding emphasizes the importance of monitoring and understanding the impact of invasive species on different ecosystems.

Keywords: Beta diversity; Drosophilidae; wealth; abundance; *Zaprionus tuberculatus*.

LISTA DE FIGURAS

- Capítulo 1 –

Figura 1. Geolocalização (imagem *Google Earth*) dos sete parques urbanos do DF. Parque Ecológico da Asa Sul (PESUL); Parque Ecológico Olhos D'Água (PEOHA); Parque Ecológico Ezequias Heringer (PEEZH); Parque Ecológico Jequitibás (PEJEQ); Parque Ecológico Saburo Onoyama (PESON); Parque Ecológico de Águas Claras (PEACL); Parque Ecológico do Riacho Fundo (PERFU). 14

Figura 2. Armadilhas para coleta de drosofilídeos confeccionadas com garrafas pet. A. Fios de cobre na parte superior prendem a armadilha a 1,5 m do solo e acoplam a parte inferior as demais. B. A parte superior da armadilha é clara, permitindo a entrada de luz. C. Suporte onde os drosofilídeos podem pousar. D. Parte intermediária, com orifícios que permitem a entrada de indivíduos. E. Parte inferior da armadilha vista por baixo. F. Parte inferior da armadilha em vista lateral: é o compartimento com a isca de banana fermentada e isolado do contato com os drosofilídeos. Fonte: Roque et al., 2011. 16

Figura 3. Curvas de rarefação baseada em número de indivíduos para assembleias de drosofilídeos, com intervalos de confiança de 95% em sete parques do Distrito Federal. 23

Figura 4. Perfis de diversidade de Rényi para assembleias de drosofilídeos coletados em sete parques do Distrito Federal. O eixo X representa a riqueza de espécies quando $\alpha = 0$, o índice de diversidade de Shannon quando $\alpha = 1$, o índice de Simpson quando $\alpha = 2$ e o índice Berger-Parker para a dominância das espécies mais abundantes quando $\alpha = \text{inf}$ 23

Figura 5. Drosofilídeos registrados no Distrito Federal. O círculo amarelo engloba as espécies de coletadas nos parques ($n = 34$), o azul ($n = 21$) as coletadas em áreas antrópicas (urbanas e cultivos agrícolas), e o verde ($n = 84$) as coletadas em áreas naturais. # Espécies exóticas. 24

Figura 6. Dendrograma de similaridade entre sete parques do Distrito Federal, construído por meio da distância de Bray-Curtis. Com base no índice de similaridade de 65%, os sete parques foram agrupados três grupos de parques: grupo 1 (PESUL e PEOHA); grupo 2 (PEACL e PESON); e grupo 3 (PERFU, PEJEQ e PEEZH). 25

Figura S1. Abundância absoluta (valores no interior das barras) e relativa (proporções ilustradas pelas cores verde e amarelo) de drosofilídeos neotropicais e exóticos coletados entre 2021 (fevereiro, abril e dezembro) e 2022 (fevereiro e abril) em sete parques ecológicos do Distrito Federal: PESUL (Parque Ecológico Asa Sul); PEOHA (Parque Ecológico Olhos D'Água); PEEZH (Parque Ecológico Ezequias Heringer); PEJEQ (Parque Ecológico Jequitibás); PESON (Parque Ecológico Saburo Onoyama); PEACL (Parque Ecológico Águas Claras); e PERFU (Parque Ecológico do Riacho Fundo). 39

Figura S2. Efeito estimado das métricas ambientais em relação a abundância (ABD): A) Efeito da sinergia entre distância e densidade populacional, modelo $mabd_{11} \beta_0: \beta_1^*$ (AIC: 495,69; BIC: 500,35); B) Efeito da distância modelo $mabd_{09} \beta_0^*$ (AIC: 497,16; BIC: 501,83); * = Nível de significância ($\alpha = 0,05$). 40

Figura S3. Efeito estimado das métricas ambientais em relação a abundância de exóticas (ABDEXO): A) Efeito da sinergia entre distância e densidade populacional, modelo $mabdexo_{11} \beta_0: \beta_1^*$ (AIC: 459,47; BIC: 464,13); B) Efeito da densidade populacional $mabd3xo_{07} \beta_1^*$ (AIC: 461,66; BIC: 466,32); * = Nível de significância ($\alpha = 0,05$). 41

Figura S4. Efeito estimado das métricas ambientais em relação a abundância de nativas (ABDNEO = ABDNAT): A) Efeito da distância, modelo mabdneo 09 β_0^* (AIC: 441,16; BIC: 445,82); B) Efeito da distância e tamanho do parque mabdneo10 $\beta_0;\beta_2^*$ (AIC: 442,24; BIC: 446,90); * = Nível de significância ($\alpha = 0,05$). 42

- Capítulo 2 –

Figura 1. Geolocalização (imagem *Google Earth*) dos sete parques urbanos e as três reservas de uso restrito do DF: Parque Ecológico da Asa Sul PESUL; Parque Ecológico Olhos D’Água (PEOHA); Parque Ecológico Ezechias Heringer (PEEZH); Parque Ecológico Jequitibás (PEJEQ); Parque Ecológico Saburo Onoyama (PESON); Parque Ecológico de Águas Claras (PEACL); Parque Ecológico do Riacho Fundo (PERFU); Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE); ix) Parque Nacional de Brasília (PNB); e Reserva Ecológica do IBGE (RECOR). .49

Figura 2. Armadilhas para coleta de drosofilídeos confeccionadas com garrafas pet. A. Fios de cobre na parte superior prendem a armadilha a 1,5 m do solo e acoplam a parte inferior as demais. B. A parte superior da armadilha é clara, permitindo a entrada de luz. C. Suporte onde os drosofilídeos podem pousar. D. Parte intermediária, com orifícios que permitem a entrada de indivíduos. E. Parte inferior da armadilha vista por baixo. F. Parte inferior da armadilha em vista lateral: é o compartimento com a isca de banana fermentada e isolado do contato com os drosofilídeos. Fonte: Roque et al., 2011. 51

Figura 3. Curvas de rarefação baseadas em número de indivíduos para assembleias de drosofilídeos, com intervalos de confiança de 95% com suas extrapolações (linhas pontilhadas). (A) Sete parques e três reservas do Distrito Federal: PESUL: Parque Ecológico Asa Sul; PEOHA: Parque Ecológico Olhos D’Água; PEEZH: Parque Ecológico Ezequias Heringer; PEJEQ: Parque Ecológico Jequitibás; PESON: Parque Ecológico Saburo Onoyama; PEACL: Parque Ecológico Águas Claras; e PERFU: Parque Ecológico do Riacho Fundo; ESECAE: Estação Ecológica de Águas Emendadas; PNB: Parque Nacional de Brasília; e RECOR: Reserva Ecológica do IBGE. B) Apenas nas três reservas (ESECAE, PNB e RECOR). 60

Figura 4. Perfis de diversidade de Rényi para assembleias de drosofilídeos coletados em sete parques e três reservas do Distrito Federal. PESUL: Parque Ecológico Asa Sul; PEOHA: Parque Ecológico Olhos D’Água; PEEZH: Parque Ecológico Ezequias Heringer; PEJEQ: Parque Ecológico Jequitibás; PESON: Parque Ecológico Saburo Onoyama; PEACL: Parque Ecológico Águas Claras; e PERFU: Parque Ecológico do Riacho Fundo; ESECAE: Estação Ecológica de Águas Emendadas; PNB: Parque Nacional de Brasília; e RECOR: Reserva Ecológica do IBGE. O eixo X representa a riqueza de espécies quando $\alpha = 0$, o índice de diversidade de Shannon quando $\alpha = 1$, o índice de Simpson quando $\alpha = 2$ e o índice Berger-Parker para a dominância das espécies mais abundantes quando $\alpha = \text{inf}$ 61

Figura 5. Dendrograma de similaridade entre sete parques e três reservas do Distrito Federal, construído por meio da distância de Bray-Curtis. Com base no índice de similaridade de 67%, foram agrupados quatro grupos: grupo 1 (reserva do PNB: Parque Nacional de Brasília; e RECOR: Reserva Ecológica do IBGE); grupo 2 (parques PEACL: Parque Ecológico Águas Claras; e PESON: Parque Ecológico Saburo Onoyama); grupo 3 (parques PEEZH: Parque Ecológico Ezequias Heringer; PEJEQ: Parque Ecológico Jequitibás; e PERFU: Parque Ecológico do Riacho Fundo); e grupo 4 (parques PESUL: Parque Ecológico Asa Sul; PEOHA: Parque Ecológico Olhos D’Água; e reserva ESECAE: Estação Ecológica de Águas Emendadas). 62

Figura S1: Abundância absoluta (valores no interior das barras) e relativa (proporções ilustradas pelas cores verde e amarelo) de drosofilídeos neotropicais e exóticos coletados em: i) parques ecológicos (linha tracejada) - PESUL (Parque Ecológico Asa Sul); PEOHA (Parque Ecológico

Olhos D'Água); PEEZH (Parque Ecológico Ezequias Heringer); PESON (Parque Ecológico Saburo Onoyama); PEACL (Parque Ecológico Águas Claras); e PERFU (Parque Ecológico do Riacho Fundo); e ii) Reservas (linha contínua) – ESECAE (Estação Ecológica de Águas Emendadas); PNB (Parque Nacional de Brasília); e RECOR (Reserva Ecológica do IBGE). **71**

- Capítulo 3 –

Figure 1. Map of South America showing the Cerrado biome and the 11 collection sites where *Zaprionus tuberculatus* was recorded. 1: Parque Ecológico da Asa Sul; 2: Parque Ecológico Olhos D'Água; 3: RPPN Murundu; 4: Parque Ecológico Jequitibás; 5: Estação Ecológica de Águas Emendadas; 6: Parque Nacional de Brasília; 7: Reserva Ecológica do IBGE; 8: Parque Ecológico Riacho Fundo; 9: Parque Ecológico Saburo Onoyama; 10: Parque Ecológico de Águas Claras; 11: Parque Ecológico Ezechias Heringer. The Cerrado demarcation was based on Souza et al. (2020). For collection dates, see Table 1. **80**

Figure 2. *Zaprionus tuberculatus* relative abundance throughout samplings. 1: Parque Ecológico da Asa Sul; 2: Parque Ecológico Olhos D'Água; 3: RPPN Murundu; 4: Parque Ecológico Jequitibás; 5: Estação Ecológica de Águas Emendadas; 6: Parque Nacional de Brasília; 7: Reserva Ecológica do IBGE; 8: Parque Ecológico Riacho Fundo; 9: Parque Ecológico Saburo Onoyama; 10: Parque Ecológico de Águas Claras; 11: Parque Ecológico Ezechias Heringer. For collection dates, see Table 1. **83**

Figure 3. *Zaprionus tuberculatus*. A: dorsal view presenting a pronounced mid-frontal stripe, B: profemur with a prominent tubercle on the medioventral margin, C: ovipositor; spermatheca somewhat papillate only on the upper half of the capsule (whereas it is densely papillate overall the capsule in *Z. sepsoides*, D: surstylus with six inner setae and six outer setae, E: Tip of aedeagus rounded in lateral view, F: epandrium ventral lobe with three long setae, G: contour of inner part of aedeagus with small irregular teeth. Abbreviations: Mid-frontal stripe (FS), stripes (S), profemural tubercle (T), spermathecal papillae (P), surstylar teeth (ST), serrated margin of the phallic cap (M) and epandrial ventral lobe (E). **85**

LISTA DE TABELAS

- Capítulo 1 –

Tabela 1. Métricas ambientais utilizadas para caracterização de sete parques urbanos no Distrito Federal. TAM = tamanho; MAT = porcentagem de área florestada dentro do parque; USO = porcentagem de uso do solo não favorável no entorno do parque; POP = densidade populacional da região onde se localiza o parque; DIS = distância em quilômetros da borda do parque até o centro urbano do DF. 14

Tabela 2. Estruturas dos GLMs com a distribuição de probabilidade de Poisson para as variáveis preditoras de riqueza (RIQ – mriq1 a mriq12) e probabilidade de Negativa Binomial para as variáveis preditoras de abundância (ABD – mabd1 a mabd12), abundância de exóticas (ABDEXO – mabdexo1 a mabdexo12) e abundância de nativas (ABDNEO – mabdneo1 a mabdneo12). ... 19

Tabela 3. Composição, abundância total (Abd. Total) e abundâncias relativas de espécies de drosofilídeos coletados em sete parques ecológicos do Distrito Federal. PESUL: Parque Ecológico Asa Sul; PEOHA: Parque Ecológico Olhos D'Água; PEEZH: Parque Ecológico Ezequias Heringer; PEJEQ: Parque Ecológico Jequitibás; PESON: Parque Ecológico Saburo Onoyama; PEACL: Parque Ecológico Águas Claras; e PERFU: Parque Ecológico do Riacho Fundo. 20

Tabela 4. Análise de IndVAL com as cinco espécies que mais tiveram associações (valores em porcentagem) em cada um dos grupos. 26

Tabela 5. Modelos das métricas ambientais através da distribuição de Poisson para a variável preditora de riqueza (RIQ). 27

Tabela 6. Modelos das métricas ambientais através da distribuição Binominal negativa para a variável preditora de abundância (ABD). 28

Tabela 7. Modelos das métricas ambientais através da distribuição Binominal negativa para a variável preditora de abundância de exóticas (ABDEXO). 29

Tabela 8. Modelos das métricas ambientais através da distribuição Binominal negativa para a variável preditora de abundância de neotropicais (ABDNEO). 30

- Capítulo 2 -

Tabela 1. Distâncias (Km) entre os sete parques urbanos e as três reservas de uso restrito, medidas em linha reta da mata mais próxima da borda do parque à mata mais próxima da borda da reserva. Parque Ecológico da Asa Sul (PESUL); Parque Ecológico Olhos D'Água (PEOHA); Parque Ecológico Ezechias Heringer (PEEZH); Parque Ecológico Jequitibás (PEJEQ); Parque Ecológico Saburo Onoyama (PESON); Parque Ecológico de Águas Claras (PEACL); Parque Ecológico do Riacho Fundo (PERFU); Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE); Parque Nacional de Brasília (PNB); e Reserva Ecológica do IBGE (RECOR). 50

Tabela 2. Composição, abundância total e abundâncias relativas de espécies de drosofilídeos coletados em sete parques ecológicos e três reservas do Distrito Federal. PESUL: Parque Ecológico Asa Sul; PEOHA: Parque Ecológico Olhos D'Água; PEEZH: Parque Ecológico Ezequias Heringer; PEJEQ: Parque Ecológico Jequitibás; PESON: Parque Ecológico Saburo Onoyama; PEACL: Parque Ecológico Águas Claras; e PERFU: Parque Ecológico do Riacho

Fundo; ESECAE: Estação Ecológica de Águas Emendadas; PNB: Parque Nacional de Brasília; e RECOR: Reserva Ecológica do IBGE. 56

Tabela 3. Valores indicadores (IndVAL) das espécies de drosofilídeos que mais se associaram com os grupos de parques/reservas definidos pelo dendrograma de similaridade. 63

Tabela 4. Decomposição do índice de dissimilaridade de Jaccard (β_{jac}), baseado na riqueza, em dissimilaridade derivada de turnover (β_{jtu}) e dissimilaridade derivada de aninhamento (β_{jne}); e decomposição do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (dBC), baseado em abundância relativa, em variação equilibrada em abundância (d BC.ba) e gradientes de abundância (d BC.gra).. 65

Tabela 5. Teste de Mantel para a correlação pareada as matrizes de dissimilaridade (DIS) e os mecanismos de partição de diversidade de turnover (TUR) e aninhamento (ANI) de riqueza (RIQ), riqueza de espécies neotropicais (RIQ NEO), abundância (ABD), abundância de drosofilídeos neotropicais (ABD NEO) e abundância de drosofilídeos exóticos (ABD EXO) com a matriz de distância geográfica entre parques e reservas. Foram realizadas 5.039 permutações para cada matriz pareada.66

Tabela S1. Análise pareada, entre parques e reservas, da partição da dissimilaridade baseada na riqueza envolvendo a decomposição do índice de dissimilaridade de Jaccard (β_{jac}) em dois componentes separados: dissimilaridade derivada da turnover (β_{jtu}) e dissimilaridade derivada do aninhamento (β_{jne}). 71

Tabela S2. Análise pareada, entre parques e reservas, da partição da dissimilaridade baseada na riqueza de espécies neotropicais envolvendo a decomposição do índice de dissimilaridade de Jaccard (β_{jac}) em dois componentes separados: dissimilaridade derivada da turnover (β_{jtu}) e dissimilaridade derivada do aninhamento (β_{jne}).72

Tabela S3. Análise pareada, entre parques e reservas, da abundância relativa da decomposição do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (dBC) em dois componentes aditivos: variação equilibrada em abundância (dBC.ba) e gradientes de abundância (dBC.gra).72

Tabela S4. Análise pareada, entre parques e reservas, da abundância relativa de drosofilídeos neotropicais da decomposição do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (dBC) em dois componentes aditivos: variação equilibrada em abundância (dBC.ba) e gradientes de abundância (dBC.gra). 73

Tabela S5. Análise pareada, entre parques e reservas, da abundância relativa de drosofilídeos exóticos da decomposição do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (dBC) em dois componentes aditivos: variação equilibrada em abundância (dBC.ba) e gradientes de abundância (dBC.gra). 73

- Capítulo 3 –

Table 1. Abundance of *Zaprionus tuberculatus* and *Zaprionus indianus* collected using banana traps in the Brazilian Savanna. 81

ÍNDICE

INTRODUÇÃO GERAL	01
CAPÍTULO 1 – Distância do centro urbano, tamanho e densidade populacional influenciam drosofilídeos em parques urbanos	09
INTRODUÇÃO.....	10
MÉTODOS.....	13
RESULTADOS.....	20
DISCUSSÃO.....	31
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	37
CAPÍTULO 2: Impacto da distância entre parques e reservas do Distrito Federal na diversidade beta de drosofilídeos	43
INTRODUÇÃO	44
MÉTODOS	48
RESULTADOS	54
DISCUSSÃO	66
MATERIAL SUPLEMENTAR	71
CAPÍTULO 03: Geographic Expansion of an Invasive Fly: First Record of <i>Zaprionus tuberculatus</i> (Diptera: Drosophilidae) in the Americas	74
INTRODUCTION.....	77
MATERIAL AND METHODS.....	79
RESULTS.....	81
DISCUSSION.....	84
MATERIAL SUPLEMENTAR.....	89
CONSIDERAÇÕES FINAIS E DIREÇÕES FUTURAS.....	90
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	93

INTRODUÇÃO GERAL

A compreensão dos padrões e processos que determinam a distribuição, riqueza e abundância de espécies é um dos principais objetivos da Ecologia (Chase, 2003; Silva & Hernández, 2014). Muitas teorias relacionadas à composição de comunidades receberam atenção nas últimas décadas na busca desse entendimento. Inicialmente as comunidades eram consideradas como um “organismo complexo”, por reunirem espécies fortemente integradas e interdependentes (Clements, 1916); como interpretado por Forbes (1887) em seu estudo sobre as interações da biota de lagos. Em contraposição a essa ideia, Gleason (1926), tentando explicar a natureza das comunidades, introduziu a visão de que abundâncias e distribuições de espécies variam ao longo do espaço em resposta a fatores ambientais. Nesse contexto, mudanças graduais eram esperadas ao longo de gradientes ambientais porque as comunidades seriam afetadas por mecanismos espaciais (filtros) e de dispersão. Em 1967 MacArthur & Wilson apresentaram a Teoria de Biogeografia de Ilhas, com base no trabalho de Munroe (1948) que estudou dispersão de borboletas em regiões insulares.

A Teoria de Biogeografia de Ilhas postula que os continentes, como fontes ricas de espécies, podem dispersar indivíduos para colonizar uma ou mais ilhas. Assim, a taxa de imigração é determinada por diferentes fatores, como o tamanho e isolamento das ilhas, ou seja, quanto menores e mais distantes do continente, menor o número de espécies que conseguem alcançá-las e, conseqüentemente, menor a riqueza de espécies. Esses fatores, tamanho e isolamento das ilhas também afetam a taxa de extinção, rapidez com que as espécies desaparecem de uma ilha. Ilhas pequenas têm menos recursos e espaço disponíveis, o que pode levar à competição intensa entre as espécies e ao aumento da taxa de extinção. Além disso, quanto mais distante a ilha estiver do continente, maior é a probabilidade de espécies não conseguirem alcançar a ilha, o que pode resultar em um menor número de espécies presentes, e aumento da taxa de extinção. Em geral a teoria propõe uma dinâmica em que a quantidade de espécies nas ilhas é um balanço entre a imigração e extinção, causando uma renovação (*turnover*) na taxa de espécies e no tamanho populacional. Essa teoria não aborda a qualidade das ilhas na relação de riqueza de espécies. Atualmente, o conceito de ilha também pode ser aplicado a qualquer hábitat que esteja isolado por uma matriz inóspita. A teoria também estabelece um ponto de equilíbrio dinâmico entre taxas de entrada e saída quando as taxas de imigração e extinção são iguais.

O ponto de equilíbrio do conceito da biogeografia de ilhas é análogo ao equilíbrio que ocorre no modelo de metapopulações proposto por Levins em 1969. O modelo de metapopulações é baseado em populações locais presentes em manchas, conectadas por emigrações e imigrações. A dinâmica populacional ocorre mediante ganhos por colonização ou perda por extinções de sub-populações nas diversas redes de manchas da paisagem (Hanski & Gilpin, 1991). Nesse sentido, quando as taxas de imigração são semelhantes às de extinção, através da dispersão de indivíduos, os tamanhos populacionais podem atingir um equilíbrio. Porém, quando manchas com qualidade mais elevadas permitem maior quantidade de nascimentos do que mortes, essas manchas podem ser fontes ricas (manchas “fontes” - source) para sustentar a permanência de populações em outras manchas (manchas “sumidouras” - sink) da paisagem. Assim, o modelo de metapopulações também considera a qualidade do habitat como fator responsável pela manutenção das espécies. Quando o modelo de metapopulações é expandido para contemplar mais espécies coexistindo em ambientes interligados, uma comunidade de metapopulações, chegamos a um conceito mais amplo, o de metacomunidades.

A teoria de metacomunidades, proposta por Hanski & Gilpin em 1991, tem atraído a atenção de ecólogos principalmente a partir da síntese elaborada por Leibold *et al.* (2004), que define metacomunidades como “um conjunto de comunidades locais ligadas pela dispersão de múltiplas espécies potencialmente interativas”. Na tentativa de explicar os padrões de distribuição e abundância de espécies, a teoria de metacomunidades abrange uma escala regional, composta por várias comunidades locais que formam as escalas locais, conectadas por dispersão (Vellend, 2010; Silva & Hernández, 2014). Apesar das interações ocorrerem geralmente em escalas locais, a coexistência local e regional das espécies será também muito influenciada pela heterogeneidade espacial e pela dispersão. A capacidade de dispersão das espécies permite sua persistência temporária em manchas não favoráveis (*sinks*), bem como o potencial de contrapor filtros ambientais locais (Chase *et al.*, 2005).

Leibold *et al.* (2004) sintetizaram quatro paradigmas (modelos) na tentativa de entender a composição de espécies em comunidades locais. Cada paradigma possui diferentes premissas acerca dos processos locais e regionais que moldam a estrutura de metacomunidades. Entretanto, eles não são excludentes, pois proporcionam diferentes explicações para a coexistência de espécies que, em muitos casos, podem ser combinadas.

(i) Teoria neutra (*neutral theory*): Proposta por Hubbell (2001), esta teoria prevê que as espécies são neutras tanto em relação ao ambiente quanto às interações interespecíficas. De acordo com essa teoria, os processos estocásticos e a dispersão limitada

seriam os responsáveis pelo número de indivíduos e de espécies que ocorrem em uma localidade. Na teoria neutra, as espécies não são “melhores” umas do que as outras (p. ex. competidor; dispersor), e não existem manchas mais favoráveis do que as demais. Portanto esta teoria prevê que as diferentes espécies possuem equivalência na dispersão e nicho ecológico, desconsiderando processos como competição e seleção de nicho (Rosindell *et al.*, 2011; Vellend *et al.*, 2014).

ii) Dinâmica de manchas (*patch-dynamics*): Em sua versão mais simples, esse paradigma considera a coexistência regional em sistemas onde as espécies competem por recursos, entretanto, nenhum outro tipo de interação entre elas influencia a dinâmica local (Levins & Culver, 1971). Abordagens envolvendo comunidades divididas em manchas com um único recurso, e espécies com diferentes níveis de fecundidade e dispersão (Hastings, 1980; Tilman, 1994), acrescentaram complexidade ao modelo. Nesse cenário, as manchas são homogêneas e a estruturação da comunidade ocorre principalmente por interações (competição) e dispersão (colonização). Ou seja, existe um balanço (*trade off*) entre as habilidades de colonizar e competir. Suponha que a espécie “A” seja uma boa competidora e a espécie “B” seja uma excelente colonizadora. As comunidades serão constituídas devido a extinções por eventos estocásticos (p. ex. perturbação), após os quais a espécie “B” se estabelecerá sozinha na mancha após colonizá-la, ou por eventos determinísticos em que a espécie “A” teria maior probabilidade de ocorrer sozinha na mancha após eliminar os competidores inferiores. Também seria possível a coexistência, nos casos em que a espécie “A” chega após o estabelecimento da espécie “B”. Assim na paisagem seriam esperadas manchas ocupadas apenas pela espécie “A”, apenas pela espécie “B” e manchas ocupadas pelas duas espécies (Leibold *et al.*, 2004).

iii) Filtro de espécies (*species sorting*): O paradigma se baseia nas teorias de mudanças da comunidade ao longo de gradientes ambientais (Whittaker, 1962) e considera os efeitos de características abióticas nas taxas vitais da população e nas interações bióticas (Tilman, 1982; Leibold, 1998). Nesse caso, as manchas são heterogêneas e os filtros ambientais são importantes para estruturar comunidades. Esses filtros, próprios de cada mancha, selecionam o estabelecimento de espécies com base em suas preferências de nicho e interações com outras espécies. Ou seja, a comunidade é governada por efeitos locais. A capacidade de dispersão não possui muita relevância neste modelo, e a coexistência só é possível por diversificação de nicho. Mesmo que a espécie “A” alcance a mancha, para se estabelecer ela precisa estar adaptada às condições locais (Chase *et al.*, 2005).

iv) Efeitos de massa (*mass effects*): Neste paradigma as manchas são heterogêneas, porém bem conectadas por dispersão, estabelecendo uma relação fonte-sumidouro (*source-sink*). A imigração de indivíduos a partir de manchas fontes é suficiente para alterar a distribuição das espécies. A coexistência de competidoras fracas em ambientes onde elas seriam extintas é viabilizada por seu potencial dispersor. O paradigma prediz que tanto efeitos locais (p. ex. interações bióticas) quanto regionais (p. ex. dispersão) podem influenciar na diversidade e composição local. Aqui as espécies “A” e “B” ocorrem em todas as manchas, mas cada uma predomina nas manchas que lhes são mais favoráveis (Holt, 1993; Mouquet & Loreau, 2003; Chase *et al.*, 2005).

A diversidade de espécies pode ser mensurada nas escalas local e regional, particionando-a dentro de cada comunidade e entre comunidades de manchas diferentes. Whittaker (1960) relacionou a diversidade de espécies à estrutura espacial e definiu três níveis de diversidade biológica: diversidade α (alfa), γ (gama) e β (beta). A diversidade alfa (α) refere-se à diversidade local, ou seja, o número total e a proporção de espécies em uma determinada mancha na paisagem. Esta diversidade quantifica a riqueza e abundância relativa de espécies em escala local. O acúmulo de espécies da diversidade alfa encontrado em um conjunto de manchas reflete a diversidade regional dentro da área geográfica em questão, essa é a diversidade gama (γ). No entanto, como algumas espécies podem ocorrer em mais de um ambiente, a diversidade gama não necessariamente é a soma de espécies de cada local. A diversidade beta (β), quantifica o número de espécies distintas que existem entre os locais de uma região (Baselga, 2010).

A diversidade beta representa, portanto, a diferença na estrutura das comunidades de diferentes locais. Ela está relacionada à dispersão de espécies do pool global (filtros históricos), que compõe um pool regional (γ), que será selecionado por filtros locais abióticos e bióticos, conduzindo à formação de diferentes comunidades locais (α) (Vellend, 2010). A heterogeneidade ambiental impõe diferenças nas restrições de cada local, aumentando a variação entre comunidades e consequentemente a diversidade beta. Conjuntos de locais ambientalmente dissimilares favorecem a colonização de espécies com diferentes requerimentos (Heino *et al.*, 2015). Por outro lado, a introdução de espécies pode afetar a diversidade beta de forma contrária. Quando poucas espécies exóticas se tornam dominantes e impedem o estabelecimento de outras espécies, podem causar a redução e até a extinção das espécies locais (Simberloff & Vitule, 2014).

Nesse cenário, duas comunidades locais (α) podem se tornar mais complexas e heterogêneas, ou mais simplificadas e homogêneas com o ganho ou perda de espécies.

Quando duas comunidades locais perdem uma espécie em comum ou ganham espécies diferentes, elas se tornam mais heterogêneas. Em ambos os casos, a diversidade beta aumenta. Porém, quando ocorre homogeneização nas comunidades locais, seja pela perda de espécies exclusivas (p. ex. extinção por impactos antrópicos) ou pelo ganho de espécies amplamente distribuídas (p. ex. espécies invasoras), a diversidade beta diminui. Portanto, extinções e dispersão são processos que alteram a diversidade entre diferentes comunidades (Socolar *et al.*, 2016).

Variações na composição e riqueza entre comunidades locais – que geram padrões da diversidade beta – podem ser explicadas por dois mecanismos. O primeiro é o *turnover*, que se refere à substituição de espécies entre diferentes comunidades locais. Ou seja, espécies distintas em comunidades distintas indicam uma troca da identidade das espécies de uma comunidade para outra (Newbold *et al.*, 2016). O segundo mecanismo é o aninhamento (*nestedness*), que se refere à perda de espécies entre comunidades, levando-as a uma estrutura aninhada. Assim, comunidades mais pobres em espécies são subconjuntos de comunidades mais ricas em diversidade (Soininen *et al.*, 2018). Ambos os mecanismos podem ocorrer simultaneamente, levando à dissimilaridade entre as comunidades em escala regional e aumentando a diversidade beta (Balsega, 2013; 2015). A partição da diversidade beta entre *turnover* e aninhamento contribui para a compreensão da origem e manutenção da diversidade nas diferentes comunidades, principalmente, quando as comunidades se desequilibram devido a distúrbios antrópicos.

Distúrbios antrópicos, como a urbanização, transformam ambientes naturais e influenciam a distribuição e composição de comunidades. A urbanização altera o uso da terra, convertendo áreas naturais em áreas antropizadas e conseqüentemente fragmentando a paisagem (Liu *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2019). O crescimento das cidades provoca maior isolamento de manchas com áreas preservadas, que geralmente estão concentradas em reservas ao redor das cidades ou em parques inseridos na matriz urbana. A perda de habitat resulta na diminuição da biodiversidade local. Além disso, a paisagem modificada, mais homogênea, favorece a persistência de espécies exóticas, generalistas e mais capazes a tolerar as condições urbanas (Lian & Sodhi, 2004; Youngsteadt *et al.*, 2015). Como resultado de extinções locais e estabelecimento de espécies exóticas, o pool de espécies se modifica nas escalas local e regional. Com o contínuo crescimento das cidades, que resulta na redução de áreas naturais e no aumento da distância entre elas, é importante entender melhor os padrões e fatores que ocorrem para determinar a distribuição, riqueza e abundância para a conservação das espécies nativas (Liu *et al.*, 2019).

Estudos em diversas partes do mundo tem buscado descrever processos e padrões de distribuição de riqueza e abundância em parques urbanos. Os pesquisadores têm integrado ecologia, biogeografia, metacomunidades, análise de dispersões, áreas fontes e as várias configurações dos parques imersos nas matrizes urbanas. Os resultados dessas análises, entretanto, nem sempre são consistentes. Embora se observe uma relação entre o aumento da riqueza e abundância da fauna de insetos e o tamanho de áreas verdes urbanas, como parques (Carpintero, & Reyes-López, 2014; Burks & Philpott, 2017; Liu *et al.*, 2019, Egerer *et al.*, 2020 Nason & Eason, 2023), em alguns trabalhos essa associação não foi evidenciada (Vital *et al.*, 2015; Pérez *et al.*, 2019; Iserhard *et al.*, 2021). Efeitos paisagísticos, como o isolamento em relação as áreas fontes, também influenciam a estruturação de assembleias nos parques. Parques localizados próximos a manchas de alta qualidade, como grandes fragmentos florestais e reservas, geralmente são mais ricos em espécies do que os que estão mais distantes dessas manchas (Carpintero, & Reyes-López, 2014; Santos *et al.*, 2019), mas há exceções (Liu *et al.*, 2019; Peng *et al.*, 2020). Além disso, ainda não existe consenso sobre a relação entre urbanização e diversidade beta. Enquanto alguns estudos apontam uma redução nessa diversidade em áreas antropizadas (Fenoglio *et al.*, 2020; González-Céspedes *et al.*, 2021; Iserhard *et al.*, 2021), outros apontam um aumento (Garcia *et al.*, 2012; Gong *et al.*, 2013; Grez *et al.*, 2019) e ainda há os que não encontraram nenhum padrão (Magura *et al.*, 2010; Jones & Leather, 2013; Turrini & Knop, 2015). Assim, compreender os padrões de biodiversidade associado aos parques urbanos e seu entorno deve contribuir para desenvolver e fomentar planos de manejo e conservação da biodiversidade.

Drosofilídeos são insetos da ordem Diptera, família Drosophilidae, considerados bons modelos para compreender mecanismos ecológicos e evolutivos. Essas moscas são pequenas, diversas, de fácil manipulação tanto em laboratório quanto no campo. Adicionalmente, são abundantes em ambientes naturais e alterados, apresentando sensibilidade e respostas rápidas às condições ambientais em consequência do seu ciclo de vida curto. Em função dessas características, têm sido bastante utilizados em estudos de impactos antrópicos e na biodiversidade (Ferreira & Tidon 2005; Gottschalk *et al.*, 2007; Mata *et al.*, 2008; Gottschalk *et al.*, 2009; Mata & Tidon, 2013; Döge *et al.*, 2015).

Atualmente, são reconhecidas no Brasil 364 espécies de drosofilídeos (Tidon *et al.*, 2023) registradas principalmente nos biomas Amazônia, Mata Atlântica e Cerrado. No Cerrado foram documentadas 138 espécies (Ribeiro *et al.*, 2022), a maioria delas sendo raras e restritas ambientalmente (Valadão, 2010; Mata *et al.*, 2017). Essas moscas

desempenham um papel importante na ciclagem de nutrientes dos ecossistemas, pois ao se alimentar de frutos e partes vegetais em decomposição acabam transportando microrganismos decompositores (Markow & O'Grady, 2006) importantes nos processos de sucessão ecológica e ciclagem de nutrientes. Os drosofilídeos possuem distribuição espacial agregada (Tidon-Sklorz & Sene, 1992; Roque *et al.*, 2013), a qual é influenciada principalmente pela disponibilidade de água, recursos, e por fatores abióticos como temperatura e insolação (Powell, 1997). Ademais, devido a sua sensibilidade a alterações no ambiente, variações sazonais na abundância são bastante comuns (Bizzo *et al.*, 2010). No Cerrado, a maior abundância de espécies ocorre nos períodos chuvosos (Tidon, 2006; Mata *et al.*, 2008).

Assembleias de drosofilídeos em reservas ecológicas e parques urbanos se tornam excelentes laboratórios para estudar padrões e processos relacionados à estruturação de assembleias locais. Nesse sentido, o primeiro capítulo dessa tese investiga efeitos do ambiente sobre assembleias de drosofilídeos em sete parques urbanos (daqui em diante designado simplesmente como parques) do Distrito Federal (DF). Partindo da premissa que parques com maior tamanho tem maior probabilidade de abranger ambientes mais heterogêneos, hipotetizamos que eles disponibilizam mais possibilidades de repartição de nichos, como recursos e habitats e, portanto, viabilizam a coexistência de mais espécies. Além disso, parques maiores podem, teoricamente, abrigar mais áreas florestadas, que são relevantes para a maioria dos drosofilídeos. Assim, em parques maiores e com mais áreas florestadas esperamos encontrar maior riqueza e abundância de drosofilídeos. Em relação aos distúrbios antrópicos, pressupomos que parques com entorno mais urbanizado (proporção área concretada/vegetação), situados em regiões com densidade populacional mais alta, e mais próximos ao centro urbano, reúnem condições que afetam negativamente a diversidade e composição de drosofilídeos. Isso ocorre porque espécies generalistas, em geral exóticas, costumam ser mais tolerantes a ambientes modificados (exploram recursos urbanos, como alimentos em lixeiras) do que as espécies mais sensíveis, em geral neotropicais. Consequentemente, parques com essas características tendem a ter uma composição de espécies mais homogênea.

O segundo capítulo investiga a diversidade beta de drosofilídeos em sete parques e três reservas ecológicas do Distrito Federal. Pretendemos entender se a similaridade composicional das assembleias dos parques diminui com a distância das reservas e se essa diferenciação ocorre pelos processos de *turnover* e/ou aninhamento. A hipótese é que parques mais próximos das reservas recebam, por dispersão, mais espécies nativas e,

portanto, serão mais similares às áreas fontes do que os parques mais distantes. Com relação aos mecanismos de diversidade beta, hipotetizamos que assembleias dos parques são subamostras das assembleias das reservas. Assim, em parques mais próximos às reservas esperamos aninhamento, enquanto nos mais distantes estaria ocorrendo a substituição de espécies nativas por espécies exóticas (*turnover*). Ou seja, o aumento da distância entre reservas e parques se reflete no aumento na diversidade beta devido à limitada dispersão de espécies nativas e à dominância de espécies exóticas estabelecidas em áreas urbanas.

O terceiro capítulo, publicado no periódico *Annals of the Entomological Society of America*, relata a primeira ocorrência nas Américas da espécie afrotropical *Zaprionus tuberculatus* Malloch, reconhecida como invasora pelo *Invasive Species Compendium*. Ao longo do capítulo argumentamos que essa invasão provavelmente causará impacto no bioma Cerrado, um *hotspot* de biodiversidade onde comunidades de drosofilídeos têm sido monitoradas desde 1999. *Zaprionus tuberculatus* foi coletada pela primeira vez em janeiro de 2020, com baixa abundância, em parques urbanos localizados em Brasília. Em dezembro de 2020, foi encontrada em uma área preservada a aproximadamente 200 km dos parques urbanos. De janeiro a março de 2021, encontramos a espécie em sete parques urbanos de Brasília e três reservas ecológicas (unidades de conservação) localizadas no entorno da cidade. A abundância relativa da espécie aumentou de 0,9% em 2020 (n = 11.244 drosofilídeos) para 17% em 2021 (n = 6.002 drosofilídeos). Esta é uma oportunidade rara para monitorar um evento de invasão recente em uma área bem estudada. Com base no impacto de *Z. indianus* Gupta, que invadiu o bioma Cerrado em 1999 e permaneceu como espécie dominante durante as estações chuvosas ao longo de quase duas décadas, tememos que essa nova chegada reduza a diversidade de drosofilídeos nos Neotrópicos.

CAPÍTULO 1 –

Distância do centro urbano, tamanho e densidade populacional influenciam drosofilídeos em parques urbanos

CAPÍTULO 1 – Distância do centro urbano, tamanho e densidade populacional influenciam drosofilídeos em parques urbanos

Introdução

O rápido crescimento das cidades, muitas vezes de forma desordenada, tem modificado as condições ambientais para diferentes espécies. A principal mudança é a alteração do uso do solo, provocando uma diminuição e fragmentação das áreas naturais (McKinney, 2006; McDonald *et al.*, 2008). Aliado a essas novas condições, ambientes urbanos disponibilizam uma variedade de recursos alimentares decorrentes das atividades antrópicas, favorecendo o estabelecimento de espécies generalistas e, muitas vezes, exóticas (Koh & Sodhi, 2004; Youngsteadt *et al.*, 2015; Ribeiro *et al.*, 2023). Uma vez estabelecidas em ambiente favorável, as espécies exóticas podem experimentar crescimento populacional, se expandir para outras áreas, e impactar espécies nativas, muitas vezes especialistas (Lockwood *et al.*, 2013). Ou seja, as modificações causadas pela urbanização favorecem espécies exóticas e alteram os filtros ambientais que regulam a distribuição de espécies nativas nas assembleias locais (Santos *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2019).

Uma estratégia viável para minimizar os distúrbios da urbanização e preservar espécies nativas é a criação e manutenção de áreas naturais por meio de parques urbanos (daqui em diante designados simplesmente como parques) (Koh & Sodhi, 2004; Melo *et al.*, 2018; Ješovnik & Bujan, 2021). Parques podem abrigar alta riqueza e abundância de espécies nativas e possuir potencial para conservá-las ao manter populações viáveis e autossustentáveis a longo prazo (Brown & Freitas, 2002; Koh & Sodhi, 2004; Pacheco & Vasconcelos, 2007; Bonfanti *et al.*, 2011; Estrada *et al.*, 2014; Re'zouki *et al.*, 2014; Threlfall *et al.*, 2015; Almeida & Cândido-Júnior, 2017; Santos *et al.*, 2017). Além disso, estudos em parques têm registrado novas ocorrências de espécies, que eventualmente ampliam suas áreas de distribuição geográfica (Grandolfo *et al.*, 2013; Melo *et al.*, 2018). Porém, devido as configurações e estruturas internas de cada parque e suas matrizes circundantes, eles também podem favorecer o estabelecimento de espécies exóticas que afetam assembleias locais em seu interior (Carvalho *et al.*, 2017). Por esse motivo, parques recebem cada vez mais atenção de estudos que avaliam como suas estruturas e configurações influenciam a formação e distribuição de assembleias de espécies (Koh & Sodhi, 2004; Pacheco & Vasconcelos, 2007; Threlfall *et al.*, 2015; Almeida & Cândido-

Júnior, 2017; Carvalho *et al.*, 2017; Santos *et al.*, 2019; Liu *et al.*, 2019; Ješovnik & Bujan, 2021).

Parques urbanos possuem maior abundância e riqueza de espécies, principalmente das nativas, quando comparados com áreas urbanizadas (Threlfall *et al.*, 2015). Este efeito geralmente é mais pronunciado em parques com maior tamanho (Almeida & Cândido-Júnior, 2017; Liu *et al.*, 2019) e heterogeneidade de plantas nativas (Koh & Sodhi, 2004; Pacheco & Vasconcelos, 2007; Threlfall *et al.*, 2015). Características da matriz circundante, como a densidade populacional humana, também afetam a composição das assembleias no interior dos parques (McFredrick & LeBuhn, 2006; Noreika & Kotze, 2012; Concepción *et al.*, 2016; Liu *et al.*, 2019; Pérez *et al.*, 2019). Compreender como os padrões de biodiversidade se associam às configurações dos parques urbanos e seu entorno pode contribuir para o desenvolvimento de métodos e planos para a gestão e conservação dessas áreas.

Como os parques estão inseridos nas cidades, muitas vezes suas estruturas atendem, além da função ambiental, também a estética e lazer da população. Aldous (2010) sugere a manutenção de 60 m² de áreas naturais em parques por habitante, mas na maioria das vezes não é possível manter essa meta. Na prática, diferentes parques variam em estrutura, tamanho, e composição vegetal. Esta diversidade funcional reflete a complexidade de suas configurações. Consequentemente, uma compreensão mais aprofundada das características dos parques e de seus arredores é fundamental. Isso não apenas aprimora a gestão desses espaços, no sentido de conservação de espécies, mas também orienta o desenvolvimento de políticas públicas voltadas para a manutenção e criação de novas áreas que cumpram inclusive sua função social e estética.

As moscas da família Drosophilidae são bons modelos para compreender mecanismos ecológicos e evolutivos (Gilbert *et al.*, 2016; Mohr, 2018) e podem ser excelentes organismos para investigar padrões e processos ligados à formação de assembleias. Esses insetos são pequenos, diversos, e fáceis de manipular no laboratório e no campo. São abundantes em ambientes naturais e alterados, e em consequência de sua sensibilidade e ciclo de vida curto respondem rapidamente a mudanças nas condições ambientais (Mata *et al.*, 2008; Bizzo *et al.*, 2010). No Brasil, estão registradas 369 espécies de drosofilídeos (Tidon *et al.*, 2023), das quais 14 são exóticas, ou seja, não são nativas da região Neotropical (Yuzuki & Tidon, 2020; Cavalcanti *et al.*, 2022).

Este capítulo tem como objetivo geral relacionar efeitos do ambiente de sete parques do Distrito Federal (DF) com as assembleias de drosofilídeos residentes em cada um. Os objetivos específicos são:

1. caracterizar as assembleias de drosofilídeos em sete parques urbanos do DF por meio de descritores de comunidades como: composição, riqueza, abundância, e abundância relativa de espécies neotropicais e exóticas;
2. avaliar a eficácia dos parques para conservação das espécies neotropicais;
3. avaliar se as espécies de drosofilídeos refletem diferenças entre parques;
4. relacionar a riqueza e abundância de espécies nativas e exóticas de drosofilídeos com as métricas ambientais de cada parque (tamanho, porcentagem da área florestada, porcentagem de uso do solo não favorável no entorno, densidade populacional humana na região administrativa onde se insere, e distância até o centro urbano), buscando investigar quais variáveis ambientais favorecem a presença de espécies nativas.

Partindo da premissa que parques com maior tamanho tem maior probabilidade de abranger ambientes mais heterogêneos hipotetizamos que eles disponibilizam mais possibilidades de repartição de nichos, como recursos e habitats, e, portanto, viabilizam a coexistência de mais espécies. Além disso, parques maiores podem, teoricamente, abrigar mais áreas florestadas, que são relevantes para a maioria dos drosofilídeos. Assim, em parques maiores e com mais áreas florestadas esperamos encontrar maior riqueza e abundância de drosofilídeos.

Em relação aos distúrbios antrópicos, pressupomos que parques com entorno mais urbanizado (proporção área concretada/vegetação), situados em regiões com densidade populacional mais alta, e mais próximos ao centro urbano, reúnem condições que afetam negativamente a diversidade e composição de drosofilídeos. Isso ocorre porque espécies generalistas, em geral exóticas, costumam ser mais tolerantes a ambientes modificados (exploram recursos urbanos, como alimentos em lixeiras) do que as espécies mais sensíveis, em geral neotropicais. Conseqüentemente, parques com essas características tendem a ter uma composição de espécies mais homogênea.

Métodos

a) Locais de estudo

No Distrito Federal (DF), os parques urbanos são categorizados como parques ecológicos e classificados como unidades de uso sustentável, de acordo com a lei complementar distrital nº 827/2010. Os parques são espaços protegidos localizados dentro ou adjacentes aos centros urbanos e de fácil acesso à população. Assim, além de desempenharem um papel ambiental ao fornecer serviços ecossistêmicos, os parques também têm funções paisagísticas ao equilibrar a composição entre os espaços urbanos. Adicionalmente, eles servem como espaços recreativos e de socialização, proporcionando à população locais para convivência, lazer, esporte, passeios e outras atividades (Brasília, lei complementar distrital nº 961/2019).

Nossas coletas foram realizadas em sete parques urbanos do Distrito Federal (Figura 1): (i) Parque Ecológico Asa Sul (PESUL); (ii) Parque Ecológico Olhos D'Água (PEOHA); (iii) Parque Ecológico Ezechias Heringer (PEEZH); (iv) Parque Ecológico dos Jequitibás (PEJEQ); (v) Parque Ecológico Saburo Onoyama (PESON); (vi) Parque Ecológico Águas Claras (PEACL); e (vii) Parque Ecológico do Riacho Fundo (PERFU). Os parques foram selecionados por possuírem, em seu plano de manejo, o objetivo de conservar espécies locais e fomentar pesquisas científicas. Além disso, todos eles apresentam ambientes com áreas florestadas e recursos hídricos permanentes, que são ambientes propícios para drosofilídeos.

Para caracterizar cada parque utilizamos as métricas abaixo, cujos valores estão transcritos na tabela 1.

- TAM: tamanho da área do parque, medido em hectares;
- MAT: Porcentagem de área florestada dentro de cada parque;
- USO: Porcentagem de uso do solo não favorável, isto é, áreas urbanizadas e áreas não vegetadas em uma borda de 500 metros ao redor do parque, com base na plataforma MapBiomas.
- POP: Densidade populacional humana (população absoluta/área) da região administrativa onde o parque se localiza;

- DIS: distância da borda do parque até o centro urbano do DF, definido como rodoviária do Plano Piloto, em quilômetros, mediante o traçado uma reta do ponto central até a borda mais próxima de cada parque.

Tabela 1. Métricas ambientais utilizadas para caracterização de sete parques urbanos no Distrito Federal. TAM = tamanho; MAT = porcentagem de área florestada dentro do parque; USO = porcentagem de uso do solo não favorável no entorno do parque; POP = densidade populacional da região onde se localiza o parque; DIS = distância em quilômetros da borda do parque até o centro urbano do DF.

Parques	TAM (ha)	MAT (%)	USO	POP*	DIS (Km)
PESUL ¹	21,7	17,64	72,3	496,5	5,4
PEOHA ²	21,5	14,50	82,87	496,5	5,1
PEEZH ³	306,4	26,91	79,21	6.368,95	9
PEJEQ ⁴	11,1	87,71	49,19	358,42	19,6
PESON ⁵	34,34	82,19	65,65	1.731,84	19
PEACL ⁶	86,1	8,98	76,19	12.782,78	14
PERFU ⁷	480	31,13	55,47	750,12	18,2

¹Parque Ecológico Asa Sul; ²Parque Ecológico Olhos D'Água; ³Parque Ecológico Ezequias Heringer; ⁴Parque Ecológico Jequitibás; ⁵Parque Ecológico Saburo Onoyama; ⁶Parque Ecológico Águas Claras; ⁷Parque Ecológico do Riacho Fundo.

* Fonte: Codeplan, Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios - PDAD 2018, GEREPS/DIEPS/Codeplan <https://www.codeplan.df.gov.br>

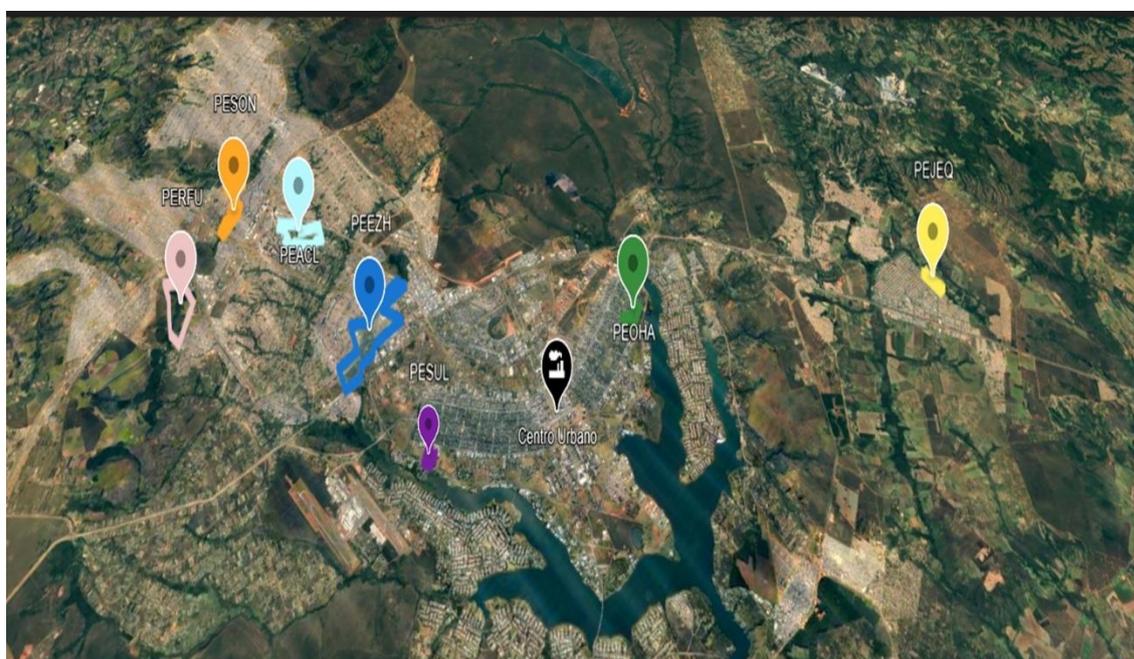


Figura 1. Geolocalização (imagem *Google Earth*) dos sete parques urbanos do DF. Parque Ecológico da Asa Sul (PESUL); Parque Ecológico Olhos D'Água (PEOHA); Parque Ecológico Ezechias Heringer (PEEZH); Parque Ecológico Jequitibás (PEJEQ); Parque Ecológico Saburo Onoyama (PESON); Parque Ecológico de Águas Claras (PEACL); Parque Ecológico do Riacho Fundo (PERFU).

b) Desenho Amostral, Método de Coleta e Identificação

Foram realizadas cinco coletas em cada parque, entre 2021 (fevereiro, abril e dezembro) e 2022 (fevereiro e abril). Esses meses correspondem à estação chuvosa no Cerrado, quando a abundância e riqueza de drosofilídeos são mais elevadas (Mata *et al.*, 2008; Leão, 2017).

Para captura dos adultos, foram confeccionadas armadilhas com garrafas PET (Figura 2). Cada armadilha possui uma parte superior com um suporte onde os drosofilídeos pousam (Figura 2.c); uma parte central com orifícios que permitem a entrada dos indivíduos (Figura 2.d) e uma parte inferior (Figura 2.f) com um compartimento para a isca, conforme descrito em Roque *et al.* (2011). Para cada armadilha foram utilizados aproximadamente 150g de banana, 2g de fermento biológico (*Saccharomyces cerevisiae*) e 100ml de água. A banana fermentada por *Saccharomyces cerevisiae* atrai uma grande variedade de espécies de drosofilídeos e, portanto, tem sido usada como isca em coletas em todo o mundo (Markow & O'Grady, 2006). Depois de preparada, a isca foi reservada para fermentar por volta de 24h visando melhorar sua atratividade.

As armadilhas foram instaladas a 1,5 metro do solo, no interior das matas dos parques. Em cada coleta foram utilizadas seis armadilhas por parque, espaçadas a pelo menos 30 metros umas das outras, de modo a cobrir a maior área possível. Todas as matas de cada parque foram amostradas pelo menos uma vez. As armadilhas permaneceram no campo por quatro dias e então as moscas foram transferidas para frascos de 50 mL contendo álcool 70%. Para evitar contaminação, esse procedimento foi realizado nos locais de coleta. Esse procedimento tem sido empregado nos monitoramentos realizados em ambientes naturais do Cerrado.

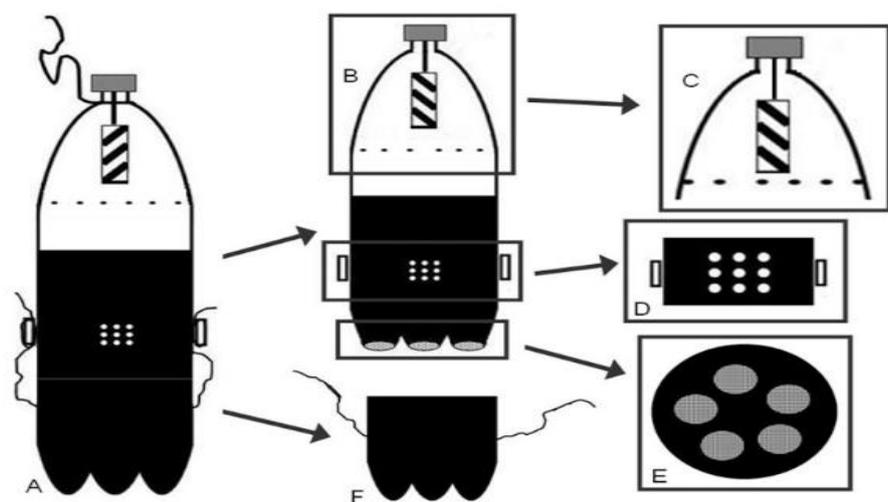


Figura 2. Armadilhas para coleta de drosofilídeos confeccionadas com garrafas pet. A. Fios de cobre na parte superior prendem a armadilha a 1,5 m do solo e acoplam a parte inferior as demais. B. A parte superior da armadilha é clara, permitindo a entrada de luz. C. Suporte onde os drosofilídeos podem pousar. D. Parte intermediária, com orifícios que permitem a entrada de indivíduos. E. Parte inferior da armadilha vista por baixo. F. Parte inferior da armadilha em vista lateral: é o compartimento com a isca de banana fermentada e isolado do contato com os drosofilídeos. Fonte: Roque *et al.*, 2011.

Os indivíduos capturados foram transportados para o Laboratório de Biologia Evolutiva da UnB e identificados sempre que possível ao nível de espécie. Para tanto, foram utilizadas chaves de identificação e, quando preciso, a análise da morfologia da terminália masculina (Dobzhansky & Pavan, 1943; Pavan & Cunha, 1947; Freire-Maia & Pavan, 1949; Frota-Pessoa, 1954; Val, 1982; Vilela & Bachli, 1990; Vilela, 1992). Os indivíduos identificados como subgrupo *D. willistoni* foram avaliados por amostragem e só foi encontrada *D. willistoni*, que é a mais comum das espécies crípticas desse grupo na região de estudo.

c) Análise dos Dados

Após a determinação taxonômica, os dados das cinco coletas foram agregados e a abundância de cada espécie foi tabulada para cada parque. As espécies foram classificadas como exóticas ou nativas à região Neotropical, sendo a representatividade de cada categoria expressa por abundância relativa.

Para verificar a suficiência amostral e comparar a riqueza entre os parques, foram elaboradas curvas de rarefação baseadas em indivíduos. O método possibilita comparar o número de espécies entre os parques (diferentes assembleias) quando o número de indivíduos não é igual (Magurran, 2003). As comparações foram feitas considerando a abundância padronizada pelo menor número de indivíduos.

A diversidade de espécies de drosofilídeos entre os parques foi avaliada através de perfis de diversidade de Renyi (Kindt *et al.*, 2006). Esses perfis englobam vários índices com pesos diferentes para a riqueza e equitabilidade das espécies que compõem a assembleia, permitindo uma interpretação mais precisa na comparação da diversidade entre locais (Melo, 2008). O eixo X retrata métricas de diversidade: a riqueza de espécies é demonstrada quando $\alpha = 0$, o índice de diversidade de Shannon quando $\alpha = 1$, o índice de Simpson quando $\alpha = 2$ e o índice Berger-Parker para a dominância das espécies mais abundantes quando $\alpha = \text{inf}$. Ou seja, à medida que o parâmetro α aumenta, maior ênfase é dada às espécies dominantes.

Com o objetivo de avaliar a eficácia dos parques como áreas de conservação para espécies nativas, realizamos um levantamento bibliográfico dos drosofilídeos encontrados no Distrito Federal (DF). Utilizamos a plataforma Web of Science (<https://www.webofscience.com>) para nossa pesquisa. Na Web of Science, empregamos as palavras-chave "*drosoph**" e "*Distrito Federal*" ou "*Brasília*". Foram considerados apenas trabalhos publicados a partir de 2003 e que utilizaram banana fermentada como isca ou que coletaram frutos e hortaliças. Além das fontes mencionadas, consultamos a tese de Oliveira (2013), disponível no banco de Teses e Dissertações da Universidade de Brasília (<http://repositorio2.unb.br/jspui/handle/10482/16079>). Os locais de ocorrência das espécies foram então classificados em (1) áreas antrópicas, que englobam áreas urbanizadas (i.e. centro urbano e centrais de abastecimentos alimentícios) e cultivos agrícolas, e (2) áreas naturais, que compreendem unidades de conservação, excluindo os parques ecológicos. Para categorizar as áreas antrópicas, foram utilizados os trabalhos de Ferreira (2005), Emerich *et al.* (2012) e Ribeiro *et al.* (2023). O banco de dados resultante desse levantamento representa a coleção regional de espécies de drosofilídeos do DF e foi comparado com a composição de espécies amostradas nos parques. Essa comparação permite projetar o quanto os parques estão sendo eficazes na conservação das espécies de drosofilídeos.

A fim de entender a similaridade entre as assembleias dos parques, foi realizado um dendrograma baseado na distância de Bray-Curtis, par-a-par entre as amostras. O método

Bray-Curtis é uma medida de dissimilaridade que considera tanto a presença e ausência quanto a abundância relativa de espécies nas diferentes assembleias. Ou seja, ele considera não apenas quais espécies estão presentes nas amostras, mas também quanto cada uma contribui para a composição geral nas duas amostras comparadas (Bray & Curtis, 1957).

Para avaliar a associação de espécies de drosofilídeos com os agrupamentos definidos no dendrograma, usamos a análise do Índice de Valor Indicativo (IndVAL). Quanto maior o IndVal de uma espécie em um grupo de parques, maior sua associação, o que pode indicar preferências ou exclusividade de certas espécies em relação a determinadas condições daquele grupo específico. O IndVal é calculado com base em duas medidas: a frequência relativa de ocorrência de uma espécie em um determinado ambiente e a exclusividade dessa espécie em relação aos outros ambientes estudados. Ele varia de 0 a 1, sendo que valores próximos a 0 indicam baixa associação entre uma espécie e um ambiente específico, enquanto valores próximos a 1 indicam uma forte associação.

Finalmente, para relacionar as assembleias de drosofilídeos com as métricas ambientais de cada parque foi realizada uma análise de regressão linear generalizada (*Generalized Linear Model* - GLM). As variáveis resposta (dependente) foram a riqueza (RIQ), abundância total (ABD), abundâncias de espécies neotropicais (ABDNEO) e a abundância de espécies exóticas (ABDEXO). As métricas ambientais (preditoras) foram: tamanho do parque (TAM); porcentagem de área florestada (MAT); uso do solo no entorno (USO); densidade populacional da região onde o parque está inserido (POP); e distância até a região central do DF (DIS). Em relação a modelagem entre as variáveis ambientais, inicialmente, foi realizada uma análise de correlação entre as variáveis preditoras para eliminar a multicolinearidade. Optamos por descartar as variáveis que representam a porcentagem de área florestada (MAT) e de uso do solo não favorável (USO) devido à sua correlação com a variável que mede a distância da borda do parque até o centro urbano (DIS, a única das três que proporcionou resultados significativos). Utilizamos a distribuição de probabilidade de Poisson para modelar a riqueza e a distribuição Binomial Negativa para as demais variáveis respostas, devido à sobredispersão dos dados.

A escolha do melhor modelo foi baseada no Critério de Informação de Akaike (AIC) e o Critério Bayesiano de Informação (BIC). Quando houve discrepância entre o AIC e BIC, optamos pelos valores de BIC, uma vez que ele é mais adequado para selecionar modelos mais simples e parcimoniosos que se ajustam bem aos dados. Para avaliar a qualidade dos modelos e a distribuição adequada dos resíduos, os gráficos foram inspecionados visualmente com o auxílio do pacote “DHARMA”. Esses gráficos permitem

avaliar se os resíduos seguem uma distribuição adequada e se não há estruturas sistemáticas. Foram utilizados os mesmos coeficientes para todas as variáveis respostas (Tabela 2), resultando em 12 estruturas de modelos diferentes (preditores) para cada variável resposta. Deste modo para a variável riqueza (RIQ) os modelos foram denominados de mriq1 a mriq12, para a variável abundância total (ABD) de mabd1 a mabd12, para a variável abundância de espécies exóticas (ABDEXO) de mabdexo1 a mabdexo12 e para a variável abundância de espécies nativas (ABDNEO) de mabdneo1 a mabdneo12.

Tabela 2. Estruturas dos GLMs com a distribuição de probabilidade de Poisson para as variáveis preditoras de riqueza (RIQ – mriq1 a mriq12) e probabilidade de Negativa Binomial para as variáveis preditoras de abundância (ABD – mabd1 a mabd12), abundância de exóticas (ABDEXO – mabdexo1 a mabdexo12) e abundância de nativas (ABDNEO – mabdneo1 a mabdneo12).

Modelo	Preditor
mriq1; mabd1; mabdexo1; mabdneo1;	$\beta_0 + \beta_1 + \beta_2$
mriq2; mabd2; mabdexo2; mabdneo2;	$\beta_0 + \beta_0:\beta_1 + \beta_0:\beta_2 + \beta_1 + \beta_2$
mriq3; mabd3; mabdexo3; mabdneo3;	$\beta_0 + \beta_1 + \beta_2 + \beta_1:\beta_2$
mriq4; mabd4; mabdexo4; mabdneo4;	$\beta_0 + \beta_1$
mriq5; mabd5; mabdexo5; mabdneo5;	$\beta_0 + \beta_2$
mriq6; mabd6; mabdexo6; mabdneo6;	$\beta_1 + \beta_2$
mriq7; mabd7; mabdexo7; mabdneo7;	β_1
mriq8; mabd8; mabdexo8; mabdneo8;	β_2
mriq9; mabd9; mabdexo9; mabdneo9;	β_0
mriq10; mabd10; mabdexo10; mabdneo10;	$\beta_0:\beta_2$
mriq11; mabd11; mabdexo11; mabdneo11;	$\beta_0:\beta_1$
mriq12; mabd12; mabdexo12; mabdneo12;	$\beta_1:\beta_2$

Em que coeficientes do modelo (β) são: β_0 = Distância; β_1 = População; β_2 = Tamanho.

Para todas as análises consideramos um índice de significância de 95%. Para o dendrograma com a distância de Bray-Curtis e as análises do IndVAL utilizamos o *software* PAST (*Paleontological Statistics Software*) 4.03.0 (Hammer *et al.*, 2001). As demais análises estatísticas foram realizadas no *software* R-4.3.0 com os pacotes “Vegan” (Oksanen *et al.*, 2019), “BiodiversityR” (Kindt & Coe, 2005), “MASS” (Venables & Ripley, 2002) e “DHARMa” (Hartig, 2018).

Resultados

a) Caracterização das assembleias de drosofilídeos

As 209 armadilhas que atraíram drosofilídeos (uma falhou no PEOHA) resultaram na captura de 16.463 indivíduos de quatro gêneros (*Drosophila*, *Rhinoleucophenga*, *Scaptodrosophila* e *Zaprionus*), 36 espécies e 23 morfotipos (Tabela 3). As espécies mais abundantes foram *Z. tuberculatus* (22,12%), *D. sturtevanti* (14,75%), *D. willistoni* (14,20%), *D. nasuta* (12,27%) e *Z. indianus* (10%).

Quando todos os parques são considerados conjuntamente, a abundância de espécimes classificados em espécies exóticas (56,5%) superou a de espécimes neotropicais. Na maioria dos parques, as espécies exóticas foram predominantes, mesmo com a proporção entre essas categorias variando (Tabela 3), e apenas no PERFU a abundância de espécies nativas foi maior (68%).

Tabela 3. Composição, abundância total (Abd. Total) e abundâncias relativas de espécies de drosofilídeos coletados em sete parques ecológicos do Distrito Federal. PESUL: Parque Ecológico Asa Sul; PEOHA: Parque Ecológico Olhos D'Água; PEEZH: Parque Ecológico Ezequias Heringer; PEJEQ: Parque Ecológico Jequitibás; PESON: Parque Ecológico Saburo Onoyama; PEACL: Parque Ecológico Águas Claras; e PERFU: Parque Ecológico do Riacho Fundo.

Espécies	Abd. Total	Abundância relativa de drosofilídeos (%)						
		PESUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
<i>Zaprionus tuberculatus</i> [#]	3463	18,10	7,75	16,71	21,57	29,55	29,68	8,40
<i>Drosophila sturtevanti</i>	2429	19,46	12,12	18,65	25,73	7,51	8,31	18,82
<i>D. willistoni</i>	2339	2,04	8,32	16,09	12,36	21,76	5,42	26,68
<i>D. nasuta</i> [#]	2021	12,04	16,07	5,80	17,93	8,56	14,57	13,03
<i>Z. indianus</i> [#]	1653	21,37	20,84	7,05	6,23	8,56	12,46	1,81
<i>D. malerkotliana</i> [#]	1400	6,18	6,38	15,12	3,59	9,40	10,93	5,42
<i>D. prosaltans</i>	1247	8,71	17,53	7,78	5,61	2,59	7,28	11,18
<i>D. nebulosa</i>	572	2,78	1,70	3,00	0,92	2,39	4,06	8,53
<i>D. simulans</i> [#]	466	3,03	2,10	2,32	0,96	3,55	4,24	2,27
<i>D. melanogaster</i> [#]	155	0,37	0,89	1,06	0,22	2,62	0,00	0,76
<i>Scaptodrosophila latifasciaeformis</i> [#]	121	1,73	0,57	1,93	0,61	0,65	0,15	0,17

(continuação tabela 3)

Espécies	Abd. Total	Abundância relativa de drosofilídeos (%)						
		PESUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
<i>D. cardini</i>	80	1,48	1,05	0,24	0,09	0,17	0,57	0,46
<i>D. cuaso</i>	73	0,37	0,40	0,43	1,05	0,14	0,27	0,63
<i>D. mercatorum</i>	71	0,37	0,73	0,24	0,22	0,56	0,63	0,21
<i>D. austrosaltans</i>	62	1,17	0,16	1,21	0,13	0,08	0,09	0,29
<i>D. paraguayensis</i>	45	0,19	0,73	0,14	0,61	0,08	0,15	0,34
<i>D. querubimae</i>	38	0,00	0,00	0,05	0,00	1,04	0,00	0,00
<i>D. paranaenses</i>	29	0,25	0,24	0,10	0,00	0,17	0,42	0,00
<i>D. annulimana</i>	22	0,00	0,00	0,92	0,04	0,03	0,03	0,00
<i>D. immigrans</i> [#]	19	0,06	0,40	0,14	0,26	0,06	0,03	0,04
TriSp13	15	0,00	0,00	0,00	0,57	0,06	0,00	0,00
<i>D. guaru</i>	13	0,06	0,00	0,00	0,22	0,00	0,03	0,25
<i>D. ararama</i>	12	0,00	0,00	0,19	0,00	0,06	0,15	0,04
<i>D. ananassae</i> [#]	10	0,00	0,40	0,10	0,00	0,00	0,09	0,00
<i>D. arauna</i>	9	0,00	0,00	0,29	0,09	0,03	0,00	0,00
<i>D. atrata</i>	8	0,00	0,00	0,00	0,04	0,06	0,00	0,21
TriSp01	8	0,06	0,40	0,00	0,00	0,00	0,06	0,00
EscSp01	7	0,06	0,40	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
TriSp07	7	0,00	0,00	0,00	0,09	0,03	0,12	0,00
<i>D. cardinoides</i>	6	0,00	0,24	0,00	0,13	0,00	0,00	0,00
<i>D. ornatifrons</i>	6	0,00	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00
<i>D. mediostrata</i>	6	0,06	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,08
EscSp03	5	0,00	0,16	0,00	0,00	0,03	0,00	0,08
<i>D. suzuki</i> [#]	4	0,00	0,08	0,05	0,00	0,03	0,00	0,04
<i>D. fuminipenis</i>	4	0,00	0,08	0,05	0,00	0,03	0,00	0,04
ReSp03	4	0,00	0,00	0,00	0,09	0,06	0,00	0,00
Sgr. <i>D. fasciola</i>	3	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,03	0,00
FaSp17	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,06	0,04
FaSp19	3	0,00	0,00	0,00	0,09	0,03	0,00	0,00
<i>D. moju</i>	2	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,04
<i>D. neoguaramunu</i>	2	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00
FaSp09	2	0,00	0,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00
FaSp14	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,04
<i>D. repleta</i>	1	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>D. mesostigma</i>	1	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Rhinoleucophenga</i>								
<i>lopesi</i>	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
<i>R. punctulata</i>	1	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00

(continuação tabela 3)

Espécies	Abd. Total	Abundância relativa de drosofilídeos (%)						
		PESUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
FaSp06	1	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FaSp07	1	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FaSp08	1	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
FaSp12	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
FaSp13	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
FaSp15	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00
FaSp16	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
FaSp20	1	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
FaSp21	1	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
FaSp25	1	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
TriSp14	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00
TriSp21	1	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
TriSp24	1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
Espécies Neotropicais	7151	37,12	44,51	49,71	48,62	37,04	27,84	68,07
# Espécies Exóticas	9312	62,88	55,49	50,29	51,38	62,96	72,16	31,93
Total	16463	1619	1238	2070	2281	3553	3322	2380
Riqueza de espécies	59	23	28	30	32	33	30	29

(#) Espécies exóticas.

As curvas de rarefação (Figura 3) não evidenciam diferenças significativas na riqueza de espécies entre parques quando eles são avaliados conjuntamente, uma vez que seus intervalos geralmente se sobrepõem. Apesar de nenhum parque ter atingido a assíntota, as curvas já demonstram uma tendência de estabilização.

As maiores riquezas de espécies (Figura 4) foram observadas no PESON (n = 33) e PEJEQ (n = 32), enquanto o PESUL foi o parque com menor riqueza (n = 23). Esse mesmo padrão se repetiu para a riqueza de espécies nativas (PESON: n = 24; PEJEQ: n = 24) e PESUL: n = 15).

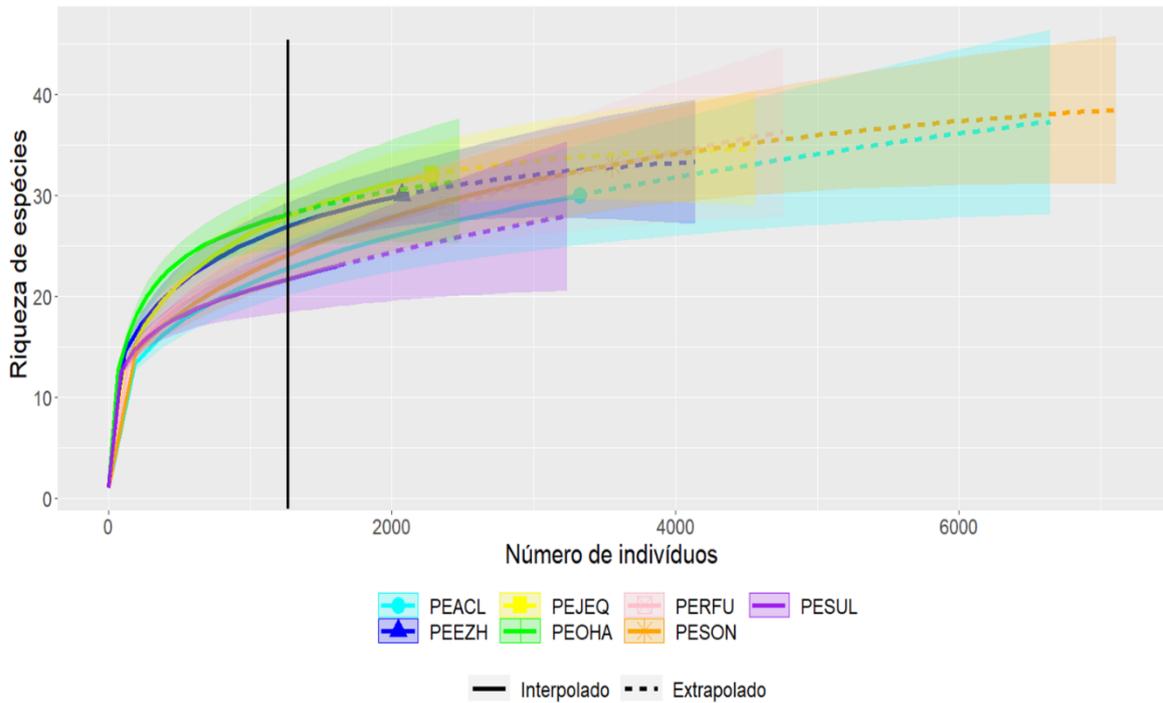


Figura 3. Curvas de rarefação baseada em número de indivíduos para assembleias de drosofilídeos, com intervalos de confiança de 95% em sete parques do Distrito Federal.

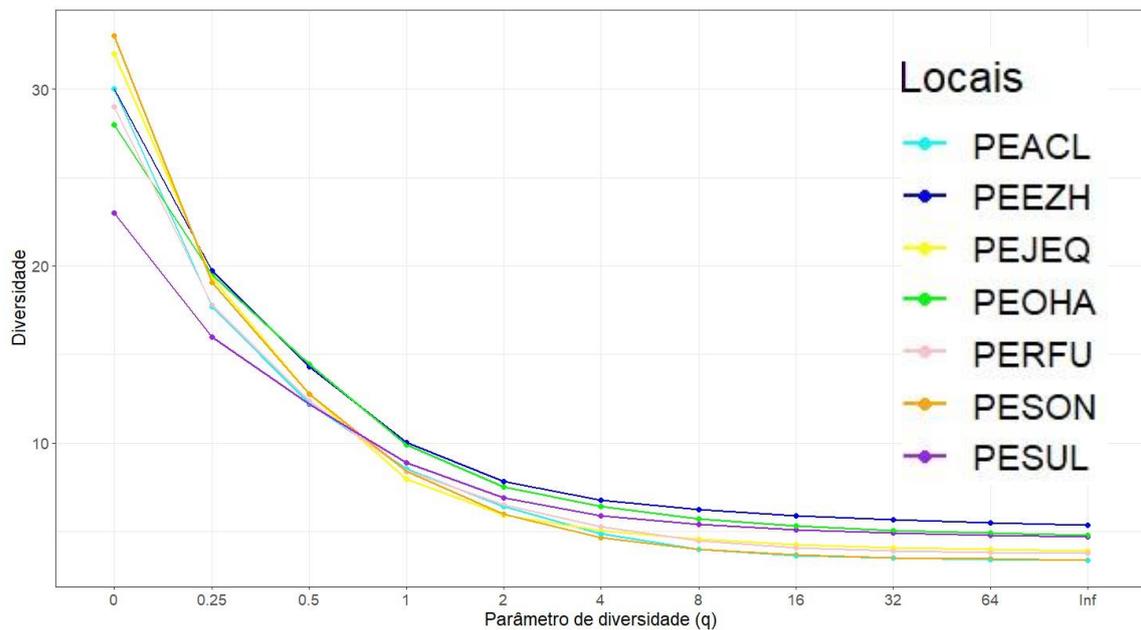


Figura 4. Perfis de diversidade de Rényi para assembleias de drosofilídeos coletados em sete parques do Distrito Federal. O eixo X representa a riqueza de espécies quando $\alpha = 0$, o índice de diversidade de Shannon quando $\alpha = 1$, o índice de Simpson quando $\alpha = 2$ e o índice Berger-Parker para a dominância das espécies mais abundantes quando $\alpha = \text{inf}$.

b) Parques urbanos são áreas relevantes de conservação

Das 91 espécies que ocorrem no DF, 36 foram encontradas nos parques. Com exceção de *D. busckii* e *D. kikkawai* (que não foram encontradas em nenhum parque), todas as demais espécies exóticas registradas no DF foram coletadas em pelo menos três parques. Destaco que, apesar de *Z. tuberculatus* estar listado dentro de áreas naturais, por ser um invasor recente, ainda não há nenhum estudo publicado no DF sobre a ocorrência da espécie em áreas antrópicas. No entanto, existem registros da espécie em frutos em áreas antrópicas no DF (ainda não publicados) e em outros locais do Brasil (Mateus & Machado, 2022; Montes & Vilela, 2022; Faria & Bitner-Mathé, 2023; Jobim *et al.*, 2023) Em relação às espécies neotropicais, *D. moju* e *D. querubimae* foram coletadas pela primeira vez no DF, apesar de terem registros no Cerrado (Figura 5). Grande parte das espécies registradas em áreas com ações antrópicas foram coletadas também nos parques e em outras áreas naturais. Apenas *Rinoleucophenga nigrescens*, registrada em área de cultivo, não foi coletada em áreas naturais ou nos parques (Figura 4).

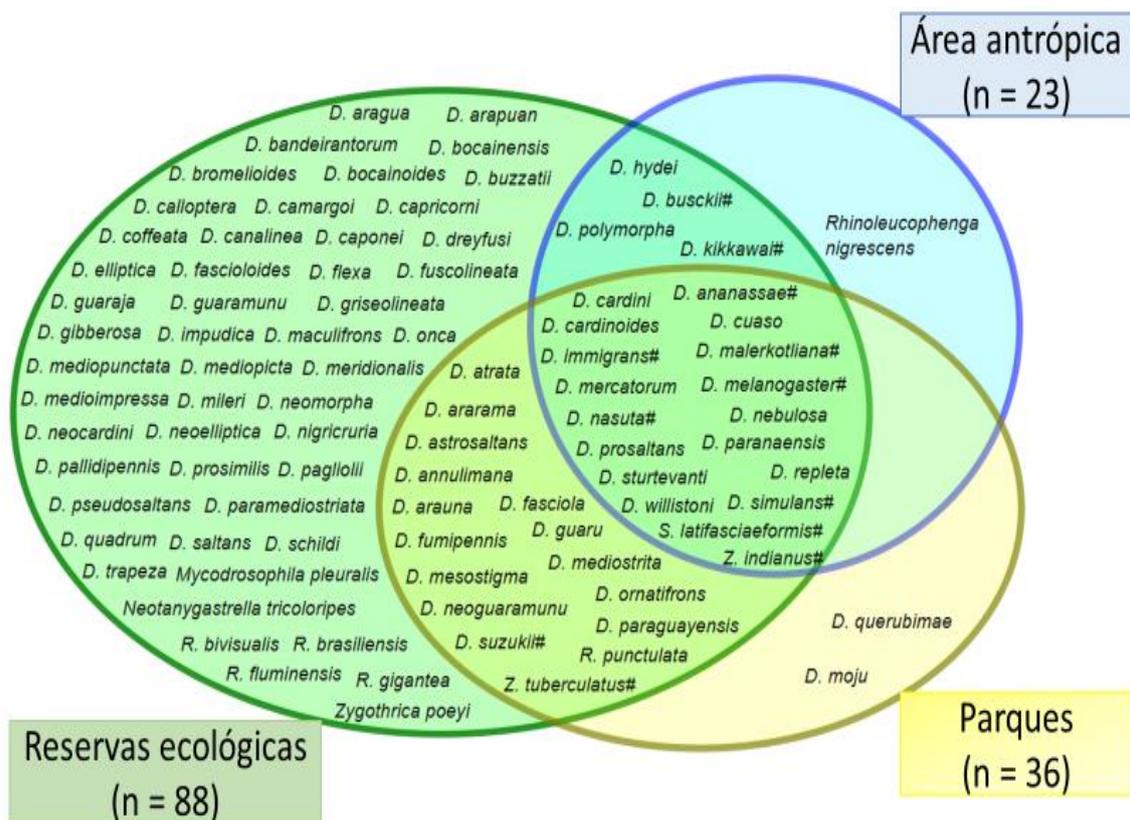


Figura 5. Drosofilídeos registrados no Distrito Federal. O círculo amarelo engloba as espécies coletadas nos parques (n = 34), o azul (n = 22) as coletadas em áreas antrópicas (urbanas e cultivos agrícolas), e o verde (n = 84) as coletadas em reservas ecológicas. # Espécies exóticas.

c) *Assembleias de drosofilídeos e as diferenças ambientais entre os parques*

O dendrograma baseado no índice de Bray-Curtis mostrou que, no nível de 65% de similaridade, a presença e abundância relativa das espécies classificam os sete parques em três grupos (Figura 6). O grupo 1 é composto pelos parques menores e mais próximos ao centro urbano (PESUL e PEOHA). O grupo 2 agrega dois parques de tamanho médio, relativamente distantes do centro, e com alta densidade populacional (PEACL e PESON.) O grupo 3 é composto por parques geralmente maiores (com exceção do PEJEQ) e mais afastados (PERFU, PEJEQ e PEEZH).

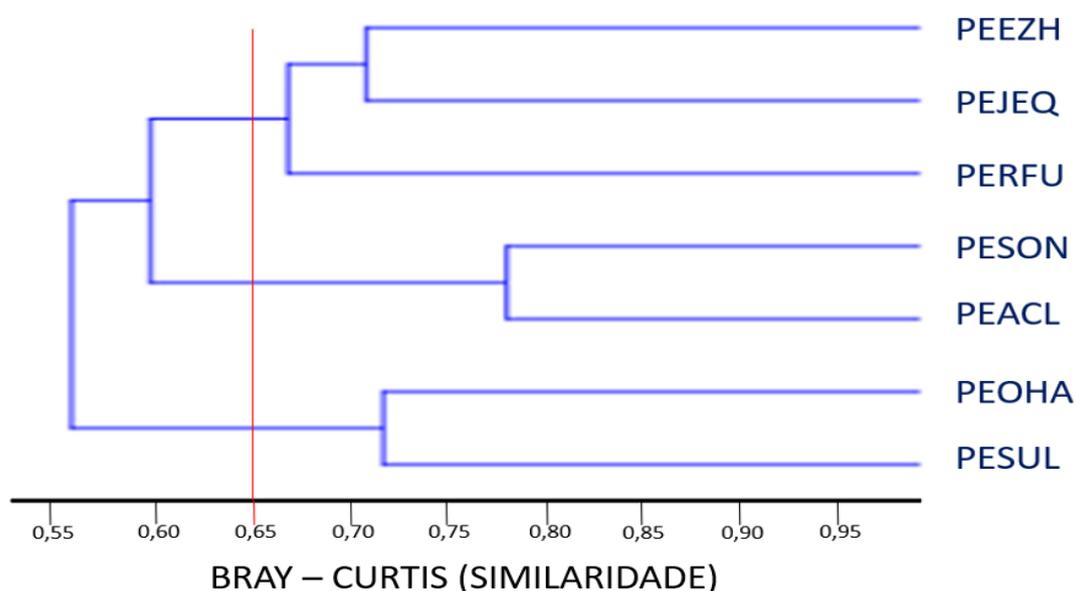


Figura 6. Dendrograma de similaridade entre sete parques do Distrito Federal, construído por meio da distância de Bray-Curtis. Com base no índice de similaridade de 65%, os sete parques foram agrupados três grupos de parques: grupo 1 (PESUL e PEOHA); grupo 2 (PEACL e PESON); e grupo 3 (PERFU, PEJEQ e PEEZH).

A Análise de IndVAL (Tabela 4) mostrou que cinco espécies apresentaram associações moderadas (entre 50 e 70%) e significativas com o grupo 2 (PEACL e PESON): *D. paranaensis*, *Z. tuberculatus*, *D. simulans*, *D. mercatorum* e *D. malekortliana*. Todas as espécies associadas ao grupo 3 (PERFU, PEJEQ e PEEZH) são neotropicais, mas em apenas uma delas (*D. sturtevantii*) a correlação foi significativa (porém baixa). Nenhuma espécie de drosofilídeo se mostrou significativamente associada ao Grupo 1.

Tabela 4. Análise de IndVAL com as cinco espécies que mais tiveram associações (valores em porcentagem) em cada um dos grupos.

Grupo	Espécie	IndVal(%)	<i>p</i>
Grupo 1 (PESUL e PEOHA)	<i>Drosophila cardini</i>	50	0,11
	<i>D. austrosaltans</i>	41,72	0,43
	<i>Zaprionus indianus</i> [#]	39,15	0,29
	<i>D. immigrans</i> [#]	38,3	0,42
	<i>Scaptodrosophila latifasciaeformis</i> [#]	34,43	0,44
Grupo 2 (PEACL e PESON)	<i>D. paranaensis</i>	70,59	0,05*
	<i>Z. tuberculatus</i> [#]	65,32	0,01*
	<i>D. simulans</i> [#]	62,87	0,02*
	<i>D. mercatorum</i>	62,12	0,04*
	<i>D. malerkotliana</i> [#]	56,88	0,01*
Grupo 3 (PERFU, PEJEQ e PEEZH)	<i>D. annulimana</i>	57,97	0,33
	<i>D. arauna</i>	56,14	0,13
	<i>D. guaru</i>	52,38	0,14
	<i>D. cuaso</i>	56,14	0,06
	<i>D. sturtevantii</i>	48,45	0,02*

[#] Espécies exóticas; * = Nível de significância (*p*-valor ≤ 0.05).

d) Relação entre riqueza e abundância de drosofilídeos e métricas dos parques

Após a análise de correlação, as variáveis MAT e USO foram descartadas por estarem correlacionadas com a variável da DIS, a única que apresentou significância estatística no modelo. Para entender melhor como as métricas ambientais influenciam a riqueza, abundância, abundância relativa de drosofilídeos exóticos e de drosofilídeos neotropicais foram selecionados os dois modelos com os menores valores do critério de escolha (AIC e BIC). O fato de os valores dos critérios terem sido muito próximo pode indicar que os dois modelos fornecem informações complementares.

Nenhum dos modelos apresentou coeficiente de regressão significativo na variável riqueza (tabela 5), indicando que inferências baseadas nessa variável não são confiáveis. Para as variáveis abundância total (ABD, tabela 6) e abundância de espécies exóticas (ABDEXO, tabela 7), os modelos que melhor se ajustaram aos dados foram mabd11 e mabdexo11 (distância:população - $\beta_0:\beta_1^*$). O segundo modelo mais adequado, baseado nos menores valores dos critérios de escolha para ABD, foi o mabd9 (distância - β_0^*) e para

ABDEXO foi mabdexo7 (população - β_1^*). Para a variável abundância de espécies neotropicais (ABDNEO, tabela 8), o modelo mais adequado foi mabnat9 (distância - β_0^*), seguido pelo modelo mabdneo10 (distância:tamanho - $\beta_0:\beta_2^*$). Portanto, os modelos indicam que (1) o aumento da distância entre o parque e o centro urbano de Brasília está associado ao aumento da abundância de espécies exóticas e neotropicais; (2) o aumento da densidade populacional nas imediações dos parques está relacionado à abundância de espécies exóticas; (3) distância e densidade populacional apresentam efeito sinérgico para abundância total e abundância de espécies exóticas; (4) distância e tamanho do parque apresentam efeito sinérgico para abundância de espécies neotropicais. As estatísticas dos coeficientes e de ajuste dos modelos generalizados estão nas tabelas 5 a 8.

Tabela 5. Modelos das métricas ambientais através da distribuição de Poisson para a variável preditora de riqueza (RIQ).

Modelo	Coefficiente	Estimativa	Erro padrão	z - valor	AIC	BIC
m1	β_0	0,29641	0,18458	1,606	195,6060	201,8274
	β_1	0,01910	0,08627	-0,541		
	β_2	-0,04671	0,08810	0,217		
m2	β_0	-2,046	4,278	-0,478	199,1329	208,4650
	β_1	-1,828	2,992	-0,611		
	β_2	1,653	2,539	0,651		
	$\beta_0:\beta_1$	1,540	2,514	0,612		
	$\beta_0:\beta_2$	-1,363	2,030	-0,672		
m3	β_0	0,30041	0,19284	2,121	197,60	205,37
	β_1	-0,01163	0,43888	-0,026		
	β_2	-0,09313	0,65526	-0,142		
	$\beta_1:\beta_2$	0,01	0,22	0,07		
m4	β_0	0,28333	0,18338	1,545	193,9016	198,3189
	β_1	-0,00478	0,07634	-0,063		
m5	β_0	0,29824	0,18415	1,620	193,6529	198,3189
	β_2	-0,03735	0,07438	-0,502		
m6	β_1	0,02726	0,08881	0,307	196,1982	200,8642
	β_2	-0,02837	0,08710	0,745		
m7	β_1	0,01200	0,07554	0,159	194,3049	191,4156

(continuação da tabela 5)

Modelo	Coefficiente	Estimativa	Erro padrão	z- valor	AIC	BIC
m8	β_2	-0,01434	0,07367	-0,195	194,2922	197,4029
m9	β_0	0,2819	0,1821	1,548	191,9055	195,0162
m10	$\beta_0:\beta_2$	-2,257e-05	2,069e-04	-0,109	194,3297	197,4403
m11	$\beta_0:\beta_1$	1,932e-07	8,64e-06	0,022	194,3182	197,4289
m12	$\beta_1:\beta_2$	-1,264e-08	6,107e-08	-0,0207	194,2872	197,3979

Os coeficientes do modelo (β) são: β_0 = Distância; β_1 = População; β_2 = Tamanho.

Tabela 6. Modelos das métricas ambientais através da distribuição Binominal negativa para a variável preditora de abundância (ABD).

Modelo	Coefficiente	Estimativa	Erro padrão	z - valor	AIC	BIC
mabd1	β_0^*	1,1493	0,5227	2,199	499,46	507,23
	β_1	0,3291	0,2533	1,300		
	β_2	-0,1234	0,2483	-0,497		
mabd2	β_0	-6.669	12.681	-0.526	502,93	513,81
	β_1	2.970	7.436	0.399		
	β_2	-4.383	8.837	-0.496		
	$\beta_0:\beta_1$	4.028	7.432	0.542		
	$\beta_0:\beta_2$	-2.429	5.945	-0.409		
mabd3	β_0	1,0299	0,5454	1,888	501,04	510,37
	β_1	1,1393	1,2634	0,902		
	β_2	1,0989	1,8808	0,584		
	$\beta_1:\beta_2$	-0,4151	0,6351	-0,654		
mabd4	β_0^*	1,1099	0,5186	2,140	497,7	503,92
	β_1	0,2690	0,219	1,228		
mabd5	β_0^*	1,22866	0,53259	2,307	499,13	505,32
	β_2	0,04216	0,21850	0,193		
mabd6	β_1	0,35801	0,26701	1,341	501,9	508,12
	β_2	-0,05021	0,25942	-0,194		
mabd7	β_1	0,3344	0,2278	1,468	499,95	504,61
mabd8	β_2	0,1122	0,2262	0,4996	501,79	506,45
mabd9	β_0^*	1,2492	0,5215	2,397	497,16	501,83
mabd10	$\beta_0:\beta_2$	0,2380	0,1583	1,504	500,24	504,35

(continuação da tabela 6)

Modelo	Coefficiente	Estimativa	Erro padrão	z- valor	AIC	BIC
mabd11	$\beta_0:\beta_1^*$	0,3332	0,1248	2,671	495,69	500,35
mabd12	$\beta_1:\beta_2$	0,04928	0,05306	0,929	501,26	505,90

Os coeficientes do modelo (β) são: β_0 = Distância; β_1 = População; β_2 = Tamanho. * = Nível de significância ($\alpha = 0,05$).

Tabela 7. Modelos das métricas ambientais através da distribuição Binominal negativa para a variável preditora de abundância de exóticas (ABDEXO).

Modelo	Coefficiente	Estimativa	Erro padrão	z - valor	AIC	BIC
mabdexo1	β_0	0,939	0,5818	3,537	460,37	468,14
	β_1^*	0,7223	0,2819	2,562		
	β_2^*	0,7223	0,2819	2,562		
mabdexo2	β_0	-10,514	14,037	-0,749	463,43	474,31
	β_1	-6,131	9,780	-0,627		
	β_2	3,901	8,231	0,474		
	$\beta_0:\beta_1$	5,862	8,227	0,713		
	$\beta_0:\beta_2$	-3,491	6,581	-0,531		
mabdexo3	β_0	0,7513	0,6046	1,243	461,61	470,94
	β_1	1,9392	1,4003	1,385		
	β_2	1,2851	2,0852	0,616		
	$\beta_1:\beta_2$	-0,6234	0,7041	-0,885		
mabdexo4	β_0^*	0,8247	0,5996	1,375	461,81	468,03
	β_1	0,4479	0,2531	1,770		
mabdexo5	β_0	1,2824	0,5768	2,223	442,18	470,1772
	β_2	0,2313	0,2364	0,979		
mabdexo6	β_1^*	0,7566	0,2898	2,610	460,83	467,04
	β_2	-0,4851	0,2819	-1,720		
mabdexo7	β_1^*	0,5188	0,2554	2,032	461,66	466,32
mabdexo8	β_2	-0,1006	0,2598	-0,387	465,6	470,17
mabdexo9	β_0^*	1,4143	0,5709	2,477	441,16	467,5133
mabdexo10	$\beta_0:\beta_2$	0,1038	0,1850	0,561	465,51	470,17
mabdexo11	$\beta_0:\beta_1^*$	0,3575	0,1437	2,488	459,47	464,13
mabdexo12	$\beta_1:\beta_2$	0,04101	0,06115	0,671	465,32	469,99

Os coeficientes do modelo (β) são: β_0 = Distância; β_1 = População; β_2 = Tamanho. * = Nível de significância ($\alpha = 0,05$).

Tabela 8. Modelos das métricas ambientais através da distribuição Binominal negativa para a variável preditora de abundância de neotropicais (ABDNEO).

Modelo	Coefficiente	Estimativa	Erro padrão	z - valor	AIC	BIC
mabdneo1	β_0^*	1,2945	0,5767	2,245	444,02	541,79
	β_1	-0,1150	0,2735	-0,412		
	β_2	0,2877	0,2735	1,052		
mabdneo2	β_0	-3,783	14,036	-0,270	447,8	458,69
	β_1	-4,108	9,781	-0,420		
	β_2	3,943	8,232	0,479		
	$\beta_0:\beta_1$	3,326	8,227	0,404		
	$\beta_0:\beta_2$	-2,933	6,581	-0,446		
mabdneo3	β_0	1,0299	3,4741	0,538	501,04	455,34
	β_1	1,1393	1,2634	0,902		
	β_2	1,0989	1,8808	0,584		
	$\beta_1:\beta_2$	-0,4151	0,6351	-0,654		
mabdneo4	β_0^*	1,40352	0,57801	2,428	443,14	449,35
	β_1	0,0392	0,24405	0,147		
mabdneo5	β_0^*	1,2824	0,5768	2,223	442,18	448,39
	β_2	0,2313	0,2364	0,979		
mabdneo6	β_1	-0,1034	0,2948	-0,351	446,68	452,89
	β_2	0,3449	0,2862	1,205		
mabdneo7	β_1	0,06238	0,25648	0,243	446,38	451,04
mabdneo8	β_2	0,3010	0,2445	1,231	444,8	449,46
mabdneo9	β_0^*	1,4143	0,5709	2,477	441,16	445,82
mabdneo10	$\beta_0:\beta_2^*$	0,3597	0,1690	2,128	442,24	446,90
mabdneo11	$\beta_0:\beta_1^*$	0,2931	0,1426	2,056	443,21	447,87
mabdneo12	$\beta_1:\beta_2$	0,05909	0,05818	1,016	445,45	450,12

Os coeficientes do modelo (β) são: β_0 = Distância; β_1 = População; β_2 = Tamanho. * = Nível de significância ($\alpha = 0,05$).

Discussão

a) Caracterização das assembleias de drosofilídeos

A urbanização pode atuar como filtro ambiental nas comunidades de insetos, influenciando sua estrutura e selecionando espécies capazes de colonizar e sobreviver em condições urbanas, inclusive na parte central das cidades (Lizée *et al.*, 2011; Fenoglio *et al.*, 2021). Nosso estudo mostrou que as espécies exóticas de drosofilídeos tendem a dominar as comunidades em parques urbanos, corroborando a ideia de que ambientes urbanos tendem a favorecer-las (Youngsteadt *et al.*, 2015; Ribeiro *et al.*, 2023). Essas espécies geralmente boas dispersoras, tolerantes a condições extremas, como estresse térmico, e consomem uma ampla variedade de recursos alimentares. Nesse contexto, levantamos a hipótese de que espécies exóticas poderiam invadir e se estabelecer em parques urbanos. Nesse novo cenário, a urbanização - principalmente quando aliada à introdução de espécies - se torna uma importante causa para o declínio de espécies nativas (McKinney, 2006; Fournier *et al.*, 2020; Kuussaari *et al.*, 2021; Wagner *et al.*, 2021). Em suma, a urbanização favorece o estabelecimento de espécies exóticas que, por serem basicamente as mesmas nas diferentes comunidades, promovem a homogeneização das comunidades (Knop, 2016). Esse fenômeno ressalta a importância de considerar e gerenciar cuidadosamente as interações entre a urbanização e as assembleias de espécies nativas para preservar a biodiversidade em ambientes urbanos.

b) Parques urbanos são áreas relevantes de conservação

Em vista do crescente aumento e homogeneização das áreas urbanizadas, as cidades assumem um papel crucial no combate à crise global de extinção (Knapp *et al.*, 2021), com destaque aos parques urbanos como locais importantes para a conservação de espécies nativas (Threlfall *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2019; Pérez *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2019). No presente estudo, das 88 espécies registradas em áreas naturais do DF, 35 (40%) foram encontradas nos parques urbanos estudados. Dentre essas últimas 24 são espécies neotropicais, o que é uma riqueza superior à comumente encontrada em áreas antrópicas. No centro urbano de Brasília, a riqueza total de drosofilídeos e a de espécies neotropicais é, respectivamente 16 e nove (Ferreira & Tidon, 2005); no centro de distribuição e

comercialização de produtos agrícolas (CEASA), esses valores de riqueza são 16 e sete (Ribeiro *et al.*, 2023), e em cultivos agrícolas adjacentes à Brasília são 15 e nove (Emerich *et al.*, 2012). Ou seja, a riqueza de espécies neotropicais nos parques é claramente maior em relação à de áreas antrópicas. Adicionalmente, *D. ornatifrons*, *D. willistoni* e *D. paraguayensis* são consideradas indicadoras de matas preservadas (Mata *et al.*, 2008) e foram observadas em nossas amostras, bem como dois novos registros de espécies no DF: *D. moju* e *D. querubimae*. Em virtude disso, parques urbanos são determinantes na conservação das espécies em meio a efeito de promotores de extinção, como a urbanização e a introdução de espécies (Pérez *et al.*, 2019).

c) Assembleias de drosofilídeos e as diferenças ambientais entre os parques

Baseado na similaridade das assembleias de drosofilídeos, os parques foram classificados em três grupos. O primeiro, que representa os parques menores e mais próximos ao centro urbano, foi o mais pobre em riqueza de espécies e abundância de indivíduos. Nenhuma espécie de drosofilídeo foi significativamente associada a este grupo.

O segundo grupo, que reúne parques de tamanho médio e razoavelmente afastados do centro, foi o que apresentou maior abundância de drosofilídeos, principalmente de espécies exóticas. Cinco espécies estão moderadamente associadas a esse grupo. *Zaprionus tuberculatus*, registrada pela primeira vez nas Américas em 2020 (Cavalcanti *et al.*, 2022), atualmente domina assembleias de drosofilídeos no Cerrado e se dispersou rapidamente pelo Brasil (Mateus & Machado, 2022; Montes & Vilela, 2022; Faria & Bitner-Mathé, 2023; Jobim *et al.*, 2023). Pouco se sabe sobre seus hospedeiros, mas - com base nesse histórico e no seu *status* de praga secundária na Europa (EPPO, 2020) – recomendamos seu monitoramento em ambientes naturais e urbanos. *Drosophila simulans* é cosmopolita, generalista (Valadão *et al.*, 2019; Ribeiro *et al.*, 2023), e abundante em várias regiões do Brasil (Coutinho-Silva, 2017; Alexandre *et al.*, 2023); tanto em áreas antrópicas (Ferreira & Tidon, 2005; Gottschalk *et al.*, 2007; Emerich *et al.*, 2012; Garcia *et al.*, 2012; Ribeiro *et al.*, 2023) como naturais (Mata *et al.*, 2008; Bizzo *et al.*, 2010; Hochmüller *et al.*, 2010; Schmitz *et al.*, 2010; Pope *et al.*, 2015; Döge *et al.*, 2015; Mendes *et al.* 2017). *Drosophila malerkotliana* é mais encontrada em ambientes urbanos (Gottschalk *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2016; Ribeiro *et al.*, 2023) e florestais perturbados do que em ambientes íntegros, como florestas neotropicais (Mata & Tidon, 2013). Ela é uma das indicadoras de impacto urbano na Mata Atlântica (Gottschalk *et al.*, 2007) e uma das espécies exóticas mais

comum na Caatinga (Oliveira *et al.*, 2016). Essas três espécies exóticas são nativas da região Afrotropical e, com exceção de *Z. tuberculatus*, estão bem estabelecidas na região Neotropical.

Duas espécies neotropicais - *D. paranaensis* e *D. mercatorum* - também apresentaram associações moderadas com o segundo grupo de parques. Ambas pertencem ao grupo *D. repleta*, que é amplamente distribuído na Região Neotropical (Vilela *et al.*, 1983; TAXODROS, 2023). *Drosophila mercatorum* é uma espécie generalista altamente competitiva por recursos alimentares (Pereira *et al.*, 1983), subcosmopolita, frequentemente abundante em ambientes antrópicos (Ferreira & Tidon, 2005; Gottschalk *et al.*, 2007; Emerich *et al.*, 2012; Ribeiro *et al.*, 2023) e áreas de vegetação aberta na América do Sul (Tidon, 2006; Mata & Tidon, 2013; Pope *et al.*, 2015; Alexandre *et al.*, 2023). Na região Neotropical, essa espécie já foi associada a 29 espécies de hospedeiros representando 19 ordens vegetais (Valadão *et al.*, 2019). Assim como *D. simulans*, *D. mercatorum* também é uma espécie detectora de mudança de habitats não perturbados para perturbados (Mata *et al.*, 2008; Pope *et al.*, 2012). Essas espécies estão se tornando mais raras em florestas e savanas conservadas (Mata *et al.*, 2008) e ao mesmo tempo se estabelecendo em ambientes urbanos. *Drosophila paranaensis* é comparativamente mais especializada e rara com relação à *D. mercatorum* (Vilela *et al.*, 1983). Na região Neotropical, utiliza como recurso cinco espécies hospedeiras incluídas em quatro ordens de plantas (Valadão *et al.*, 2019). A presença de *D. paranaensis* em parques urbanos ilustra a importância desses ambientes na conservação espécies neotropicais mais raras e especializadas.

O terceiro grupo contrasta com o primeiro ao reunir os parques geralmente maiores e mais afastados do centro. Apenas *D. sturtevanti* esteve associada a este grupo. Trata-se de uma espécie restrita ao Novo Mundo, porém generalista, com registro de oviposição em 10 ordens diferentes de plantas. Ela é comum em áreas naturais com distúrbios (Gottschalk *et al.*, 2007; Mata & Tidon, 2013) e áreas antrópicas, incluindo as altamente urbanizadas (Ferreira & Tidon, 2005; Gottschalk *et al.*, 2007; Ribeiro *et al.*, 2023).

d) Relação entre assembleias de drosofilídeos e métricas dos parques

Nenhum dos modelos aqui avaliados apresentou coeficiente de regressão significativo para a relação entre riqueza de espécies e métricas ambientais (distância do parque ao centro urbano, densidade populacional da região onde o parque está inserido e

tamanho do parque). Uma possível explicação é que a riqueza de espécies talvez não seja um bom indicador para refletir as métricas ambientais aqui avaliadas. Por exemplo, o menor parque, PEJEQ, apresentou a maior riqueza de espécies, incluindo maior riqueza de espécies neotropicais, contrariando a relação espécie-área (MacArthur & Wilson, 1967). Isso pode indicar que mesmo parques com pequenas áreas podem suportar assembleias de drosofilídeos com alta riqueza.

Outro fator a ser considerado é que as análises de riqueza não consideram a possibilidade de substituição de espécies entre os parques. Por exemplo, o filtro criado pela urbanização pode resultar na redução da diversidade de espécies não adaptadas ao novo ambiente (Ramírez-Restrepo & MacGregor-Fors, 2017; Fenoglio *et al.*, 2021; Fournier *et al.*, 2020). No entanto, essa perda de espécies menos adaptadas aos ambientes urbanos pode ser compensada, ou até supercompensada, pelo aumento de espécies adaptadas a explorar os recursos urbanos, incluindo espécies exóticas (McKinney, 2006; Knop, 2016; Socolar *et al.*, 2016).

Por outro lado, vários modelos sugerem que a abundância de drosofilídeos responde a métricas ambientais. A distância entre o parque e o centro urbano foi a variável ambiental mais importante para explicar a abundância de drosofilídeos: quanto maior a distância do parque em relação ao centro urbano maior a abundância de drosofilídeos exóticos e neotropicais. A distância também interagiu com outras características dos parques, como a densidade populacional (drosofilídeos exóticos) e o tamanho do parque (drosofilídeos neotropicais). À medida que se distancia do centro urbano, caracterizado por maior urbanização, o ambiente se torna mais heterogêneo, com variações na vegetação, clima, e disponibilidade de recursos. Essas variações criam oportunidades permitindo que uma maior quantidade de espécies encontre condições adequadas para sobreviver, se reproduzir, e experimentar crescimento populacional (Bergerot *et al.*, 2011; Tzortzakaki *et al.*, 2019). Parques mais distantes tendem a sofrer menor impacto de perturbações antrópicas em comparação com áreas centrais. Essas perturbações, mais presentes nos parques centrais, mudam a qualidade do habitat e homogenizam ambientes, afetando negativamente a sobrevivência e a reprodução de indivíduos (Wagner *et al.*, 2021; Lin *et al.*, 2023). Sugerimos que a redução na abundância de drosofilídeos em parques mais próximos ao centro urbano possa ser uma das causas da baixa riqueza nos parques centrais (PESUL e PEOHA). Populações afuniladas, ou sejam que diminuíram drasticamente de tamanho, são menos prováveis de serem amostradas e muitas vezes mais sensíveis a perturbações que podem conduzi-las à extinção local.

A sinergia entre a distância e o tamanho do parque também foi importante para explicar a abundância de drosofilídeos neotropicais. Parques maiores fornecem uma maior diversidade de habitats e recursos essenciais, o que permite o estabelecimento de mais espécies (Beninde *et al.*, 2015). Existe uma relação entre o tamanho do parque e abundância de indivíduos em diversos insetos, como em besouros (Gaublomme *et al.*, 2008; Soga *et al.*, 2013), vespas (Burks & Philpott, 2017), formigas (Liu *et al.*, 2019) e borboletas (Nason & Eason, 2023). Portanto, a manutenção de parques mais distantes do centro urbano e de maior tamanho, desde que a mancha também tenha qualidade, podem ser uma estratégia importante para promover a conservação da biodiversidade de drosofilídeos neotropicais em ecossistemas urbanos.

Por fim, a abundância de drosofilídeos exóticos respondeu à densidade populacional dos locais onde os parques estão situados. Em áreas com alta densidade humana, a abundância de drosofilídeos exóticos tende a ser maior. Em áreas com alta densidade populacional, há um maior desenvolvimento urbano, com aumento de áreas pavimentadas e estruturas de concreto, aumentando a área antropizada e reduzindo áreas naturais circundantes aos parques. Essas matrizes mais urbanizadas isolam o parque de áreas naturais e conseqüentemente diminuem a chegada de espécies neotropicais (Liu *et al.*, 2019; Peng *et al.*, 2020). Além desses impactos, áreas com alta atividade humana sofrem mais com estressores ambientais (p. ex.: poluição e aumento de temperatura) que se somam, deixando o ambiente mais extremo (Wagner *et al.*, 2021; Fenoglio *et al.*, 2021). Essas condições favorecem o estabelecimento de espécies exóticas, em geral generalistas, que resultam numa pressão de propágulos em direção aos parques em busca de recursos. Isso pode resultar no estabelecimento e crescimento populacional de drosofilídeos exóticos nos parques. Como consequência dessas invasões, as espécies exóticas podem substituir gradativamente as neotropicais (Mckinney, 2008; Shochat *et al.*, 2010).

Nesse contexto, se gestores urbanos estiverem interessados em aumentar a abundância de insetos nativos nos parques, bem como os diversos serviços ecossistêmicos que eles desempenham (Ramos *et al.*, 2020), devem considerar a criação de áreas maiores e evitar a densidade populacional nas proximidades dos parques. Além disso, uma outra ação que poderia ser feita é desenvolver estratégias para permitir que parques mais centrais recebam migrações de espécies neotropicais provenientes de parques periféricos. Essas ações ajudariam a reduzir a abundância de espécies exóticas e evitar que essas desloquem as neotropicais. Rosenzweig (2001) sugere que, para conter a perda da biodiversidade, os conservacionistas devem explorar ambientes antropizados, buscando maneiras de torná-los

favoráveis para os organismos sem a necessidade de remover os humanos da paisagem (teoria da reconciliação). Essa concepção pode ser cuidadosamente aplicada aos parques do Distrito Federal, e este projeto é um avanço no sentido de demonstrar como os parques podem ser projetados para fornecer refúgios tanto para seres humanos como para espécies neotropicais.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Relação dos trabalhos científicos que registram as espécies de drosophilídeos que ocorrem no Distrito Federal.

1. Chaves, N., & Tidon, R. (2008). Biogeographical aspects of drosophilids (Diptera, Drosophilidae) of the Brazilian savanna. *Revista Brasileira De Entomologia*, 52(3): 340-348. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262008000300005>.
2. Emerich, P., Valadão, H., Silva, J.R.V.P. & Tidon, R. (2012). High Abundance of Neotropical Drosophilids (Diptera: Drosophilidae) in Four Cultivated Areas of Central Brazil. *Neotropical Entomology*, 41: 83–88. <https://doi.org/10.1007/s13744-011-0004-x>.
3. Ferreira, L.B., & R. Tidon. (2005). Colonizing Potential of Drosophilidae (Insecta, Diptera) in Environments with Different Grades of Urbanization. *Biodiversity and Conservation*, 14(8): 1809-821. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0701-4>.
4. Leão, B. F. D. & R. Tidon. (2004). Newly invading species exploiting native host-plants: the case of the African *Zaprionus indianus* (Gupta) in the Brazilian Cerrado (Diptera, Drosophilidae). *Anais da Sociedade Entomológica da França (NS)*, 40 (3-4): 285-290. DOI 10.1080/00379271.2004.10697427.
5. Mata, RA, McGeoch, M. & Tidon, R. (2008). Drosophilid assemblages as a bioindicator system of human disturbance in the Brazilian Savanna. *Biodiversity and Conservation*, 17: 2899–2916. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9403-7>.
6. Mata, RA. & Tidon, R. (2013). The relative roles of habitat heterogeneity and disturbance in drosophilid assemblages (Diptera, Drosophilidae) in the Cerrado. *Insect Conservation Diversity*, 6: 663-670. <https://doi.org/10.1111/icad.12020>.
7. Mata, R.A., Roque, F. & Tidon, R. (2015). Measuring the variability of the drosophilid assemblages associated with forests of the Brazilian savanna across temporal and spatial scales. *Natureza & Conservação*, 13: 166-170. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.11.005>.
8. Mata, R.A., Valadão, H., & Tidon, R. (2015). Spatial and temporal dynamics of drosophilid larval assemblages associated to fruits. *Revista Brasileira De Entomologia*, 59(1): 50-57. <https://doi.org/10.1016/j.rbe.2015.02.006>.

9. Oliveira, S.C.F. de. (2013). Estabelecimento de bioindicadores robustos: Drosophilidae (Insecta, Diptera) como modelos em biologia da conservação. 184 f., il. *Tese (Doutorado em Biologia Animal)* —Universidade de Brasília, Brasília, 2013.
10. Przybylska, MS., Roque, F. & Tidon, R. (2014). Drosophilid Species (Diptera) in the Brazilian Savanna are Larger in the Dry Season. *Annals of the Entomological Society of America*, Volume 107(5): 994–999. <https://doi.org/10.1603/AN14011>.
11. Ribeiro, LB., Proença, CEB. & Tidon R. (2023). Host Preferences Shown by Drosophilids (Diptera) in a Commercial Fruit and Vegetable Distribution Center Follow the Wild Neotropical Pattern. *Insects*, 14(4): 375. <https://doi.org/10.3390/insects14040375>.
12. Roque, F., Leão, B.F.D. & Tidon, R. (2017). Spatio-Temporal Distribution of the Cryptic Flies of the *Drosophila willistoni* (Diptera: Drosophilidae) Subgroup in a Neotropical Forest. *Annals of the Entomological Society of America*, 110(4): 2017, 398–402. <https://doi.org/10.1093/aesa/sax039>.
13. Roque, F., da Mata, R.A. & Tidon, R. (2013). Temporal and vertical drosophilid (Insecta; Diptera) assemblage fluctuations in a neotropical gallery forest. *Biodiversity Conservation*, 22: 657–672. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0433-4>.
14. Roque, F., Du Vall Hay, J. & Tidon, R. (2009). Breeding sites of drosophilids (Diptera) in the Brazilian Savanna. I. Fallen fruits of *Emmotum nitens* (Icacinaeae), *Hancornia speciosa* (Apocynaceae) and *Anacardium humile* (Anacardiaceae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 53(2): 308–313. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262009000200016>.
15. Roque, F. & Tidon, R. (2013). Five New Records of Drosophilids (Diptera) in a Riparian Forest in the Brazilian Savana, an Endangered Neotropical Biome. *Annals of the Entomological Society of America*, 106:117–121. <https://doi.org/10.1603/AN12097>.
16. Tidon, R. (2006). Relationships between drosophilids (Diptera, Drosophilidae) and the environment in two contrasting tropical vegetations. *Biological Journal of the Linnean Society*, 87(2): 233–247. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8312.2006.00570.x>.

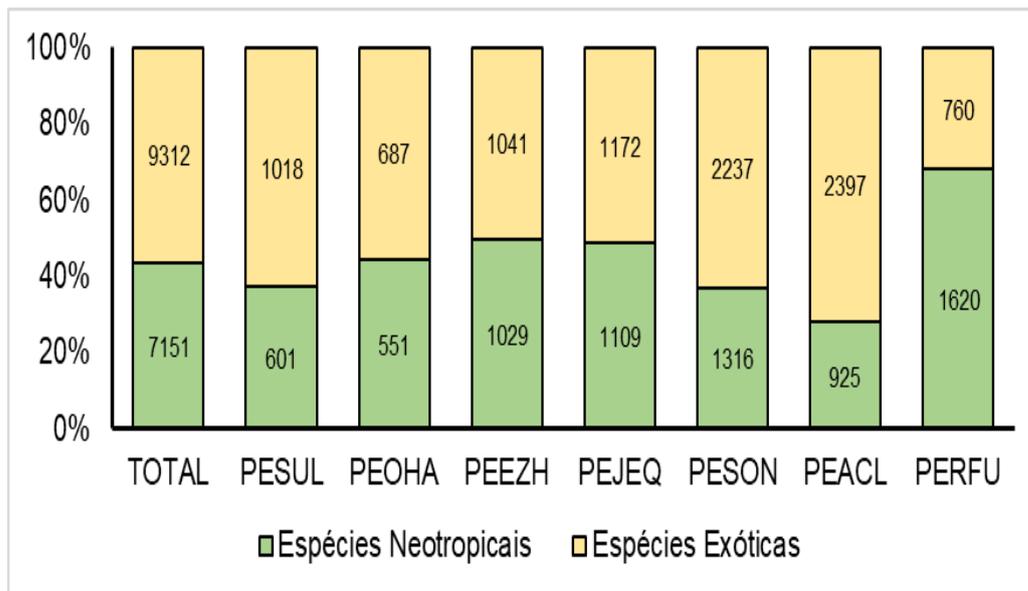


Figura S1. Abundância absoluta (valores no interior das barras) e relativa (proporções ilustradas pelas cores verde e amarelo) de drosofilídeos neotropicais e exóticos coletados entre 2021 (fevereiro, abril e dezembro) e 2022 (fevereiro e abril) em sete parques ecológicos do Distrito Federal: PESUL (Parque Ecológico Asa Sul); PEOHA (Parque Ecológico Olhos D'Água); PEEZH (Parque Ecológico Ezequias Heringer); PEJEQ (Parque Ecológico Jequitibás); PESON (Parque Ecológico Saburo Onoyama); PEACL (Parque Ecológico Águas Claras); e PERFU (Parque Ecológico do Riacho Fundo).

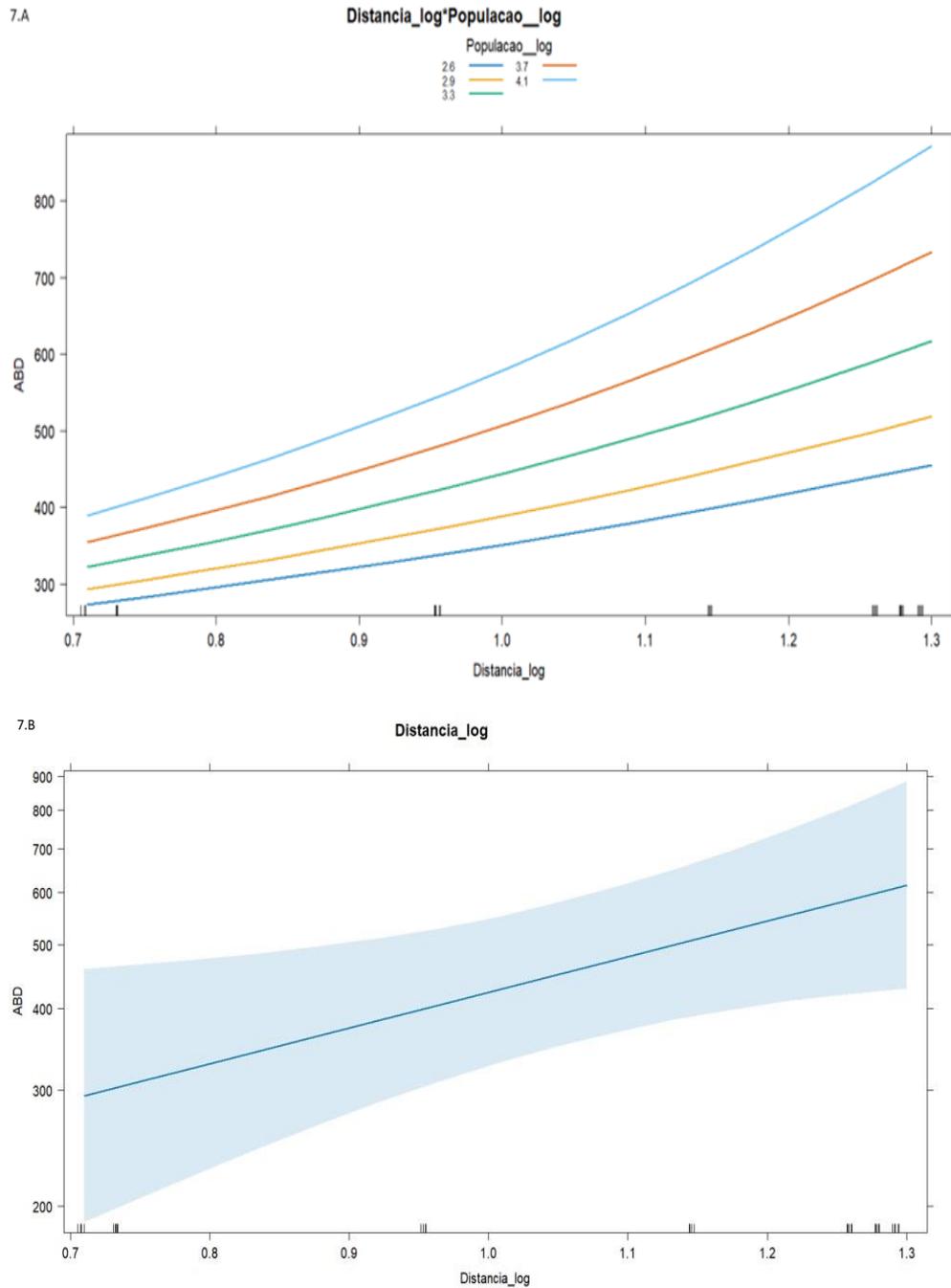


Figura S2. Efeito estimado das métricas ambientais em relação a abundância (ABD): A) Efeito da sinergia entre distância e densidade populacional, modelo mabd 11 $\beta_0:\beta_1^*$ (AIC: 495,69; BIC: 500,35); B) Efeito da distância modelo mabd 09 β_0^* (AIC: 497,16; BIC: 501,83); * = Nível de significância ($\alpha = 0,05$).

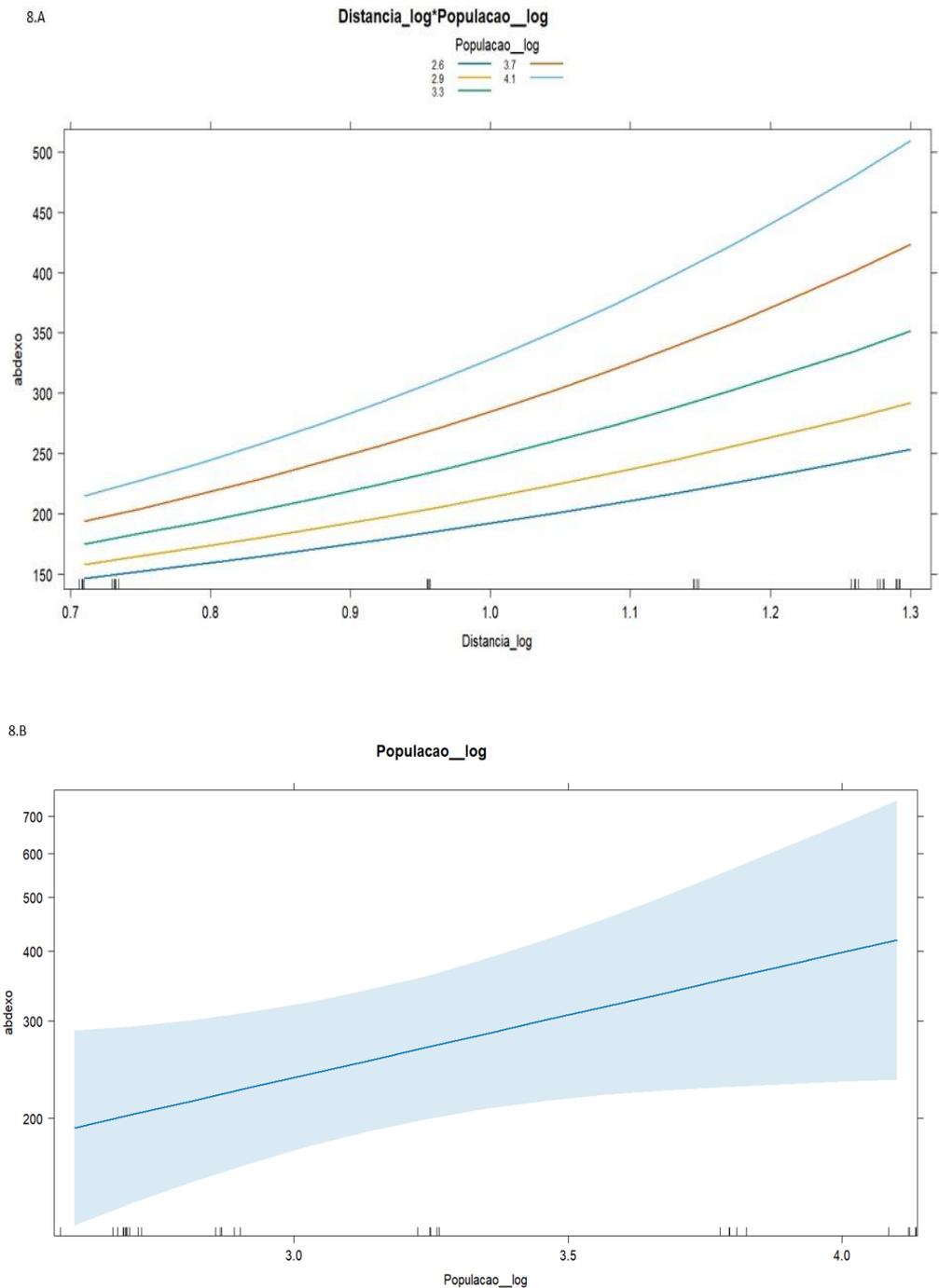


Figura S3. Efeito estimado das métricas ambientais em relação a abundância de exóticas (ABDEXO): A) Efeito da sinergia entre distância e densidade populacional, modelo mabdexo 11 $\beta_0:\beta_1^*$ (AIC: 459,47; BIC: 464,13); B) Efeito da densidade populacional mabd3xo 07 β_1^* (AIC: 461,66; BIC: 466,32); * = Nível de significância ($\alpha = 0,05$).

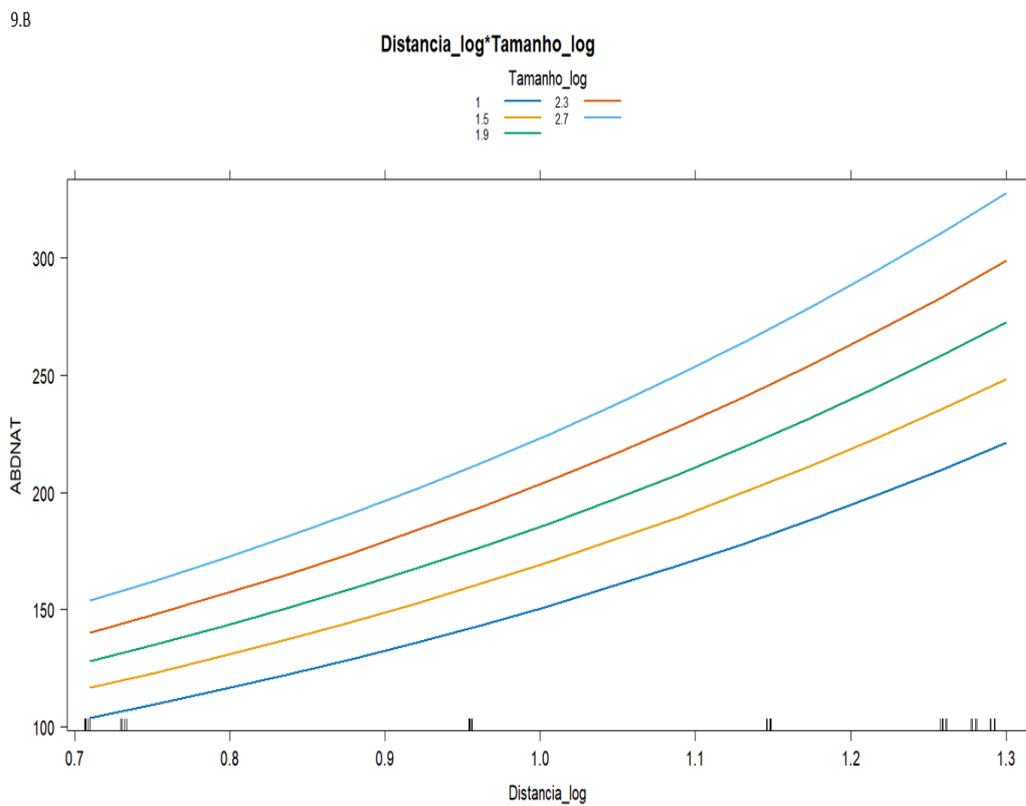
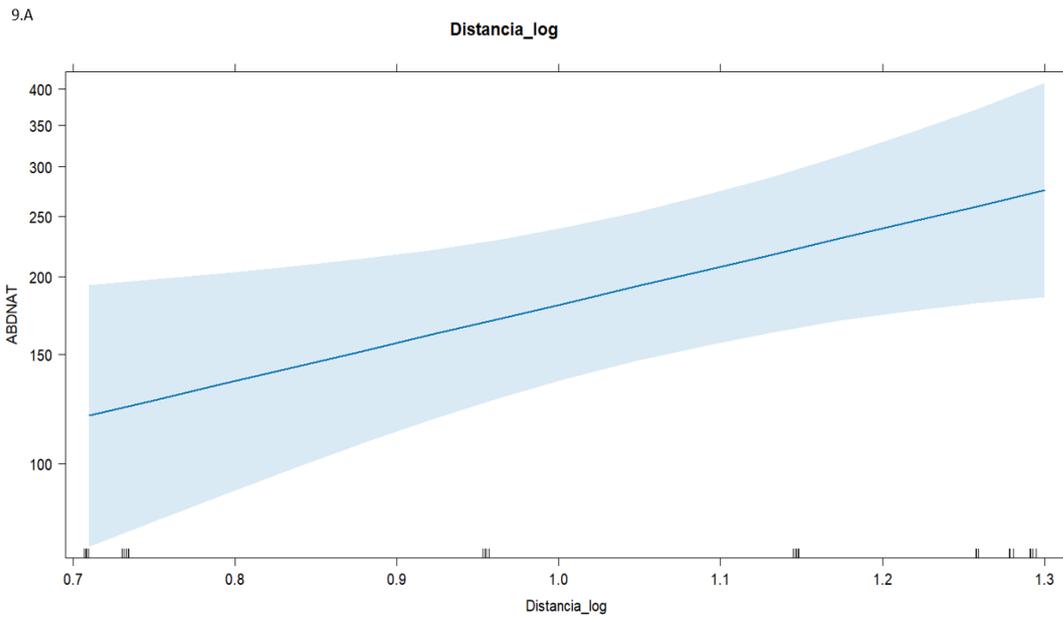


Figura S4. Efeito estimado das métricas ambientais em relação a abundância de nativas (ABDNEO = ABDNAT): A) Efeito da distância, modelo mabdneo 09 β_0^* (AIC: 441,16; BIC: 445,82); B) Efeito da distância e tamanho do parque mabdneo10 $\beta_0:\beta_2^*$ (AIC: 442,24; BIC: 446,90); * = Nível de significância ($\alpha = 0,05$).

CAPÍTULO 2

Impacto da distância entre parques e reservas do Distrito Federal na diversidade beta de drosofilídeos

Capítulo 2 - Impacto da distância entre parques e reservas do Distrito Federal na diversidade beta de drosofilídeos

Introdução

Ao alterar o uso da terra, a urbanização converte áreas naturais em pavimentos, provocando diminuição e fragmentação dessas áreas (Liu *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2019). A perda de habitat, por sua vez, resulta na diminuição da riqueza e abundância de espécies nativas, que na maioria das vezes são especialistas e dependentes de áreas naturais. Além disso, a paisagem modificada, mais homogênea, favorece a introdução de espécies generalistas, muitas vezes exóticas, adaptadas às cidades (Lian & Sodhi, 2004; Youngsteadt *et al.*, 2015). Dessa forma, ao alterar os filtros ambientais, a urbanização não apenas cria ambientes propícios para poucas espécies, geralmente generalistas, como também reduz ambientes para as espécies nativas (McKinney, 2006).

Nesse cenário, uma das estratégias para conservação da biota nativa é a criação de reservas para manutenção de grandes áreas naturais, protegidas e de uso restrito (Gaston *et al.*, 2008). Contudo, a maioria dessas áreas está localizada nos arredores das cidades. Assim, uma abordagem eficaz é preservar áreas naturais remanescentes, como parques urbanos (espaços verdes), aumentando a heterogeneidade dos ecossistemas urbanos (Lian & Sodhi, 2004; Fuller *et al.*, 2007) e permitindo a manutenção de espécies nativas. A dinâmica de fonte-sumidouro (*source-sink*) nos parques urbanos (aqui chamado apenas de “parques”), situados em matrizes urbanas inóspitas, explica a manutenção de assembleias pela dispersão de espécies nativas a partir das reservas circundantes às cidades. Portanto, reservas podem desempenhar um papel crucial na preservação das espécies nativas nos parques (Santos *et al.*, 2019).

Matrizes circundantes aos parques, em geral fortemente urbanizadas, favorecem espécies exóticas e isolam os parques em relação às áreas fonte (aqui chamadas apenas de “reservas”). Como consequência, a migração de espécies nativas diminui e as assembleias locais são reorganizadas (Lian & Sodhi, 2004). Assim, à medida que expande a urbanização entre as reservas e parques, maior se torna o isolamento entre eles, diferenciando ainda mais as assembleias locais.

No cenário acima, espécies exóticas podem se estabelecer nas matrizes antropizadas e impactar populações de espécies nativas dentro dos parques (Santos *et al.*, 2019). Como resultado, parques mais isolados podem apresentar taxas mais altas de extinção local de

espécies nativas, favorecendo a dominância de espécies exóticas (Simberloff & Vitule, 2014). Essa seleção pode aumentar ainda mais a dissimilaridade entre assembleias das reservas e dos parques mais isolados, resultando no aumento da diversidade beta (β). Portanto, extinções locais de espécies nativas e imigração de espécies exóticas nos parques aumentam as diferenças entre eles e as reservas (vj. Vellend, 2010; Socolar *et al.*, 2016).

O índice de diversidade beta quantifica a heterogeneidade de uma região em relação às populações estabelecidas ao longo dela (Whittaker, 1960; Tuomisto, 2010). Em outras palavras, a diversidade de cada comunidade é a diversidade alfa (α), e a diferença entre elas constitui a diversidade beta. Portanto, esta última (β), está relacionada à dispersão de espécies do *pool* global (filtros históricos), formando um *pool* regional (γ) selecionado por filtros ambientais que conduzem à formação das diferentes assembleias locais (α) (Vellend, 2010).

As variações na composição e riqueza entre comunidades locais que geram padrões da diversidade beta podem ser explicadas por dois mecanismos: (1) *turnover*, referindo-se à substituição de espécies entre comunidades e resultando na presença de espécies distintas em comunidades distintas; isso significa uma troca da identidade das espécies entre uma comunidade e outra (Newbold *et al.*, 2016); e (2) aninhamento (*nestedness*), envolvendo a perda de espécies nas comunidades sob uma estrutura aninhada, onde uma comunidade menos rica em espécies é um subconjunto de outra mais rica (Newbold *et al.*, 2016; Soininen *et al.*, 2018). Ambos os mecanismos podem ocorrer simultaneamente, contribuindo para a dissimilaridade entre as comunidades de uma região e aumentando a diversidade beta. Distinguir o efeito de cada fenômeno, uma vez que eles podem derivar de processos diferentes, é essencial para elaboração de planos de manejo e conservação de espécies nativas (Balsega, 2010; 2015).

Compreender os diferentes padrões da diversidade beta é crucial para as estimativas de distribuição das espécies. Barreiras geográficas, como matrizes urbanas ou diferenças seletivas ao longo de um gradiente, estabelecem padrões de distribuições relacionados ao processo de *turnover*. Para conservar comunidades cuja diversidade é regida por *turnover*, será mais eficiente manter um grande número de diferentes parques. Para comunidades estabelecidas por aninhamento, sugere-se a priorização de um menor número de parques, porém com maior riqueza (Socolar *et al.*, 2016). Portanto, a atribuição de *turnover* ou aninhamento na análise dos padrões de diversidade em uma região é bastante importante (Baselga, 2010; 2013), especialmente quando as comunidades são perturbadas por ações antrópicas.

Apesar de evidências indicarem uma diminuição da diversidade beta ao longo do processo de urbanização (Knop, 2016; Zeeman *et al.*, 2017; Hodges & McKinney, 2018; Fenoglio *et al.*, 2020; González-Céspedes *et al.*, 2021), esse é um tema que ainda gera controvérsias. Essa tendência tem sido desafiada por estudos que encontraram um aumento da diversidade beta durante o processo de urbanização (Garcia *et al.*, 2012; Gong *et al.*, 2013; Aronson *et al.*, 2014; Brice *et al.*, 2017; Grez *et al.*, 2019) e outros que não identificaram nenhum padrão (Magura *et al.*, 2010; Jones & Leather, 2013; Turrini & Knop, 2015). Um importante fator para a diversidade beta é a dispersão de espécies nativas a partir de áreas naturais (fontes) para espaços verdes urbanos (drenos). Também neste aspecto, não há um consenso na relação entre a riqueza de espécies em parques e a distância deles até as reservas. Uma relação negativa entre riqueza de espécies e distância de áreas fontes foi observada em formigas em parques urbanos no Brasil (Pacheco & Vasconcelos, 2007; Santos *et al.*, 2019). No entanto, estudos envolvendo formigas na China (Liu *et al.*, 2019) e nos Estados Unidos (Savage *et al.*, 2015) não encontraram nenhuma relação entre a distância dos parques e as áreas fontes. O estudo de diversidade e distribuição de espécies é cada vez mais relevante diante do crescente e desordenado avanço das cidades, tornando necessário compreender as dinâmicas ecológicas responsáveis por esses atributos principalmente em ecossistemas urbanos, como os parques.

As comunidades de drosofilídeos em parques urbanos constituem um excelente modelo para estudar os processos envolvidos na estruturação de assembleias urbanas por meio da dispersão de reservas naturais circundantes. Moscas da família Drosophilidae tem sido tradicionalmente utilizadas para compreender mecanismos ecológicos e evolutivos (Mata *et al.*, 2010; Garcia *et al.*, 2012; Pope *et al.*, 2015; Furtado & Martins, 2017). Além de serem pequenas, diversas, e fáceis de manipular no laboratório e no campo, elas são abundantes em ambientes naturais e alterados e, devido à sua sensibilidade ambiental e ciclo de vida curto, respondem rapidamente a mudanças nas condições ambientais (Mata *et al.*, 2008; Bizzo *et al.*, 2010). No bioma Cerrado, estão registradas 138 espécies de Drosofilídeos (Ribeiro *et al.*, 2022), das quais 14 são exóticas, ou seja, não são nativas da região Neotropical (Yuzuki & Tidon, 2020; Cavalcanti *et al.*, 2022). Os parques urbanos podem fornecer habitats adequados e funcionar como refúgios para diversas espécies de drosofilídeos, sejam as que buscam escapar das condições estressoras das áreas urbanizadas ou aquelas que migram de áreas-fonte, auxiliando assim na conservação de espécies nativas. Os parques utilizados nesse estudo mantêm 40% dos drosofilídeos que ocorrem em áreas naturais do Distrito Federal (resultado capítulo 1).

Nesse sentido, este capítulo tem por objetivo geral avaliar a diversidade beta de drosofilídeos em sete parques e três reservas do Distrito Federal. Pretendemos entender se a similaridade composicional das assembleias dos parques diminui com a distância das reservas e se essa diferenciação ocorre pelos processos de *turnover* e/ou aninhamento. Os objetivos específicos são:

1. Caracterizar as assembleias de drosofilídeos em sete parques urbanos e três reservas do DF por meio de descritores de comunidades como: composição, riqueza, abundância, e abundância relativa de espécies neotropicais e exóticas.
2. Avaliar se as espécies de drosofilídeos refletem diferenças entre os parques e as reservas.
3. Avaliar se as diferenças observadas entre as assembleias de drosofilídeos nos parques e reservas são melhor explicadas por *turnover* ou aninhamento.
4. Investigar o efeito da distância geográfica entre parques e reservas na dissimilaridade e partição da diversidade em *turnover* e aninhamento.

Partimos da premissa de que as reservas apresentam maior abundância e riqueza de espécies neotropicais. Por possuírem matas mais amplas e íntegras, estarem mais afastadas dos centros urbanos e menos acessíveis ao uso humano, são áreas fonte de drosofilídeos.

Nossas hipóteses são:

- i. Os parques mais próximos às reservas receberão, por meio da dispersão, mais espécies e um maior número de drosofilídeos neotropicais. Assim, à medida que a distância entre parques e reservas aumenta, aumenta também a dissimilaridade das espécies neotropicais.
- ii. As assembleias de parques mais próximos à reservas serão subamostras delas (aninhamento), enquanto nos parques mais distantes ocorrerá a substituição de espécies neotropicais por espécies exóticas (*turnover*).

Métodos

a) Locais de estudos

Os drosofilídeos foram coletados em sete parques urbanos e três reservas ecológicas (Figura 1).

No DF, os parques urbanos são categorizados como parques ecológicos e classificados como unidades de uso sustentável, de acordo com a lei complementar distrital nº 827/2010. As coletas foram realizadas em sete parques urbanos do Distrito Federal (DF): (i) Parque Ecológico Asa Sul (PESUL); (ii) Parque Ecológico Olhos D'Água (PEOHA); (iii) Parque Ecológico Ezechias Heringer (PEEZH); (iv) Parque Ecológico dos Jequitibás (PEJEQ); (v) Parque Ecológico Saburo Onoyama (PESON); (vi) Parque Ecológico Águas Claras (PEACL); e (vii) Parque Ecológico do Riacho Fundo (PERFU). Os parques foram selecionados por possuírem, em seu plano de manejo, o objetivo de conservar espécies locais e fomentar pesquisas científicas. Além disso, todos eles apresentam ambientes com áreas de mata e recursos hídricos permanentes, que são ambientes propícios para drosofilídeos.

As coletas de dados também foram realizadas em três áreas de reservas no DF, selecionadas devido às suas extensas áreas naturais, incluindo matas e recursos hídricos permanentes, além serem mais restritas à visitação e utilização por seres humanos. Essas restrições são diferentes das encontradas nos parques urbanos que, em seus planos de manejo, permitem usos múltiplos pela população. As reservas selecionadas foram: Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE); Parque Nacional de Brasília (PNB); e Reserva Ecológica do IBGE (RECOR).

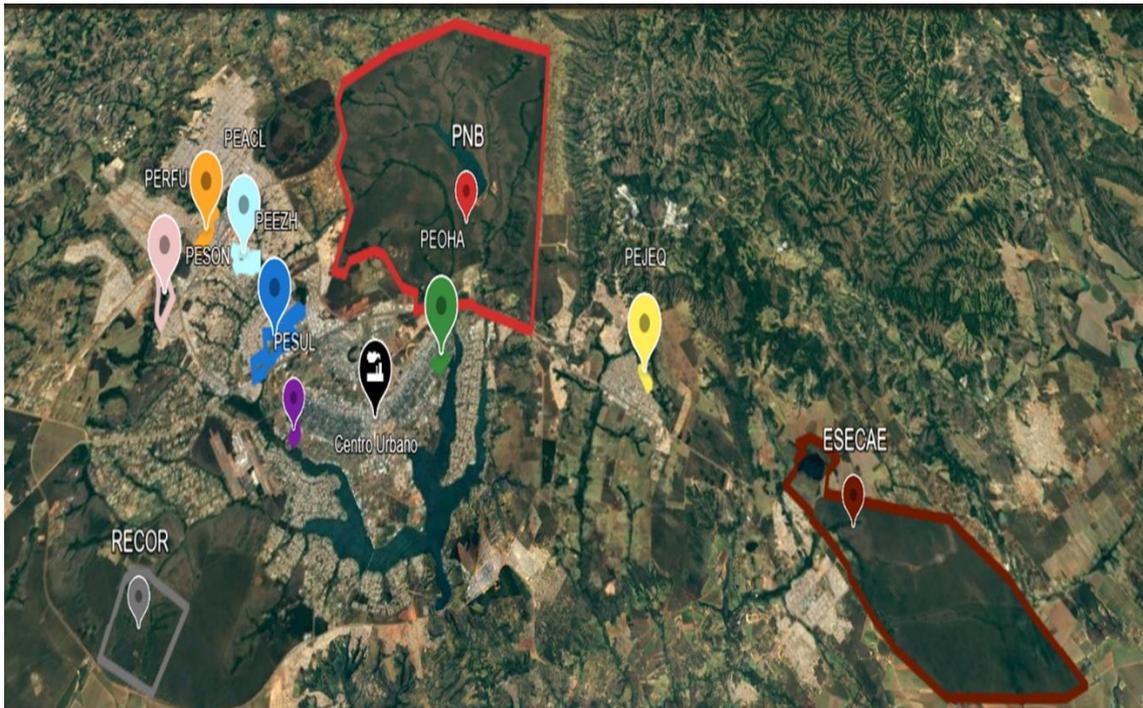


Figura 1. Geolocalização (imagem *Google Earth*) dos sete parques urbanos e as três reservas de uso restrito do DF: Parque Ecológico da Asa Sul (PESUL); Parque Ecológico Olhos D'Água (PEOHA); Parque Ecológico Ezechias Heringer (PEEZH); Parque Ecológico Jequitibás (PEJEQ); Parque Ecológico Saburo Onoyama (PESON); Parque Ecológico de Águas Claras (PEACL); Parque Ecológico do Riacho Fundo (PERFU); Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE); Parque Nacional de Brasília (PNB); e Reserva Ecológica do IBGE (RECOR).

As distâncias entre os pontos amostrados foram medidas utilizando imagens do *Google Maps*, mediante uma linha reta que conecta a borda da mata do parque mais próxima à borda da mata da reserva. A maior distância encontrada ocorre entre o Parque Ecológico Riacho Fundo e a Reserva Ecológica da RECOR/IBGE (47,76 Km), e a menor distância é entre o Parque Ecológico Olhos d'Água e o Parque Nacional de Brasília (3,44 Km), conforme a tabela abaixo (Tabela 1):

Tabela 1. Distâncias (Km) entre os sete parques urbanos e as três reservas de uso restrito, medidas em linha reta da mata mais próxima da borda do parque à mata mais próxima da borda da reserva. Parque Ecológico da Asa Sul (PESUL); Parque Ecológico Olhos D'Água (PEOHA); Parque Ecológico Ezechias Heringer (PEEZH); Parque Ecológico Jequitibás (PEJEQ); Parque Ecológico Saburo Onoyama (PESON); Parque Ecológico de Águas Claras (PEACL); Parque Ecológico do Riacho Fundo (PERFU); Estação Ecológica de Águas Emendadas (ESECAE); Parque Nacional de Brasília (PNB); e Reserva Ecológica do IBGE (RECOR).

	ESECAE	PNB	RECOR
PESUL	35,22	10,38	10,17
PEOHA	25,67	3,44	19,67
PEEZH	38,56	5,85	12,51
PEJEQ	10,82	12,2	31,5
PESON	47,17	11,25	18,4
PEACL	43,25	7,77	17,66
PERFU	47,76	13,24	14,5

b) Desenho Amostral, Método de Coleta e Identificação

Foram realizadas cinco coletas em cada local (parque e reserva), entre 2021 (fevereiro, abril e dezembro) e 2022 (fevereiro e abril). Esses meses correspondem à estação chuvosa, quando a abundância e riqueza de drosofilídeos são mais elevadas (Mata *et al.*, 2008; Leão, 2017).

Para captura dos drosofilídeos adultos, foram confeccionadas armadilhas com garrafas PET (Figura 2). Cada armadilha possui uma parte superior com um suporte onde os drosofilídeos pousam (Figura 2.c); uma parte central com orifícios que permitem a entrada dos indivíduos (Figura 2.d) e uma parte inferior que funciona como câmara de retenção (Figura 2.f) com um compartimento para a isca, conforme descrito em Roque *et al.* (2011). Para cada armadilha foram utilizados aproximadamente 150g de banana, 2g de fermento biológico (*Saccharomyces cerevisiae*) e 100ml de água. A banana fermentada por *S. cerevisiae* tem potencial de atrair uma grande variedade de espécies de drosofilídeos e, portanto, tem sido utilizada como isca em coletas em todo o mundo (Markow & O'Grady, 2006). Após o preparo da isca, esta foi reservada para fermentar por cerca de 24 horas, visando melhorar sua atratividade.

As armadilhas foram instaladas a 1,5 metro do solo no interior das matas dos parques e das reservas. Elas foram espaçadas em pelo menos 30 metros umas das outras, de modo a cobrir a maior área possível. Nos parques, foram utilizadas seis armadilhas em cada coleta, totalizando 36 armadilhas em cada parque (perdemos uma armadilha no PEOHA). Devido ao tamanho maior das reservas e com intuito de amostrar a máxima diversidade de espécies, um número maior de armadilhas foi utilizado nessas três áreas. Nas duas primeiras coletas, foram usadas seis armadilhas para cada reserva. Na ESECAE, a terceira e a quarta coletas empregaram sete armadilhas, enquanto na quinta coleta, 14 armadilhas foram instaladas, totalizando 40 armadilhas nas cinco coletas. No PNB, nove armadilhas foram instaladas na terceira, quarta e quinta coletas, totalizando 38 armadilhas (uma armadilha falhou na primeira coleta). Por último, na RECOR, a terceira, quarta e quinta coletas utilizaram 18 armadilhas em cada coleta, totalizando 66 armadilhas. Todas as manchas de matas de cada parque e reserva foram amostradas pelo menos uma vez.

Todas as armadilhas permaneceram no campo por quatro dias e então as moscas foram transferidas para frascos de 50 ml contendo álcool 70%. Para evitar contaminação, esse procedimento foi realizado nos locais de coleta. Esse procedimento tem sido bem empregado nos monitoramentos realizados em ambientes naturais do Cerrado.

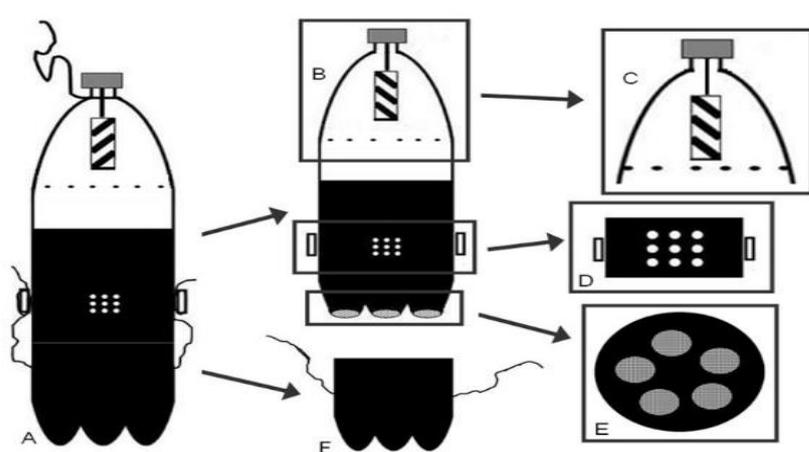


Figura 2. Armadilhas para coleta de drosofilídeos confeccionadas com garrafas pet. A. Fios de cobre na parte superior prendem a armadilha a 1,5 m do solo e acoplam a parte inferior as demais. B. A parte superior da armadilha é clara, permitindo a entrada de luz. C. Suporte onde os drosofilídeos podem pousar. D. Parte intermediária, com orifícios que permitem a entrada de indivíduos. E. Parte inferior da armadilha vista por baixo. F. Parte inferior da armadilha em vista lateral: é o compartimento com a isca de banana fermentada e isolado do contato com os drosofilídeos. Fonte: Roque *et al.*, 2011.

Os indivíduos capturados foram transportados para o Laboratório de Biologia Evolutiva da UnB e identificados sempre que possível ao nível de espécie. Para tanto, foram utilizadas chaves de identificação e, quando preciso, a análise da morfologia da terminália masculina (Dobzhansky & Pavan, 1943; Pavan & Cunha, 1947; Freire-Maia & Pavan, 1949; Frota-Pessoa, 1954; Val, 1982; Vilela & Bachli, 1990; Vilela, 1992). Os indivíduos identificados como subgrupo *D. willistoni* foram avaliados por amostragem e só foi encontrada *D. willistoni*, que é a mais comum das espécies crípicas desse grupo na região de estudo.

c) *Análise dos Dados*

Após determinação taxonômica, os dados das cinco coletas foram consolidados e a abundância de cada espécie foi tabulada para cada parque e reserva. As espécies foram classificadas como exóticas ou nativas à região Neotropical, sendo a representatividade de cada categoria expressa pela abundância relativa.

Para verificar a suficiência amostral e comparar a riqueza entre dez áreas amostradas (7 parques e 3 reservas), foram elaboradas curvas de rarefação baseadas em indivíduos. Este método possibilita comparar o número de espécies entre as áreas (diferentes assembleias) quando o número de indivíduos não é igual (Magurran, 2003). As comparações foram feitas considerando a abundância padronizada pelo menor número de indivíduos.

A diversidade de espécies de drosofilídeos entre as áreas amostradas foi avaliada através de perfis de diversidade de Renyi (Kindt *et al.*, 2006). Esses perfis englobam vários índices com pesos diferentes para a riqueza e equitabilidade das espécies que compõem a assembleia, permitindo uma interpretação mais precisa na comparação da diversidade entre locais (Melo, 2008). O eixo X retrata métricas de diversidade: a riqueza de espécies é demonstrada quando $\alpha = 0$, o índice de diversidade de Shannon quando $\alpha = 1$, o índice de Simpson quando $\alpha = 2$ e o índice Berger-Parker para a dominância das espécies mais abundantes quando $\alpha = \text{inf}$. Ou seja, à medida que o parâmetro α aumenta, maior ênfase é dada às espécies dominantes.

A fim de entender a similaridade entre as dez assembleias amostradas (parques e reservas), foi realizado um dendrograma baseado na distância de Bray-Curtis, par-a-par, entre as amostras. O método Bray-Curtis calcula uma medida de dissimilaridade que considera tanto a presença e ausência quanto a abundância relativa de espécies nas

diferentes assembleias. Ele considera não apenas quais espécies estão presentes nas amostras, mas também quanto cada uma contribui para a composição geral nas duas amostras comparadas (Bray & Curtis, 1957).

Para avaliar a associação de espécies de drosofilídeos com os agrupamentos definidos no dendrograma, utilizamos a análise do Índice de Valor Indicativo (IndVAL). Quanto maior o IndVal de uma espécie em um grupo de sítios, maior sua associação, o que pode indicar preferências ou exclusividade de certas espécies em relação a determinadas condições daquele grupo específico. O IndVal é calculado com base em duas medidas: a frequência relativa de ocorrência de uma espécie em um determinado ambiente e a exclusividade dessa espécie em relação aos outros ambientes estudados. Ele varia de 0 a 1, sendo que valores próximos a 0 indicam baixa associação entre uma espécie e um ambiente específico, enquanto valores próximos a 1 indicam uma forte associação.

Para análise de partição da dissimilaridade foram utilizadas duas abordagens: uma baseada na riqueza (Baselga e Orne, 2012) e a outra na abundância (Baselga, 2016). A primeira decompõe o índice de dissimilaridade de Jaccard (β_{jac}) em: dissimilaridade derivada da *turnover* (β_{jtu}) e dissimilaridade derivada do aninhamento (β_{jne}) (Baselga, 2010; Baselga & Orne, 2012). A abordagem baseada na abundância, por sua vez, decompõe o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (d_{BC}) em dois componentes aditivos. O primeiro é a variação equilibrada em abundância ($d_{BC.ba}$), na qual os indivíduos de um conjunto espécies em um local são substituídos pelos mesmos números de indivíduos – porém de outras espécies - em outro local (esse componente se assemelha aos padrões apresentados pelo *turnover*). O segundo componente se refere a gradientes de abundância ($d_{BC.gra}$), com perda de indivíduos de um local para outro; neste caso a abundância de indivíduos diminui (ou aumenta) igualmente ao longo de um gradiente. Esse padrão é similar aos obtidos por aninhamento de espécies, pois alguns indivíduos são perdidos de um local para outro sem qualquer substituição (Baselga, 2016). Para as análises baseadas em abundância, utilizamos a abundância relativa de cada local. Para entender se as espécies neotropicais ou exóticas respondem pela dissimilaridade ou pelos mecanismos de partição de diversidade, todas as análises foram refeitas utilizando apenas as espécies desses grupos. Após a análise total, que envolveu os sete parques e as três reservas, realizamos análises pareadas entre parques e reservas visando investigar quais mecanismos de diversidade estão atuando.

As matrizes resultantes do pareamento entre parques e reservas foram utilizadas para investigar o efeito da distância geográfica na dissimilaridade e partição da diversidade. Correlacionamos cada uma das três matrizes (dissimilaridade, *turnover* e aninhamento)

com as métricas: (1) riqueza, (2) riqueza de espécies neotropicais, (3) abundância relativa de diferentes espécies, (4) abundância de drosofilídeos neotropicais e (5) abundância de drosofilídeos exóticos, totalizando 15 matrizes. Cada uma delas foi correlacionada com a matriz de distância geográfica entre parques e reservas. Essas análises foram realizadas com o teste de Mantel, que avalia a correlação entre duas matrizes e fornece uma medida de quanto esses padrões estão associados. A correlação de Spearman e os intervalos de confiança de 95% para o modelo nulo foram utilizados para comparar a associação observada com a esperada aleatoriamente.

Todas as análises foram conduzidas com um nível de significância de 95%. No dendrograma com a distância de Bray-Curtis e nas análises do IndVAL utilizamos o *software* PAST (Paleontological Statistics *Software*) 4.03.0 (Hammer *et al.*, 2001). As demais análises estatísticas foram realizadas no *software* R-4.3.0 com os pacotes “Vegan” (Oksanen *et al.*, 2019), “BiodiversityR” (Kindt & Coe, 2005) e “BETAPART (Baselga & Orne, 2012)”.

Resultados

a) Caracterização das assembleias de drosofilídeos

Foram capturados no total 24.279 indivíduos, representando 39 espécies e 39 morfotipos, além do subgrupo *Drosophila fasciola*. Essas espécies estão distribuídas em cinco gêneros (*Drosophila*, *Neotanygastrella*, *Rhinoleucophenga*, *Scaptodrosophila* e *Zaprionus*), sendo que *Drosophila* foi o mais representativo, com 32 espécies identificadas (Tabela 2). As espécies mais abundantes, considerando o total de amostras de parques e reservas, foram *D. sturtevanti* (22,57%), *Z. tuberculatus* (17,68%), *D. willistoni* (15,17%), *D. nasuta* (11,31%) e *Z. indianus* (9,51%).

Nas reservas (ESECAE, PNB e RECOR), foram capturados 7.816 indivíduos representando 37 espécies e 21 morfotipos. As espécies mais abundantes foram as neotropicais *D. sturtevanti* (39,04%) e *D. willistoni* (15,17%). Indivíduos das espécies exóticas *Z. tuberculatus* (10,61%), *D. nasuta* (9,28%) e *Z. indianus* (8,38%), quando somados, compõem quase um terço do total coletado em reservas (Tabela 2). Nos parques, foram capturados 16.463 indivíduos representando 36 espécies e 23 morfotipos (Tabela 2). As espécies mais abundantes foram *Z. tuberculatus* (22,12%), *D. sturtevanti* (14,75%), *D. willistoni* (14,20%), *D. nasuta* (12,27%) e *Z. indianus* (10%).

A abundância de drosofilídeos classificados em espécies neotropicais (49,38%) e exóticas (50,62%) foi semelhante quando todas as áreas são consideradas conjuntamente, mas essa proporção variou entre parques e reservas. A abundância de espécimes exóticos no conjunto de parques (56,5%) superou a de espécimes neotropicais, e apenas no PERFU a abundância de drosofilídeos neotropicais foi maior (68%). Nas reservas, a abundância de espécimes neotropicais foi claramente maior no PNB (78%) e na RECOR (77,2%); na ESECAE, registramos a mesma proporção entre drosofilídeos neotropicais e exóticos (material suplementar).

As curvas de rarefação (Figura 3) não indicaram diferenças significativas na riqueza de espécies de drosofilídeos entre os locais quando as três reservas e os sete parques são avaliados conjuntamente, uma vez que seus intervalos se sobrepõem. No entanto, elas mostram que a ESECAE é a mais rica dentre as três reservas analisadas (Figura 3). Apesar de nenhuma curva ter atingido assíntota, elas demonstram tendência de estabilização.

Tabela 2. Composição, abundância total e abundâncias relativas de espécies de drosofilídeos coletados em sete parques ecológicos e três reservas do Distrito Federal. PESUL: Parque Ecológico Asa Sul; PEOHA: Parque Ecológico Olhos D'Água; PEEZH: Parque Ecológico Ezequias Heringer; PEJEQ: Parque Ecológico Jequitibás; PESON: Parque Ecológico Saburo Onoyama; PEACL: Parque Ecológico Águas Claras; PERFU: Parque Ecológico do Riacho Fundo; ESECAE: Estação Ecológica de Águas Emendadas; PNB: Parque Nacional de Brasília; e RECOR: Reserva Ecológica do IBGE.

Espécies	PARQUES							RESERVAS			TOTAL
	PESUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU	ESECAE	PNB	RECOR	
<i>Drosophila sturtevantii</i>	315	150	386	587	267	276	448	1001	1207	843	5480
<i>Zaprionus tuberculatus</i> [#]	293	96	346	492	1050	986	200	525	187	117	4292
<i>D. willistoni</i>	33	103	333	282	773	180	635	209	857	279	3684
<i>D. nasuta</i> [#]	195	199	120	409	304	484	310	213	360	152	2746
<i>Z. indianus</i> [#]	346	258	146	142	304	414	43	589	38	28	2308
<i>D. malerkotliana</i> [#]	100	79	313	82	334	363	129	78	28	59	1565
<i>D. prosaltans</i>	141	217	161	128	92	242	266	132	13	65	1457
<i>D. nebulosa</i>	45	21	62	21	85	135	203	132	43	29	776
<i>D. simulans</i> [#]	49	26	48	22	126	141	54	190	4	8	668
<i>D. cardini</i>	24	13	5	2	6	19	11	121	12	16	229
<i>D. melanogaster</i> [#]	6	11	22	5	93	0	18	39	0	0	194
<i>Scaptodrosophila latifasciaeformis</i> [#]	28	7	40	14	23	5	4	9	0	5	135
<i>D. cuaso</i>	6	5	9	24	5	9	15	17	3	0	93
<i>D. mercatorum</i>	6	9	5	5	20	21	5	7	3	2	83
<i>D. austrosaltans</i>	19	2	25	3	3	3	7	8	0	0	70
<i>D. immigrans</i> [#]	1	5	3	6	2	1	1	37	3	2	61
<i>D. annulimana</i>	0	0	19	1	1	1	0	2	17	12	53
<i>D. paraguayensis</i>	3	9	3	14	3	5	8	7	0	0	52
<i>D. querubimae</i>	0	0	1	0	37	0	0	1	0	0	39
<i>D. paranaenses</i>	4	3	2	0	6	14	0	1	0	0	30

(continuação tabela 2)

Espécies	PARQUES							RESERVAS			TOTAL
	PESUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU	ESECAE	PNB	RECOR	
FaSp03	0	0	0	0	0	0	0	5	16	0	21
TriSp13	0	0	0	13	2	0	0	0	0	0	15
<i>D. guaru</i>	1	0	0	5	0	1	6	1	0	0	14
<i>D. ararama</i>	0	0	4	0	2	5	1	1	0	0	13
<i>Neotanygastrella spp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	12	1	13
<i>D. ananassae</i> [#]	0	5	2	0	0	3	0	0	0	1	11
<i>D. aráuina</i>	0	0	6	2	1	0	0	0	1	1	11
<i>D. mediotriata</i>	1	0	0	0	3	0	2	4	1	0	11
TriSp01	1	5	0	0	0	2	0	2	0	0	10
<i>D. suzuki</i> [#]	0	1	1	0	1	0	1	3	1	0	8
<i>D. atrata</i>	0	0	0	1	2	0	5	0	0	0	8
ReSp03	0	0	0	2	2	0	0	4	0	0	8
TriSp07	0	0	0	2	1	4	0	1	0	0	8
<i>D. ornatifrons</i>	0	0	0	6	0	0	0	0	0	1	7
EscSp01	1	5	0	0	1	0	0	0	0	0	7
sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5	7
sp9	0	0	0	0	0	0	0	0	4	3	7
<i>D. cardinoides</i>	0	3	0	3	0	0	0	0	0	0	6
<i>Rhinoleucophenga punctulata</i>	0	0	1	0	0	0	0	5	0	0	6
EscSp03	0	2	0	0	1	0	2	1	0	0	6
sp6	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	6
<i>D. fuminipenis</i>	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	4
<i>R. lopesi</i>	0	0	0	0	0	1	0	2	1	0	4
TriSp24	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	4

(continuação tabela 2)

Espécies	PARQUES							RESERVA			TOTAL
	PESUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU	ESECAE	PNB	RECOR	
Sgr. <i>D. fasciola</i>	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	3
FaSp14	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	3
FaSp17	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	3
FaSp19	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	3
<i>D. moju</i>	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>D. neoguaramunu</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>D. mesostigma</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Amisp</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
FaSp09	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
FaSp24	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
TriSp03	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>D. busckii</i> [#]	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>D. repleta</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
FaSp04	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
FaSp06	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
FaSp07	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
FaSp08	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
FaSp12	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
FaSp13	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
FaSp15	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
FaSp16	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
FaSp18	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
FaSp20	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
FaSp21	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
FaSp22	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1

(continuação tabela 2)

Espécies	PARQUES							RESERVAS			TOTAL
	PESUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU	ESECAE	PNB	RECOR	
FaSp23	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
FaSp25	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
TriSp14	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
TriSp21	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
sp10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
sp11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
sp12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
sp13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
sp14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Espécies Neotropicais	601	551	1029	1109	1316	925	1620	1675	2205	1259	12290
Espécies Exóticas	1018	687	1041	1172	2237	2397	760	1684	621	372	11989
Total	1619	1238	2070	2281	3553	3322	2380	3359	2826	1631	24279
Riqueza de espécies	23	28	30	32	33	30	29	41	28	22	78

(#) Espécies exóticas.

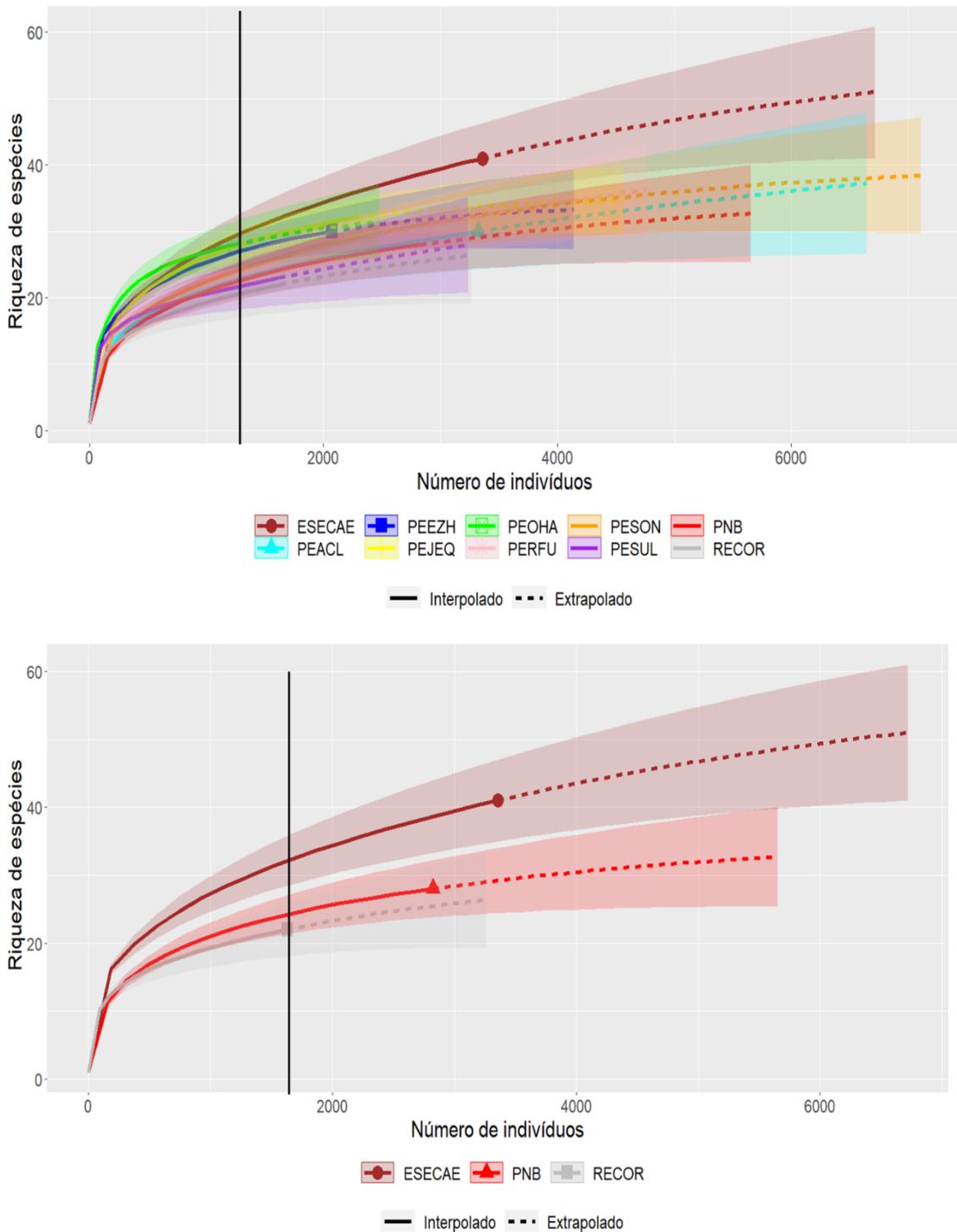


Figura 3. Curvas de rarefação baseadas em número de indivíduos para assembleias de drosofilídeos, com intervalos de confiança de 95% com suas extrapolações (linhas pontilhadas). (A) Sete parques e três reservas do Distrito Federal: PESUL: Parque Ecológico Asa Sul; PEOHA: Parque Ecológico Olhos D'Água; PEEZH: Parque Ecológico Ezequias Heringer; PEJEQ: Parque Ecológico Jequitibás; PESON: Parque Ecológico Saburo Onoyama; PEACL: Parque Ecológico Águas Claras; e PERFU: Parque Ecológico do Riacho Fundo; ESECAE: Estação Ecológica de Águas Emendadas; PNB: Parque Nacional de Brasília; e RECOR: Reserva Ecológica do IBGE. B) Apenas nas três reservas (ESECAE, PNB e RECOR).

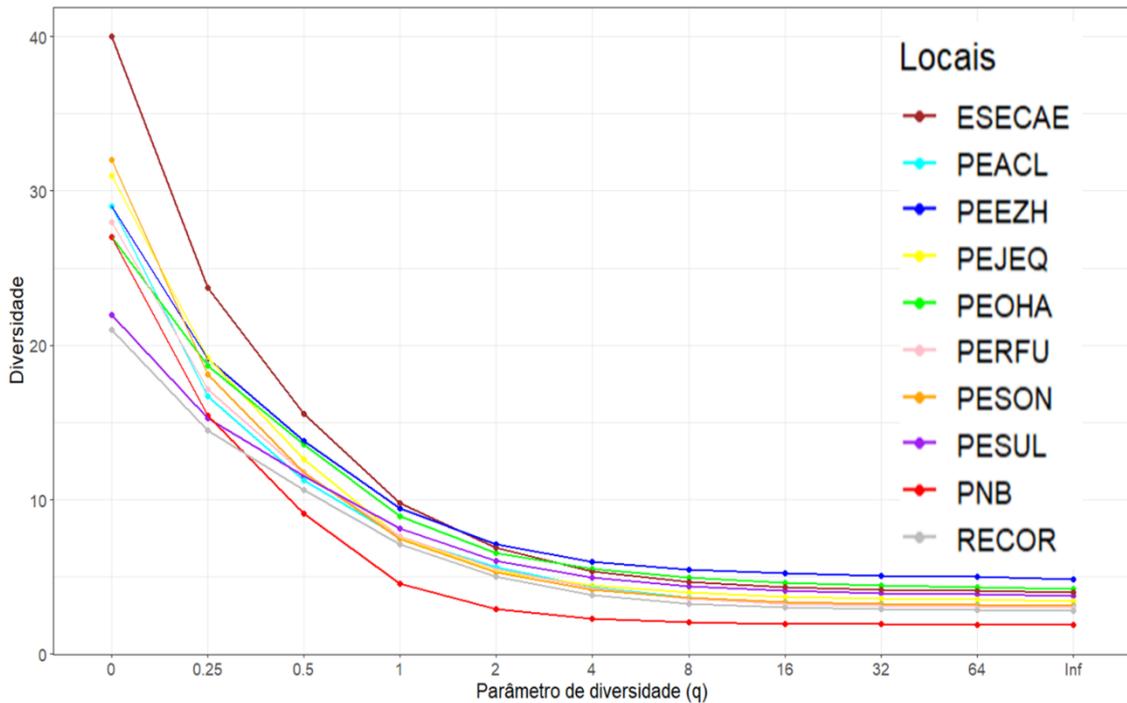


Figura 4. Perfis de diversidade de Rényi para assembleias de drosofilídeos coletados em sete parques e três reservas do Distrito Federal. PESUL: Parque Ecológico Asa Sul; PEOHA: Parque Ecológico Olhos D'Água; PEEZH: Parque Ecológico Ezequias Heringer; PEJEQ: Parque Ecológico Jequitibás; PESON: Parque Ecológico Saburo Onoyama; PEACL: Parque Ecológico Águas Claras; e PERFU: Parque Ecológico do Riacho Fundo; ESECAE: Estação Ecológica de Águas Emendadas; PNB: Parque Nacional de Brasília; e RECOR: Reserva Ecológica do IBGE. O eixo X representa a riqueza de espécies quando $\alpha = 0$, o índice de diversidade de Shannon quando $\alpha = 1$, o índice de Simpson quando $\alpha = 2$ e o índice Berger-Parker para a dominância das espécies mais abundantes quando $\alpha = \text{inf}$.

b) Assembleias de drosofilídeos refletem diferenças entre parques e reservas

O dendograma baseado no índice de Bray-Curtis identificou, no nível de 67% de similaridade, quatro grupos de parques e reservas com base na presença e abundância relativa das espécies (Figura 5). O grupo 1 é composto por duas reservas (PNB e RECOR) com as maiores abundâncias de drosofilídeos nativos. O grupo 2 é composto por dois parques distantes do centro urbano (PEACL e PESON) os quais apresentaram a maior abundância de espécimes exóticos. O grupo 3 (PEEZH, PEJEQ e PERFU) é composto por parques geralmente maiores, com exceção do PEJEQ, e mais afastados do centro urbano. Neste grupo está o único parque que apresentou dominância de drosofilídeos nativos. O grupo 4 é (PESUL, PEOHA e ESECAE) composto por dois parques menores e localizados no centro urbano e uma reserva maior e mais afastada do centro urbano. A

reserva, ESECAE, possui a maior riqueza de espécies, inclusive de neotropicais, mas assim como nos parques apresenta dominância de drosofilídeos exóticos.

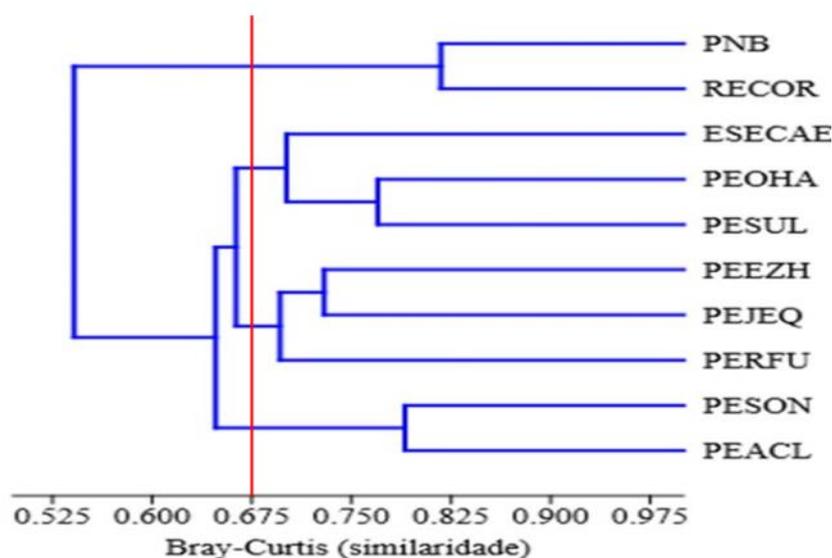


Figura 5. Dendrograma de similaridade entre sete parques e três reservas do Distrito Federal, construído por meio da distância de Bray-Curtis. Com base no índice de similaridade de 67%, foram agrupados quatro grupos: grupo 1 (reserva do PNB: Parque Nacional de Brasília; e RECOR: Reserva Ecológica do IBGE); grupo 2 (parques PEACL: Parque Ecológico Águas Claras; e PESON: Parque Ecológico Saburo Onoyama); grupo 3 (parques PEEZH: Parque Ecológico Ezequias Heringer; PEJEQ: Parque Ecológico Jequitibás; e PERFU: Parque Ecológico do Riacho Fundo); e grupo 4 (parques PESUL: Parque Ecológico Asa Sul; PEOHA: Parque Ecológico Olhos D'Água; e reserva ESECAE: Estação Ecológica de Águas Emendadas).

A Análise de IndVAL (Tabela 4) demonstrou que as espécies neotropicais *Drosophila annulimana* e *D. sturtevantii* apresentaram associações moderadas e significativas, 64,42% e 45,44% respectivamente, com o grupo 1 (PNB e RECOR). Quatro espécies apresentaram associações significativas com o grupo 2 (PESON e PEACL): o morfotipo TriSp07 (85,25%), *D. paranaensis* (58%), *Zaprionus tuberculatus* (45%) e *D. mercatorum* (43,43%). O grupo 03 (PEEZH, PEJEQ e PERFU) está associado a cinco espécies neotropicais, três delas moderadas (entre 52 e 47,18%) e significativas: *D. guaru*, *D. cuaso* e *D. austrosaltans*. Por fim, quatro espécies apresentaram associações significativas com o grupo 4 (PESUL, PEOHA e ESECAE): TriSp01 (85,25%), *D. immigrans* (63%), *D. cardini* (60,51%) e *Z. indianus* (53,84%).

Tabela 3. Valores indicadores (IndVAL) das espécies de drosofilídeos que mais se associaram com os grupos de parques/reservas definidos pelo dendrograma de similaridade.

Grupo	Espécie	IndVal (%)	<i>p</i>
Grupo 1 (PNB e RECOR)	<i>Drosophila annulimana</i>	64,42	0,05*
	<i>D. sturtevanti</i>	45,44	0,01*
	FaSp03	42,54	0,16
	<i>D. willistoni</i>	38,75	0,09
	<i>D. arauna</i>	26,09	0,27
Grupo 2 (PESON/PEACL)	TriSp07	85,25	0,02*
	<i>D. paranaensis</i>	58,08	0,04*
	<i>D. ararama</i>	54,78	0,08
	<i>Zaprionus tuberculatus</i> [#]	44,94	0,01*
	<i>D. mercatorum</i>	43,43	0,04*
Grupo 3 (PEEZH, PEJEQ e PERFU)	<i>D. moju</i>	66,67	0,06
	<i>D. guaru</i>	51,8	0,05*
	<i>D. cuaso</i>	50,6	0,03*
	<i>D. atrata</i>	49,02	0,12
	<i>D. austrosaltans</i>	47,18	0,05*
Grupo 4 (PESUL, PEOHA e ESECAE)	TriSp01	85,25	0,02*
	<i>D. immigrans</i> [#]	62,9	0,03*
	<i>D. mesostigma</i>	66,67	0,06
	<i>D. cardini</i>	60,51	0,01*
	<i>Z. indianus</i> [#]	53,84	0,01*

[#] Espécies exóticas; * = Nível de significância (*p*-valor ≤ 0.05).

c) A diversidade beta entre as assembleias de drosofilídeos de parques e reservas é explicada principalmente por turnover

Para evitar interferências nos resultados da partição de diversidade causadas por espécies raras ou ocasionais, foram excluídas aquelas com abundância inferior a seis indivíduos.

Com base na riqueza total de espécies de drosofilídeos, a diversidade beta entre parques e reservas foi moderada ($\beta_{jac} = 0,73$); em 89% dos casos ela foi associada ao *turnover* ($\beta_{jtu} = 0,65$), o aninhamento contribuiu em apenas 11% ($\beta_{jne} = 0,07$) (Tabela 4). Em comparações pareadas, apenas os parques PEACL e PERFU mostraram-se aninhados com a ESECAE. A maior dissimilaridade (43%) entre parque e reserva ocorreu entre PESON e a reserva da RECOR ($\beta_{jac} = 0,57$), enquanto a menor dissimilaridade (23,5%) foi entre PESON e a ESECAE ($\beta_{jac} = 0,23$) (material suplementar).

Quando a análise de riqueza foi restrita apenas aos drosofilídeos neotropicais, a diversidade beta foi mais alta ($\beta_{jac} = 0,79$) e o *turnover* ($\beta_{jtu} = 0,65$) predominou em 91% dos casos (Tabela 4). Na análise pareada, os parques PEACL, PERFU, e PEEZH estão aninhados com a ESECAE. A maior dissimilaridade (30%) ocorre entre os parques PESUL, PEOHA e PERFU com a reserva da RECOR, todos com o mesmo valor de dissimilaridade ($\beta_{jac} = 0,7$) e a menor dissimilaridade (28,5%) entre o parque PEACL e a reserva da ESECAE ($\beta_{jac} = 0,28$) (material suplementar).

A diversidade beta também foi moderada ($d_{BC} = 0,68$) quando analisada pela abundância relativa de drosofilídeos. A variação balanceada de abundância, semelhante ao *turnover*, representou 99,9% dos casos ($d_{BC,ba} = 0,68$), enquanto o gradiente de abundância, similar ao aninhamento, representou 0,1% ($d_{BC,gra} = 0,0004$) (Tabela 4). Na análise pareada, encontramos variação equilibrada em abundância em todos os parques. Isso ocorre quando os indivíduos de algumas espécies em um local são substituídos pelo mesmo número de indivíduos de outras espécies em outro local. A maior dissimilaridade (43%), em relação abundância entre parques e reservas ocorreu entre PEALC e RECOR ($d_{BC} = 0,57$), enquanto a menor dissimilaridade (23,5%) foi entre PESUL e ESECAE ($d_{BC} = 0,23$) (material suplementar).

A diversidade beta relacionada à abundância de drosofilídeos neotropicais ($d_{BC} = 0,69$) é ligeiramente maior do que a calculada para todos os drosofilídeos, e a variação balanceada de abundância ($d_{BC,ba} = 0,53$) ainda predominou (77%). O mecanismo de *turnover* foi observado entre o parque PEACL e a reserva ESECAE, entre o parque PEJEQ e a reserva PNB, e entre os parques PESUL, PEEZH e PEACL e a reserva da RECOR. A maior dissimilaridade (31%) entre parques e reserva ocorreu entre o parque PEACL e a reserva do PNB ($d_{BC} = 0,68$), e a menor (22%) foi entre PEJEQ e ESECAE ($d_{BC} = 0,21$) (material suplementar).

A diversidade beta referente à abundância de drosofilídeos exóticos é mais baixa ($d_{BC} = 0,66$), mas o *turnover* ($d_{BC,ba} = 0,43$) ainda prevalece em 66% dos casos. Na análise pareada, em todos os parques, foi observado a substituição de espécies em relação à reserva da RECOR. Com exceção do PEEZH, também foi observado gradiente de abundância (aninhamento) dos parques em relação à reserva do PNB. Apenas nos parques PESUL e PEOHA foi observado aninhamento em relação à reserva da ESECAE. Nesta análise, de abundância de drosofilídeos exóticos, a maior dissimilaridade (41,6%) ocorreu entre PEEZH e PNB ($d_{BC} = 0,85$), enquanto a menor dissimilaridade (18,7%) foi entre PERFU e RECOR ($d_{BC} = 0,17$) (material suplementar).

Tabela 4. Decomposição do índice de dissimilaridade de Jaccard (β_{jac}), baseado na riqueza, em dissimilaridade derivada de *turnover* (β_{jtu}) e dissimilaridade derivada de aninhamento (β_{jne}); e decomposição do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (d_{BC}), baseado em abundância relativa, em variação equilibrada em abundância ($d_{BC.ba}$) e gradientes de abundância ($d_{BC.gra}$).

		Valores	Valores relativos
Riqueza (total)	Bjtu (<i>turnover</i>)	0,65	89%
	Bjne (aninhamento)	0,07	11%
	Bjac (dissimilaridade)	0,73	-
Riqueza (apenas espécies neotropicais)	Bjtu (<i>turnover</i>)	0,65	91%
	Bjne (aninhamento)	0,07	9%
	Bjac (dissimilaridade)	0,79	-
Abundância (total)	$d_{BC.ba}$ (variação equilibrada)	0,68	99,9%
	$d_{BC.gra}$ (gradientes)	0,0004	0,1%
	dbc (dissimilaridade)	0,68	-
Abundância (drosofilídeos neotropicais)	$d_{BC.ba}$ (variação equilibrada)	0,53	77%
	$d_{BC.gra}$ (gradientes)	0,16	23%
	dbc (dissimilaridade)	0,69	-
Abundância (drosofilídeos exóticos)	$d_{BC.ba}$ (variação equilibrada)	0,43	66%
	$d_{BC.gra}$ (gradientes)	0,22	34%
	dbc (dissimilaridade)	0,66	-

d) Influência da distância geográfica dos parques em relação às reservas em termos de dissimilaridade e partição da diversidade

As análises com o teste de Mantel empregaram 5.039 permutações para avaliar se a relação entre a distância geográfica parque-reserva e as métricas de comunidades diferem da esperada ao acaso. Para a ESECAE, encontramos uma relação entre riqueza e distância geográfica ($r = 0,69$; $p = 0,005$): quanto maior a distância entre os parques e essa reserva, maior a dissimilaridade; contudo, essa relação não é significativa quando consideradas apenas as espécies neotropicais. Para a reserva do PNB, existe uma relação entre dissimilaridade e *turnover* aumentam com a distância geográfica ($r = 0,52$; $p = 0,003$) mediante a substituição de espécies ($r = 0,52$; $p = 0,002$) em relação a abundância relativa de drosofilídeos. Porém essas relações não se sustentam quando considerados apenas os subconjuntos de espécimes neotropicais ou exóticos (tabela 5).

Tabela 5. Teste de Mantel para a correlação pareada as matrizes de dissimilaridade (DIS) e os mecanismos de partição de diversidade de *turnover* (TUR) e aninhamento (ANI) de riqueza (RIQ), riqueza de espécies neotropicais (RIQ NEO), abundância (ABD), abundância de drosofilídeos neotropicais (ABD NEO) e abundância de drosofilídeos exóticos (ABD EXO) com a matriz de distância geográfica entre parques e reservas. Foram realizadas 5.039 permutações para cada matriz pareada.

		ESECAE			PNB			RECOR		
		DIS	TUR	ANI	DIS	TUR	ANI	DIS	TUR	ANI
RIQ	r (observado)	0,69*	-0,13	-0,13	0,01	-0,37	0,17	-0,16	-0,11	0,21
	95% (modnu)	0,39	0,51	0,29	0,43	0,29	0,32	0,45	0,46	0,43
RIQ NEO	r (observado)	0,03	-0,31	-0,15	0,13	-0,08	-0,10	0,24	0,04	-0,20
	95% (modnu)	0,45	0,38	0,37	0,50	0,35	0,48	0,42	0,40	0,41
ABD	r (observado)	-0,14	-0,05	-0,18	0,52*	0,52*	0,07	0,02	-0,36	0,02
	95% (modnu)	0,50	0,40	0,36	0,41	0,43	0,54	0,34	0,34	0,32
ABD NEO	r (observado)	-0,05	-0,01	-0,24	0,11	0,17	0,19	0,36	-0,37	-0,31
	95% (modnu)	0,32	0,38	0,35	0,37	0,37	0,40	0,55	0,37	0,66
ABD EXO	r (observado)	-0,08	0,07	-0,20	-0,43	0,17	0,19	-0,11	0,06	-0,20
	95% (modnu)	0,56	0,45	0,36	0,38	0,38	0,42	0,77	0,35	0,77

modnu = modelo nulo; * = Nível de significância ($p\text{-valor} \leq 0.05$).

Discussão

a) Caracterização das assembleias de drosofilídeos

As cinco espécies mais abundantes no conjunto das 10 localidades amostradas (parques e reservas) totalizaram 76,24% dos indivíduos capturados. As duas primeiras - *Zaprionus tuberculatus* e *Z. indianus*, de origem afrotropical, e *Drosophila nasuta*, de origem oriental, foram introduzidas na região Neotropical nas últimas três décadas e se tornaram dominantes em vários ecossistemas. O primeiro registro de *Zaprionus tuberculatus* nas Américas ocorreu no Distrito Federal, em 2020, onde rapidamente se tornou dominante nas assembleias de drosofilídeos (Cavalcanti *et al.*, 2022). Nos anos subsequentes ela foi registrada também em outros biomas brasileiros (Mateus & Machado, 2022; Montes & Vilela, 2022; Faria & Bitner-Mathè, 2023; Jobim *et al.*, 2023), o que sugere que está se dispersando pelo país. *Zaprionus indianus* teve seu primeiro registro no Brasil e no Cerrado simultaneamente, em 1999 (Vilela, 1999; Tidon *et al.*, 2003), e representou uma importante praga de culturas de figo na região de Valinhos, SP

(Roque *et al.*, 2017). *Drosophila nasuta*, registrada no Brasil (Vilela & Goñi, 2015) e no Cerrado em 2013 (Leão *et al.*, 2017), tem sido mais encontrada em ambientes naturais do que antropizados (Silva *et al.*, 2020). No presente estudo, entretanto, sua abundância relativa nos parques urbanos foi um pouco maior do que nas reservas, o que pode sugerir uma possível mudança de nicho, como ocorreu com *Z. indianus* (Mata *et al.*, 2010). Essas três espécies foram mais abundantes nos parques do que nas reservas sugerindo que, por estarem mais expostos a urbanização, os parques podem favorecer seu estabelecimento e dispersão para outras áreas, como reservas.

Por outro lado, as espécies neotropicais *Drosophila sturtevanti* e *D. willistoni* foram mais frequentes nas reservas ambientais, apesar de também ocorrerem nos parques. A primeira é restrita ao Novo Mundo, generalista, comum em áreas naturais com distúrbios (Gottschalk *et al.*, 2007; Mata & Tidon, 2013) e áreas antrópicas, incluindo as altamente urbanizadas (Ferreira & Tidon, 2005; Gottschalk *et al.*, 2007; Ribeiro *et al.*, 2023). *Drosophila willistoni* é considerada espécie indicadora de matas preservadas (Mata *et al.*, 2008) e foi observada em nossas amostras, principalmente nas reservas. Sua presença em parques indica que, apesar da alta abundância de espécie exóticas nesses locais, parques ainda mantêm características ecológicas que conservam a biodiversidade.

b) Assembleias de drosofilídeos refletem diferenças entre parques e reservas

Baseado na similaridade das assembleias de drosofilídeos, parques e reservas foram classificados em quatro grupos. O primeiro representa as duas reservas com as maiores abundâncias relativas de drosofilídeos neotropicais (PNB e RECOR, Fig. S1), duas delas moderadamente associadas a este grupo. *Drosophila annulimana* é endêmica da Região Neotropical e coletada principalmente em florestas, onde é relativamente rara (Gottschalk *et al.*, 2007; Döge *et al.*, 2015). Sua associação com áreas de reserva, mais conservadas e protegidas, pode ser um fator preocupante para sua sobrevivência principalmente pela diminuição de áreas naturais de florestas.

O segundo grupo representado pelos dois parques com dominância de espécies exóticas (PESON e PEACL), foi associado a um morfotipo e três espécies: TriSp07, *D. paranaensis*, *Z. tuberculatus* e *D. mercatorum*. *Drosophila paranaensis* e *D. mercatorum* são espécies crípticas, neotropicais, sendo que a primeira é mais rara e especialista. *Drosophila mercatorum* é generalista, competitiva, cosmopolita, e abundante em ambientes antrópicos (Ferreira & Tidon, 2005; Gottschalk *et al.*, 2007; Emerich *et al.*,

2012; Ribeiro *et al.*, 2023) e áreas abertas da América do Sul (Mata & Tidon, 2013; Pope *et al.*, 2015; Alexandre *et al.*, 2023).

As três espécies associadas ao terceiro grupo (PEEZH, PEJEQ e PERFU) são neotropicais: *Drosophila guaru*, *D. cuaso*, *D. austrosaltans*. Todas são mais raras quando comparadas às espécies generalistas (neotropicais ou exóticas) normalmente encontradas em ambientes antrópicos. A presença delas nos parques destaca a relevância desses ambientes para a conservação de espécies neotropicais mais raras e especializadas, em meio a impulsionadores de extinção como a urbanização e a introdução de espécies (IBPES, 2019; Pérez *et al.*, 2019).

A formação do quarto grupo, composto por dois parques e uma reserva (PESUL, PEOHA e ESECAE) sugere que mesmo as reservas com áreas mais amplas estão sujeitas a invasões de drosofilídeos exóticos que contribuem para homogeneizar parques (áreas drenos) e reservas (áreas fontes). Essa invasão de espécies exóticas pode ser um indicativo de que as reservas não estão sendo bem protegidas ou que as espécies exóticas estão se adaptando às condições desses ambientes. A presença de espécies exóticas em reservas é uma preocupação, pois pode representar uma ameaça à biodiversidade nativa (Simberloff *et al.* 2013; Havel *et al.*, 2015), fragilizando os ecossistemas e alterando funções ecológicas (Charles & Dukes, 2008; IBPES, 2019). A espécie *D. cardini*, apesar de ser uma espécie neotropical, é considerada uma espécie comum em ambientes urbanos (Ferreira & Tidon, 2005; Ribeiro *et al.*, 2023).

c) A diversidade beta entre as assembleias de drosofilídeos nos parques e reservas é explicada pelo mecanismo de turnover

O *turnover*, ou seja, a substituição de espécies entre assembleias, é o componente principal na diversidade β em relação a parques e reservas. Esse componente é ainda mais determinante quando consideramos a abundância relativa das espécies – que é a contribuição de cada uma para a assembleia - como base para a diversidade β . A substituição de espécies por *turnover* torna-se mais evidente quando analisados apenas os drosofilídeos neotropicais. Esse aspecto é evidenciado pela riqueza total ($n = 78$), que é bem superior à riqueza observada em cada local, conferindo a cada localidade singularidade e importância únicas para a conservação. Outro aspecto interessante é a riqueza relativamente baixa nas reservas do PNB e RECOR, sugerindo que muitas das espécies encontradas apenas nos parques não imigraram a partir dessas fontes.

O componente de *turnover* pode ser resultado da filtragem do ambiente e restrições espaciais (Qian *et al.*, 2005). Nossa hipótese é que esteja ocorrendo uma nova filtragem ambiental devido às condições impostas pela urbanização, como ambientes menos complexos e estressores ambientais (ex.: poluição e aumento da temperatura). Essas novas condições criam um ecossistema mais estressante para espécies especialistas, geralmente neotropicais (Fenoglio *et al.*, 2021), permitindo que poucos “vencedores”, como espécies generalistas e geralmente exóticas, possam se estabelecer e dispersar, inclusive para áreas dos parques (McKinney & Lockwood, 1999; Shochat *et al.*, 2010). Também hipotetizamos que as restrições espaciais estejam ocorrendo pela redução de áreas naturais circundantes aos parques, dificultando a migração de espécies nativas de áreas fontes (reservas) para esses ambientes (Liu *et al.*, 2019; Peng *et al.*, 2020). Essa restrição pode diminuir a abundância de espécies neotropicais nos parques, podendo ocorrer extinções locais e criar nichos vagos. Com o afunilamento da riqueza e abundância das espécies neotropicais e aumento de abundância de espécies exóticas, que podem ocupar nichos vagos deixados por drosofilídeos neotropicais, os parques podem se tornar áreas fonte dessas espécies, inclusive para reservas. Assim, todos esses fatores, podem se reforçar e remodelar a estrutura das assembleias de drosofilídeos urbanos, limitando, até certo ponto, a distribuição de espécies neotropicais em parques e atuar como portas de entrada para espécies exóticas.

Apesar do Distrito Federal estar ampliando cada vez mais suas áreas urbanas, essa unidade da federação ainda conserva espécies neotropicais de drosofilídeos em seus parques para uso público. É preocupante, entretanto, que os drosofilídeos nativos estão gradativamente sendo substituídos por espécies exóticas. Ao longo do tempo, essas modificações podem levar ao aumento da homogeneização biótica local, seja a nível genético e taxonômico, com importantes implicações ecológicas e evolutivas (Olden *et al.*, 2004; Knop, 2016). O processo de substituição progressiva pode resultar na perda de diversidade biológica e na redução da resiliência dos ecossistemas urbanos, influenciando as interações ecológicas, os processos de polinização, a dinâmica das comunidades e a estabilidade dos serviços ecossistêmicos oferecidos por esses ambientes (Charles & Dukes, 2008). Ações antrópicas estão cada vez mais influenciando a colonização e extinção de espécies, e, portanto, os padrões de biodiversidade. A compreensão desses padrões e processos é fundamental para o desenvolvimento de estratégias eficazes de conservação e manejo, visando a preservação da biodiversidade e a manutenção da integridade ecológica desses ambientes urbanos.

d) Influência da distância geográfica dos parques em relação às reservas em termos de dissimilaridade e partição da diversidade em turnover e aninhamento

Os parques mais distantes da reserva da ESECAE são mais diferentes dela em termos de riqueza de espécies, sendo essa dissimilaridade explicada por *turnover*. A ESECAE se destaca por estar distante do centro urbano, em relação aos demais locais amostrados, e exibir maior riqueza de espécies ($n = 41$). Essa distância do centro urbano propicia a reserva uma menor exposição a perturbações antrópicas e consequentemente tenha um ambiente mais heterogêneo, devido a diminuição de áreas urbanizadas. Com isso, há uma melhoria na qualidade do ambiente e maior variação na quantidade de nichos, permitindo maior coexistência de diferentes espécies, em especial neotropicais (Bergerot *et al.*, 2011; Tzortzakaki *et al.*, 2019; Lin *et al.*, 2023). A localização distante da reserva em relação aos parques inseridos em matriz urbanizada que atua como uma barreira a movimentação pode estar dificultando a dispersão das espécies.

No caso da reserva do PNB, observamos uma relação entre dissimilaridade e variação equilibrada em abundância ($d_{BC,ba}$) em relação à distância geográfica. Parques mais distantes da reserva são mais diferentes e possuem substituição de espécies, em relação a abundância relativa. O PNB foi o local amostrado com a maior abundância de drosofilídeos neotropicais, diferindo dos parques onde predominaram drosofilídeos exóticos. Novamente, hipotetizamos que esses resultados possam estar relacionados com a urbanização, que cria matrizes com restrições espaciais, dificultando a migração de espécies nativas das áreas fontes para os parques. Essas restrições podem ser tanto físicas, como resultado de um ambiente mais estressante (ex.: aumento da temperatura), quanto biológicas, relacionadas a espécies invasoras.

A possível implementação de corredores ecológicos urbanos pode desempenhar um papel fundamental na facilitação da migração das espécies. Essa estratégia poderia contribuir para a manutenção de populações viáveis nos parques, ao mesmo tempo em que poderia reduzir a prevalência de espécies exóticas nessas áreas, que ainda abrigam espécies raras em sua composição. A criação desses corredores pode estabelecer conexões entre habitats, permitindo o fluxo de espécies entre áreas isoladas e oferecendo condições para a sobrevivência e movimentação desses organismos dentro de ambientes urbanizados (Vergnes *et al.*, 2012).

MATERIAL SUPLEMENTAR

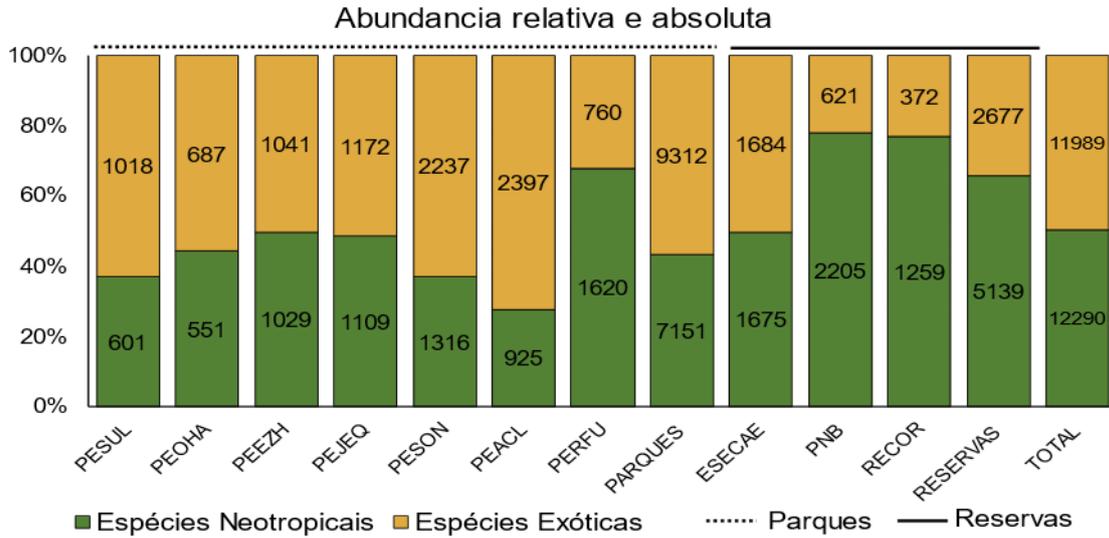


Figura S1. Abundância absoluta (valores no interior das barras) e relativa (proporções ilustradas pelas cores verde e amarelo) de drosofilídeos neotrópicos e exóticos coletados em: i) parques ecológicos (linha tracejada) - PESUL (Parque Ecológico Asa Sul); PEOHA (Parque Ecológico Olhos D'Água); PEEZH (Parque Ecológico Ezequias Heringer); PESON (Parque Ecológico Saburo Onoyama); PEACL (Parque Ecológico Águas Claras); e PERFU (Parque Ecológico do Riacho Fundo); e ii) Reservas (linha contínua) – ESECAE (Estação Ecológica de Águas Emendadas); PNB (Parque Nacional de Brasília); e RECOR (Reserva Ecológica do IBGE).

Tabela S1. Análise pareada, entre parques e reservas, da partição da dissimilaridade baseada na riqueza envolvendo a decomposição do índice de dissimilaridade de Jaccard (β_{jac}) em dois componentes separados: dissimilaridade derivada da turnover (β_{jtu}) e dissimilaridade derivada do aninhamento (β_{jne}).

β_{jac}	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0.322580	0.363636	0.28125	0.4	0.235294	0.290322	0.290322
PNB	0.533333	0.5625	0.483871	0.545454	0.514285	0.548387	0.5
RECOR	0.551724	0.533333	0.448275	0.466666	0.571428	0.464285	0.566666

β_{jtu}	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0.08695	0.22222	0.14814	0.322580	0.235294	0.083333	0.083333
PNB	0.53333	0.53333	0.42857	0.482758	0.370370	0.533333	0.482758
RECOR	0.51851	0.46153	0.33333	0.333333	0.4	0.4	0.518518

β_{jne}	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0.235624	0.141414	0.133101	0.0774193	0	0.206989	0.206989
PNB	0	0.029166	0.055299	0.0626959	0.143915	0.015053	0.017241
RECOR	0.033205	0.071794	0.114942	0.133333	0.171428	0.064285	0.048148

Tabela S2. Análise pareada, entre parques e reservas, da partição da dissimilaridade baseada na riqueza de espécies neotropicais envolvendo a decomposição do índice de dissimilaridade de Jaccard (β_{jac}) em dois componentes separados: dissimilaridade derivada da turnover (β_{jtu}) e dissimilaridade derivada do aninhamento (β_{jne}).

β_{jac}	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0,409091	0,478261	0,363636	0,5	0,32	0,285714	0,409091
PNB	0,619048	0,681818	0,571429	0,625	0,615385	0,636364	0,619048
RECOR	0,7	0,7	0,578947	0,571429	0,68	0,65	0,7

β_{jtu}	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0,133333	0,25	0,125	0,434783	0,32	0	0,133333
PNB	0,6	0,666667	0,571429	0,571429	0,5	0,636364	0,6
RECOR	0,666667	0,666667	0,5	0,4	0,5	0,588235	0,666667

β_{jne}	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0,275758	0,228261	0,238636	0,065217	0	0,285714	0,275758
PNB	0,019048	0,015152	0	0,053571	0,115385	0	0,019048
RECOR	0,033333	0,033333	0,078947	0,171429	0,18	0,061765	0,033333

Tabela S3. Análise pareada, entre parques e reservas, da abundância relativa da decomposição do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (d_{BC}) em dois componentes aditivos: variação equilibrada em abundância ($d_{BC.ba}$) e gradientes de abundância ($d_{BC.gra}$).

d_{BC}	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0,2338997	0,3595985	0,3184442	0,2935094	0,4223425	0,3552401	0,429589
PNB	0,5457505	0,5482221	0,4697828	0,379985	0,5043822	0,6165839	0,297438
RECOR	0,4889656	0,4984716	0,3890253	0,3374768	0,4868638	0,5714071	0,350698

$d_{BC.ba}$	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0,2325535	0,3593734	0,3182046	0,293403	0,4213274	0,3547545	0,429159
PNB	0,5452722	0,5480634	0,4695966	0,3796426	0,5038604	0,6165647	0,297403
RECOR	0,4888377	0,4978928	0,3883203	0,336579	0,4867354	0,5710848	0,350210

$d_{BC.gra}$	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	1,35E-03	2,25E-04	2,40E-04	1,06E-04	1,02E-03	4,86E-04	4,30E-04
PNB	4,78E-04	1,59E-04	1,86E-04	3,42E-04	5,22E-04	1,92E-05	3,52E-05
RECOR	1,28E-04	5,79E-04	7,05E-04	8,98E-04	1,28E-04	3,22E-04	4,88E-04

Tabela S4. Análise pareada, entre parques e reservas, da abundância relativa de drosofilídeos neotropicais da decomposição do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (d_{BC}) em dois componentes aditivos: variação equilibrada em abundância ($d_{BC.ba}$) e gradientes de abundância ($d_{BC.gra}$).

d_{BC}	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0,2864	0,4422	0,3271	0,2195	0,5440	0,4008	0,4083
PNB	0,5791	0,6217	0,4050	0,3673	0,4466	0,6890	0,3382
RECOR	0,5028	0,55088	0,3409	0,3079	0,4854	0,6136	0,4163
$d_{BC.ba}$	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0,166756	0,408782	0,32644	0,209533	0,46672	0,16310	0,29884
PNB	0,348084	0,478044	0,234102	0,173886	0,14123	0,40630	0,28967
RECOR	0,234484	0,383657	0,156136	0,101139	0,20616	0,26712	0,37640
$d_{BC.gra}$	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0,1196674	0,0335151	0,0007493	0,0100284	0,0772931	0,237779	0,109455
PNB	0,2310465	0,1437058	0,1709156	0,1934155	0,3053707	0,282700	0,048558
RECOR	0,2684065	0,1672246	0,1848412	0,2067672	0,2792748	0,346517	0,039943

Tabela S5. Análise pareada, entre parques e reservas, da abundância relativa de drosofilídeos exóticos da decomposição do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis (d_{BC}) em dois componentes aditivos: variação equilibrada em abundância ($d_{BC.ba}$) e gradientes de abundância ($d_{BC.gra}$).

d_{BC}	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0,193662	0,286228	0,309822	0,364738	0,32932	0,32646	0,46001
PNB	0,500589	0,432481	0,583725	0,401772	0,58239	0,5355	0,18731
RECOR	0,470416	0,417294	0,472157	0,387436	0,48875	0,52485	0,17698
$d_{BC.ba}$	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0,090818	0,24790	0,308582	0,356686	0,243113	0,178243	0,306512
PNB	0,035941	0	0,315741	0,001819	0,192902	0,005459	0,0031847
RECOR	0,005260	0	0,154318	0,003945	0,038579	0,0109601	0,0122753
$d_{BC.gra}$	PSUL	PEOHA	PEEZH	PEJEQ	PESON	PEACL	PERFU
ESECAE	0,10284	0,03832	0,001239	0,00805	0,08621	0,14821	0,15350
PNB	0,46464	0,43248	0,267983	0,39995	0,389489	0,53007	0,18412
RECOR	0,46515	0,41729	0,317839	0,38349	0,450172	0,51389	0,16471

CAPÍTULO 3

Geographic Expansion of an Invasive Fly: First Record of *Zaprionus tuberculatus* (Diptera: Drosophilidae) in the Americas

Expansão geográfica de uma mosca invasora: primeiro registro de *Zaprionus tuberculatus* nas Américas

Artigo no formato de publicação da Sociedade Americana de Entomologia

Fábio AGS Cavalcanti, Lais B Ribeiro, Gabriel Marins, Guilherme SSS Tonelli, Sônia N Bão, Amir Yassin, Rosana Tidon. 2022. Geographic Expansion of an Invasive Fly: First Record of *Zaprionus tuberculatus* (Diptera: Drosophilidae) in the Americas. *Annals of the Entomological Society of America*, 115 (3): 267–274. <https://doi.org/10.1093/aesa/saab052>

**Geographic Expansion of an Invasive Fly: First Record of *Zaprionus tuberculatus*
(Diptera: Drosophilidae) in the Americas**

Fábio A. G. S. Cavalcanti ¹, Lais B. Ribeiro ¹, Gabriel Marins ², Guilherme S. S. S. Tonelli ³, Sônia N. Bão ³, Amir Yassin ⁴ and Rosana Tidon ^{1,2}

¹ Programa de Pós Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil, ² Departamento de Genética e Morfologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil, ³ Departamento de Biologia Celular, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil, ⁴ Laboratoire Evolution, Génomes, Comportement et Ecologie (EGCE), CNRS, IRD, Université Paris Saclay, Av. de la Terrasse, 91198 Gif-sur-Yvette Cedex, France

Abstract

Due to the increase in global transport in recent decades, species that flourish in human-altered environments are widening their geographical distribution. Consequently, endemic species are either declining or going to extinction. Here, we report the first occurrence of the Afrotropical fly *Zaprionus tuberculatus* Malloch in the Americas. This species has been recognized as invasive by the Invasive Species Compendium, and we argue that it will probably impact drosophilid communities. Our study was conducted on the natural and urban environments of the Brazilian Savanna, a biodiversity hotspot where drosophilid communities have been monitored since 1999. *Zaprionus tuberculatus* was first collected in January 2020, at low abundances, in urban parks located in Brasília. In December 2020, we recorded it in a preserved area approximately 200 km away from the urban parks. From January to March 2021, we found the species in seven urban parks in Brasília and three natural reserves (conservation units) located around the city. The species' relative abundance increased from 0.9% in 2020 (n = 11,244 drosophilids) to 17% in 2021 (n= 6,002 drosophilids). This is a rare opportunity to monitor a recent invasion event in a well-studied area. Based on the impact of *Z. indianus*, which invaded the Brazilian Savanna in 1999 and remained the dominant species during the rainy

seasons, we fear that this new arrival will reduce the diversity of drosophilids in the Neotropics.

Keywords: Brazilian Savanna, Cerrado, colonization, Drosophilidae, establishment, invasion, invasive species, Neotropical Region, South America

Resumo

Devido ao aumento no transporte global nas últimas décadas, espécies que ocorrem em ambientes alterados pelo homem estão ampliando sua distribuição geográfica. Conseqüentemente, espécies endêmicas estão em declínio ou em extinção. Aqui, relatamos a primeira ocorrência nas Américas da espécie Afrotropical *Zaprionus tuberculatus* Malloch. Esta espécie foi reconhecida como invasora pelo Invasive Species Compendium, e argumentamos que provavelmente causará impacto nas comunidades do bioma Cerrado, um *hotspot* de biodiversidade onde comunidades de drosofilídeos têm sido monitoradas desde 1999. *Zaprionus tuberculatus* foi coletado pela primeira vez em janeiro de 2020, com baixa abundância, em parques urbanos localizados em Brasília. Em dezembro de 2020, foi encontrado em uma área preservada a aproximadamente 200 km dos parques urbanos. De janeiro a março de 2021, encontramos a espécie em sete parques urbanos de Brasília e três reservas naturais (unidades de conservação) localizadas no entorno da cidade. A abundância relativa da espécie aumentou de 0,9% em 2020 (n = 11.244 drosofilídeos) para 17% em 2021 (n = 6.002 drosofilídeos). Esta é uma oportunidade rara para monitorar um evento de invasão recente em uma área bem estudada. Com base no impacto de *Z. indianus*, que invadiu o bioma Cerrado em 1999 e permaneceu como espécie dominante durante as estações chuvosas, tememos que essa nova chegada reduza a diversidade de drosofilídeos nos Neotrópicos.

Palavras-chave: Savana brasileira, Cerrado, colonização, Drosophilidae, estabelecimento, invasão, espécies invasoras, Região Neotropical, América do Sul

Introduction

In recent decades, the transport of people and goods has increased due to globalization. As a result, species with high adaptive value expand their geographic distribution and establish themselves in new locations (McKinney and Lockwood 1999, Newbold *et al.* 2018). Some of these species, such as agricultural pests and disease-carrying mosquitoes, receive immediate attention because they impact the economy or public health (Paini *et al.* 2016, Ogden *et al.* 2019, Heringer *et al.* 2021). Environmental impacts, however, are often more challenging to notice (Adelino *et al.* 2021). Invasive species can alter the composition of native communities and result in local extinctions through biotic interactions with native species, such as competition or predation (Simberloff *et al.* 2013). Long-term monitoring of invaded communities is needed to assess the impact of invasive species on native communities, including the period before the invasion event (Latombe *et al.* 2017). This type of data is not available for most biological communities (Pergl *et al.* 2020).

Drosophilid flies, especially *Drosophila melanogaster* Meigen, have been widely used as laboratory models (Mohr 2018). However, their natural populations and communities also provide essential insights into ecological patterns and processes such as cline establishment (Huey *et al.* 2000) and biological invasions (Gibert *et al.* 2016). In the Neotropical region, drosophilid communities have been studied since the 1940s (Dobzhansky and Pavan 1950, Hunter 1964, Sene *et al.* 1980, Brncic and Budnik 1987, Medeiros and Klaczko 2004, Gottschalk *et al.* 2009, Penariol and Madi-Ravazzi 2013), and several laboratories remain active in this line (Flybase 2021). In Brazil, 292 species of neotropical drosophilids and 13 exotic species are currently known (Tidon *et al.* 2021).

The Brazilian Savanna, locally known as Cerrado, is the second-largest South American biome. It covers approximately 2 million km² and represents ca. 22% of the land surface of Brazil, plus small areas in Bolivia and Paraguay. Its vegetation consists of a savanna of variable structure on the well-drained interfluves, mesophytic forests on areas of rich soils, and gallery forests or other moist vegetation following the watercourses (Oliveira-Filho and Ratter 2002). This is one of the most biodiverse savannas of the world and has been extensively converted due to the rapid expansion of agriculture (Oliveira and Marquis 2002). Because of its diversity and vulnerability to

threats, the biome is recognized as a biodiversity hotspot (Myers *et al.* 2000). Drosophilid communities established in the Brazilian Savanna were assessed through occasional collections between the 1940s and 1980s (Dobzhansky and Pavan 1950, Sene *et al.* 1980). From 1999, however, some sites located in the core area of this biome began to be monitored by an ecological project financed by the federal government. The results of this monitoring provided information on the composition of drosophilid communities and their responses to seasonal climatic variations, spatial heterogeneity, resource availability, and disturbances (Tidon 2006, Mata *et al.* 2008, 2015, Mata and Tidon 2013, Roque *et al.* 2013, Przybylska *et al.* 2014, Döge *et al.* 2015). Currently, 80 neotropical and 11 non-neotropical species are recorded at the monitored sites.

In the first two decades of monitoring, we registered the arrival and establishment of three exotic species in the Neotropical Region. *Zaprionus indianus* Gupta was detected in 1999, simultaneously in southeastern Brazil (Vilela 1999) and Brazilian Savanna (Tidon *et al.* 2003). This Afrotropical species, known as the fig fly, is ecologically flexible, has expanded its distribution in the invaded areas, and has caused economic losses in plantations (Mata *et al.* 2010, Roque *et al.* 2017). *Drosophila nasuta* Lamb, of Indo-Pacific origin, was collected in the Brazilian Savanna in December 2013 (Leão *et al.* 2017); two years later, it was recorded in the Atlantic Forest of southeastern Brazil (Vilela and Goñi 2015). Currently, *D. nasuta* is also common in the northeast region of the country, dominated by semiarid vegetation (Montes *et al.* 2021). *Drosophila suzukii* (Matsumura) was recorded in southern Brazil in February 2013 (Deprá *et al.* 2014); ten months later, it was collected in the Brazilian Savanna (Paula *et al.* 2014). Known as Spotted Wing *Drosophila*, this species originated in Southeast Asia and gained pest status because it damages many fruits in Europe, North America and in part of South America (Walsh *et al.* 2011, Lee *et al.* 2015, Santos *et al.* 2019). Early detection of these non-native species provided a unique opportunity to study their population dynamics in invaded communities (Mata and Tidon 2013, Roque *et al.* 2013, Döge *et al.* 2015).

Here, we register another exotic species in the Brazilian Savanna, whose occurrence in the Americas was not yet known: *Zaprionus tuberculatus* Malloch. Its presence in drosophilid communities between 2020 and 2021 is discussed, and the morphological characteristics used for diagnosis are presented.

Material and Methods

Drosophilids were collected in central Brazil (Fig. 1), in urban parks and areas covered by natural vegetation. Urban parks, located inside cities, are usually smaller than natural areas (Table 1), have their vegetation partially converted, and receive many visitors. Urban parks also have recreative functions, so they are more prone to human impacts. Areas covered by natural vegetation, on the other hand, are usually larger than urban parks and restrict visitors. As conservation units must obey the Brazilian norms for preserving biodiversity, they maintain a wider array of native species. In 2020, we sampled two urban parks in Brasília, the capital of Brazil, and a conservation unit located in a rural area 204 km from this city. In 2021, we sampled seven urban parks, including the two sampled in 2020, and three conservation units that have been monitored since 1998. Most collections occurred in forested areas. All collections occurred between December and March, during the rainy season when *drosophilid* populations expand (Tidon, 2006).

We constructed the traps with plastic bottles following Roque *et al.* (2011). As bait, we used fermented banana (*Saccharomyces cerevisiae*) because it attracts a wide variety of *Drosophila* species and therefore has been used in collections worldwide (Markow and O'Grady 2006). In the laboratory, each trap received approximately 150 g of banana mixed with 2 g of dry active yeast. Then, they were allowed to ferment for approximately 24 h to improve their attractiveness. In the field, the traps were installed randomly spaced but always ca. 1.5 m above the ground and at least 10 meters apart. The number of traps used in each collection is shown in Table 1. After four days, the traps were removed, and the captured flies were transferred to 50 ml bottles containing 70% alcohol. To avoid contamination, this procedure was performed at each collection site.

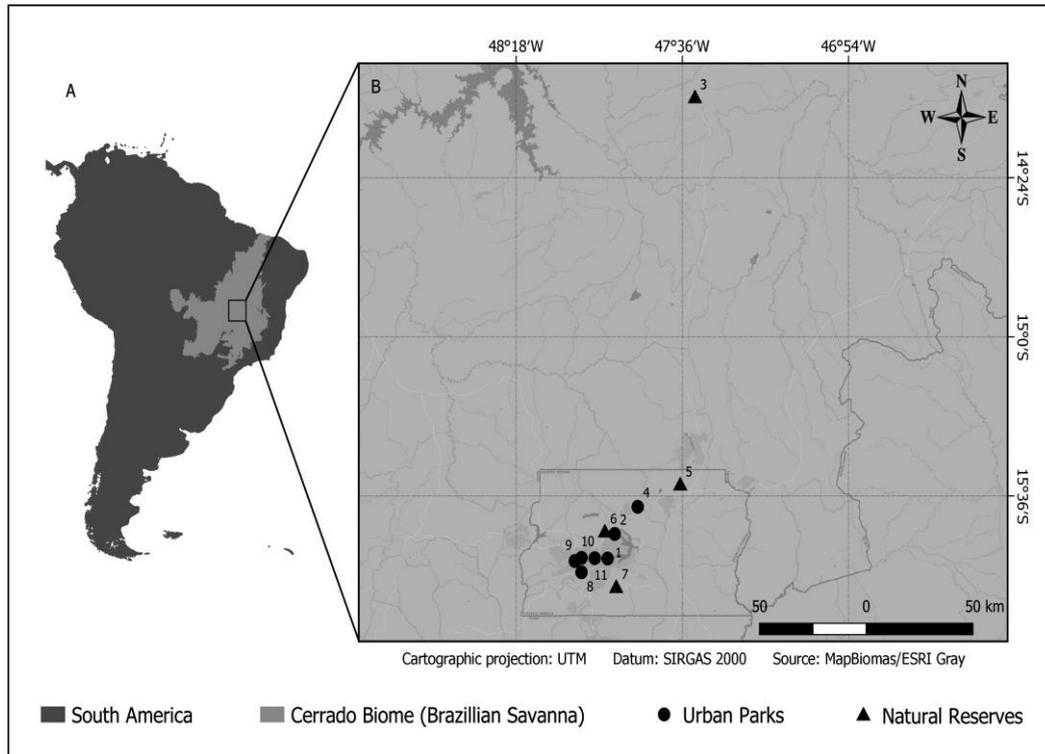


Figure 1. Map of South America showing the Cerrado biome and the 11 collection sites where *Zaprionus tuberculatus* was recorded. 1: Parque Ecológico da Asa Sul; 2: Parque Ecológico Olhos D'Água; 3: RPPN Murundu; 4: Parque Ecológico Jequitibás; 5: Estação Ecológica de Águas Emendadas; 6: Parque Nacional de Brasília; 7: Reserva Ecológica do IBGE; 8: Parque Ecológico Riacho Fundo; 9: Parque Ecológico Saburo Onoyama; 10: Parque Ecológico de Águas Claras; 11: Parque Ecológico Ezechias Heringer. The Cerrado demarcation was based on Souza et al. (2020). For collection dates, see Table 1.

The identification of the species was initially performed under a Leika MZ 16 optical stereomicroscope. The determination of *Zaprionus* species was based on the key provided by Yassin and David (2010) and on the diagnosis provided by Tsacas et al. (1977) for *Z. tuberculatus*. For electron microscopy procedures, samples were fixed on Karnovsky (2% glutaraldehyde, 2% paraformaldehyde, 3% sucrose, 5 mM CaCl₂ in sodium cacodylate buffer 0.1 M pH 7.2) at room temperature for one hour, washed in sodium cacodylate buffer, and then dehydrated in an acetone gradual series (30-100%) for 15 minutes on each step before standart critical point drying and metal coating with gold (Barros-Cordeiro *et al.* 2021). Analysis was conducted on Jeol JSM 7001F at 15Kv. Voucher specimens are preserved in the Laboratory of Evolutionary Biology at the University of Brasília.

Results

In January and February 2020, we collected *Zaprionus tuberculatus* in two urban parks in Brasília, representing its first record in the Americas. From December 2020 to March 2021, we found the species in another 11 collections, with relative abundances ranging between 0.3 and 38.3% (Table 1, Figure 2).

Table 1. Abundance of *Zaprionus tuberculatus* and *Zaprionus indianus* collected using banana traps in the Brazilian Savanna

Date	Local	#C	Area (Km ²)	Trap number	<i>Zaprionus tuberculatus</i>	<i>Zaprionus indianus</i>	Other species	Total
13/01 2020	Parque Ecológico da Asa Sul ^u	1	0,21	9	21	2348	2854	5223
13/01 2020	Parque Ecológico Olhos D'Água ^u	2	0,24	9	68	1831	1416	3315
15/12 2020	RPPN Murundu ⁿ	3	0,41	5	8	1578	1120	2706
22/02 2020	Parque Ecológico da Asa Sul ^u	1	0,21	6	4	75	283	362
22/02 2021	Parque Ecológico Jequitibás ^u	4	0,19	6	55	18	361	434
22/02 2021	Estação Ecológica Águas Emendadas ⁿ	5	93,72	6	72	4	688	764
23/02 2021	Parque Ecológico Olhos D'Água ^u	2	0,24	5	33	163	230	426
23/02 2021	Parque Nacional de Brasília	6	423,55	5	33	3	331	367

(continuation of table 1)

Date	Local	#C	Area (Km ²)	Trap number	<i>Zaprionus tuberculatus</i>	<i>Zaprionus indianus</i>	Other species	Total
23/02 2021	Reserva Ecológica do IBGE ⁿ	7	13,91	6	50	7	186	243
05/03 2021	Parque Ecológico Riacho Fundo ^u	8	4,37	6	39	9	646	694
05/03 2021	Parque Ecológico Saburo Onoyama ^u	9	0,87	6	122	77	463	662
05/03 2021	Parque Ecológico de Águas Claras ^u	10	1,13	6	559	173	727	1459
05/03 2021	Parque Ecológico Ezechias Heringer ^u	11	3,44	6	54	31	506	591
Total				91	1118	6317	9811	17246

#code = The codes identify the localities in Figs. 1.; U, Urban parks; N, Natural Vegetation.

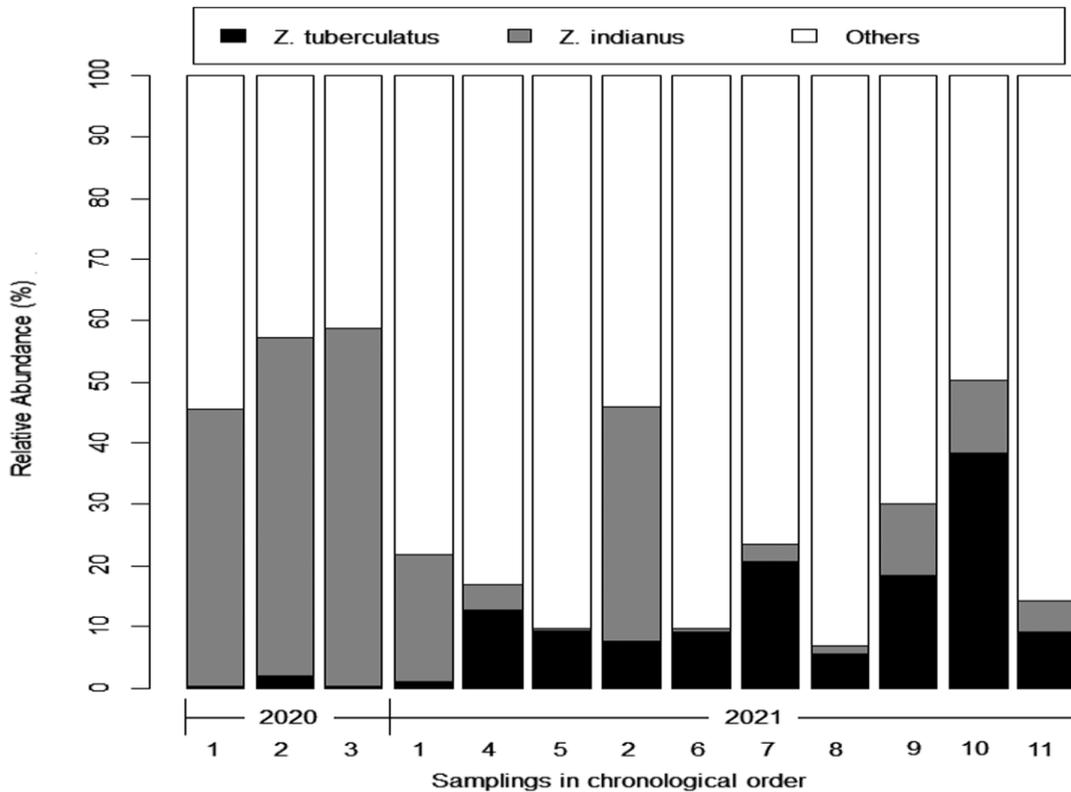


Figure 2. *Zaprionus tuberculatus* relative abundance throughout samplings. 1: Parque Ecológico da Asa Sul; 2: Parque Ecológico Olhos D'Água; 3: RPPN Murundu; 4: Parque Ecológico Jequitibás; 5: Estação Ecológica de Águas Emendadas; 6: Parque Nacional de Brasília; 7: Reserva Ecológica do IBGE; 8: Parque Ecológico Riacho Fundo; 9: Parque Ecológico Saburo Onoyama; 10: Parque Ecológico de Águas Claras; 11: Parque Ecológico Ezechias Heringer. For collection dates, see Table 1.

The specimens determined as *Zaprionus tuberculatus* were characterized by two dorsal longitudinal white stripes along the head and thorax (Fig. 3A), a generic feature that is shared with *Z. indianus*. However, *Z. tuberculatus* can be recognized from the latter species by the presence of a prominent tubercle on the outer surface of the medioventral margin of the forefemur in both sexes (Fig. 3B). The tubercle bears a long bristle and is adjacent to a short cuticular expansion, or a spur, that is present on the inner surface of the forefemur medioventral margin. These features of the forefemur are absent in *Z. indianus*, where the forefemur in the two sexes bears a series of 3-5 short spines on the ventral margin. The forefemoral tubercle is also present in other Afrotropical species closely related to *Z. tuberculatus* which, along with two other species lacking the tubercle, form the *tuberculatus* species subgroup (Yassin, 2008). However, *Z. tuberculatus* can

readily be distinguished from other species of its subgroup on the basis of characteristics of the spermatheca (Fig. 3C) and male genitalia (Fig. 3D-3G). In *Z. tuberculatus*, the male aedeagus has a long cuticular process on the ventral margin anteriorly extending from the phallosome (Fig. 3D). The phallosome itself is bordered by a flap-like cap whose postero-dorsal margin is finely serrated in *Z. tuberculatus* (Fig. 3G). The species can also be recognized on living specimens based on the length of the testes and the spatulate shape of the posterior egg filaments (Tsacas *et al.*, 1977; Yassin, 2008; observed but not shown).

Discussion

We presented the first record of *Zaprionus tuberculatus* outside its region of origin and the Palearctic region. The species, native to the Afrotropical region and the islands of the Indian Ocean (Yassin 2008), has already expanded its geographic distribution toward the north. In Africa, it has already been registered in the Canary and Cape Verde Islands, Chad, Egypt (Yassin and David 2010), and recently in Tunisia (Kamel *et al.* 2020). In Europe, the species has already been registered on the islands of Cyprus (Yassin and David 2010) and Malta (Ebejer 2015), Greece (Yassin and David 2010), and also in Italy (Raspi *et al.* 2014) and Romania (Chireceanu *et al.* 2015). There are also reports from West Asia, Israel (Yassin and David 2010), and Turkey (Patlar *et al.* 2012). Due to its impact on invaded areas, *Z. tuberculatus* is recognized as an invasive species by the Invasive Species Compendium (CABI 2021). Its presence on the American continent shows that the species crossed the Atlantic Ocean.

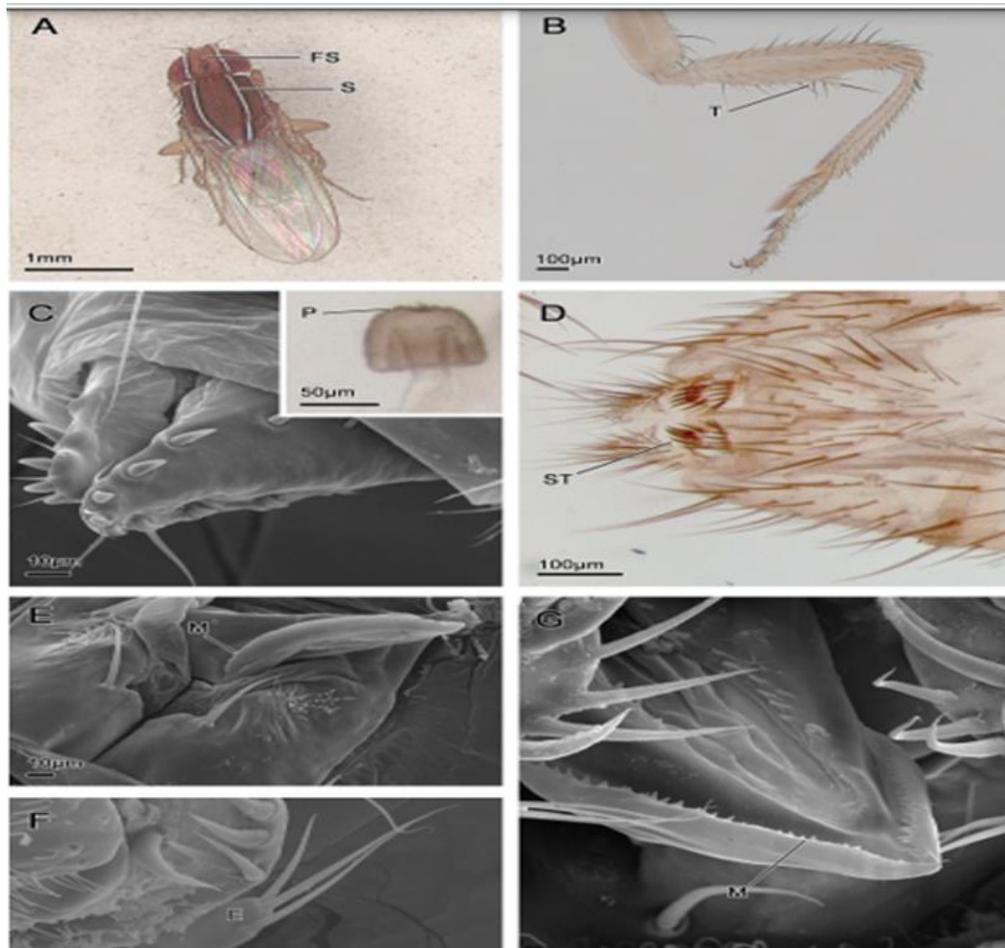


Figure 3. *Zaprionus tuberculatus*. A: dorsal view presenting a pronounced mid-frontal stripe, B: profemur with a prominent tubercle on the medioventral margin, C: ovipositor; spermatheca somewhat papillate only on the upper half of the capsule (whereas it is densely papillate overall the capsule in *Z. sepsoides*, D: surstylus with six inner setae and six outer setae, E: Tip of aedeagus rounded in lateral view, F: epandrium ventral lobe with three long setae, G: contour of inner part of aedeagus with small irregular teeth. Abbreviations: Mid-frontal stripe (FS), stripes (S), profemural tubercle (T), spermathecal papillae (P), surstylar teeth (ST), serrated margin of the phallic cap (M) and epandrial ventral lobe (E).

We collected *Z. tuberculatus* in Brasília, distant ca. 1000 km from Brazil's main ports and airports. Therefore, we warn that the species may have already established itself in other areas of the continent. It is not possible to determine the entry route and the origin of the propagule. However, as proposed for *Z. indianus* (Vilela 1999), *Z. tuberculatus* was likely unwittingly transported to South America - as immature or imago - by airplanes or ships from countries where it is established. In France, between 2010 and 2016, eight of the 17 fly larvae analyzed in imported fruits were *Z. indianus* (n=5) or *tuberculatus*

(n=3) (Balmès and Mouttet 2019). The increase in trade on a global scale can contribute to the geographic expansion of invasive species species (Meyerson and Mooney 2007, Seebens *et al.* 2017). Thus, the monitoring of fruits is essential to prevent the transport of propagules and the eventual establishment of these species.

Some environmental conditions seem to influence the expansion of *Z. tuberculatus*. In the Palearctic region, the species population peaks occur during the autumn months (Patlar 2012, Raspi *et al.* 2014, Chireceanu *et al.* 2015, Zengin, 2020); the lack of its detection in Italy, in 2015, was attributed to a scorching dry summer (Amiresmaeili *et al.* 2019). Similarly, altitudes above 1,000 meters also appear to limit the presence of the species (Patlar *et al.* 2012). Our collections occurred in the rainy season, when the climatic conditions are favorable for capturing *Z. tuberculatus* and also most drosophilid species in the region (Mata *et al.* 2015). However, the altitude of our collection points (1027 - 1282 m) is slightly above that explored by the species in Turkey. It is known that exotic species can quickly adapt to local conditions (Sakai *et al.* 2001, Lambrinos 2004, Hill *et al.* 2013) using extreme physiological tolerance and high adaptive flexibility (Jong and Bochdanovits 2003, Fabian *et al.* 2012, Gibert *et al.* 2016). *Zaprionus indianus* has experienced climatic niche shifts that allowed its establishment throughout different environments in the invaded areas (Mata *et al.* 2010). *Zaprionus tuberculatus* could also be changing its niche in the Brazilian Savanna.

Our data suggest that *Z. tuberculatus* is established in the study area due to its rapid population growth and dispersal capacity. Its relative abundance increased considerably in the two urban parks sampled in 2020 and 2021. From December 2020, *Zaprionus tuberculatus* populations were recorded in another five urban parks and four conservation units that were not sampled in early 2020; one of them was located more than 200 km from Brasília. Finally, it is worth mentioning that we may have underestimated the abundance of *Z. tuberculatus* in this study because we used banana baits, which are less efficient at attracting this species than vinegar baits (Amiresmaeili *et al.* 2019).

The geographic expansion and establishment of species in regions outside their origin may be related to the species' ability to adapt to different habitats, in which it maintains high fecundity (McKinney and Lockwood 1999, Amiresmaeili *et al.* 2019). In

Italy, *Z. tuberculatus* occurs in urban environments such as parks and gardens (Raspi *et al.* 2014); in Romania, the species has also been recorded in an urbanized area (Chireceanu *et al.* 2015); in Turkey, in addition to urban areas, the species also occurs in suburban, rural and forested areas (Patlar *et al.* 2012). In Brazil, we found the species in urban parks, suburban areas, rural areas, and conservation units covered by natural forest, savanna, and grassland formations. Therefore, we confirmed the versatility of the species. The success in dispersing *Zaprionus* is also due to the general feeding habits of some species of the genus. Two decades after its establishment in the Neotropical Region, *Z. indianus* has been recorded breeding in 41 species of fruits - representing 25 plant families and 16 orders - 31 of which are from the neotropics (Valadão *et al.* 2019). Although *Z. indianus* has not been categorized as a pest in its region of origin, in Brazil it received the popular name "fig fly" because it caused severe damage to fig (*Ficus carica*) production (Vilela 1999). In the Southeast Region of Brazil, *Z. indianus* represented 66% of the 125,428 drosophilids captured in fig plantations (Roque *et al.* 2017). Although *Z. tuberculatus* is considered a secondary rather than a primary pest (EPPO 2020), several studies have recorded its larvae in fruits (Balmès and Mouttet 2019, Kamel *et al.* 2020) or its imagos in orchards and vineyards (Chireceanu *et al.* 2015, Zengin 2020). The association of *Z. tuberculatus* with other primary pests (i.e., *Drosophila suzukii*) may enable its oviposition in already damaged fruits and boost its negative impacts (Amiresmaeili *et al.* 2019). Associations between exotic species are relatively frequent (Simberloff and Von Holle 1999) and can increase their ecological impacts through additive (Braga *et al.* 2020) or synergistic (Johnson *et al.* 2009) effects. Considering that *D. suzukii* also occurs in some locations where we captured *Z. tuberculatus* (Paula *et al.* 2014, Leão *et al.* 2017), they may interact in this area.

Identifying routes of nonintentional introductions has proven difficult, but in some cases, hypotheses can be raised. The widely distributed *Drosophila melanogaster* and *D. simulans* probably reached the Neotropics from Africa, transported by slave ships in the 16th century. Subsequent collections have revealed new arrivals, and the best documented is *Zaprionus indianus* (Vilela 1999). It arrived in Brazil probably as a single large propagule, transported from an Afrotropical country, and rapidly expanded its distribution (Machado *et al.* 2005, David *et al.* 2006). Based on esterase polymorphisms, Galego and

Carareto (2007) suggest that *Z. indianus* has arrived by maritime waterways and that the entrance has probably occurred by the Port of Santos, State of São Paulo. This port, the largest in Latin America, connects over 600 ports in 125 countries and accounts for almost 27% of the Brazilian trade balance (Santos Port Authority 2021). As a significant part of these goods is distributed throughout Brazil by highways, fruit commerce should have contributed to the rapid spread of *Z. indianus* (Tidon *et al.* 2003). The hypothesis of spreading by commercial food transportation - instead of spontaneous and progressive spreading of marginal populations - is supported by the genetic structure of the species because populations far from each other clustered together (Galego and Carareto 2007). *Drosophila suzukii* and *D. nasuta* were first recorded in Brazil in 2013 (Deprá *et al.* 2014) and 2015 (Vilela *et al.* 2015) and rapidly expanded their distributions (Leão *et al.* 2017). These events represent a unique opportunity to follow up on the evolutionary dynamics of invader species over time.

In summary, we registered *Zaprionus tuberculatus* in the Americas for the first time and the increase in its abundance between two consecutive years. Considering the versatility of species of the genus *Zaprionus*, the potential invasiveness of *Z. tuberculatus* (CABI 2021), and the history of monitoring in the study area, this is a rare opportunity to investigate the impacts this species may have on drosophilid communities.

MATERIAL SUPPLEMENTAR

Primeira página do artigo: Fábio AGS Cavalcanti, Lais B Ribeiro, Gabriel Marins, Guilherme SSS Tonelli, Sônia N Bão, Amir Yassin, Rosana Tidon. 2022. Geographic Expansion of an Invasive Fly: First Record of *Zaprionus tuberculatus* (Diptera: Drosophilidae) in the Americas. *Annals of the Entomological Society of America*, 115 (3): 267–274. <https://doi.org/10.1093/aesa/saab052>.

Annals of the Entomological Society of America, 115(3), 2022, 267–274
<https://doi.org/10.1093/aesa/saab052>
Advance Access Publication Date: 29 December 2021
Research



Research

Geographic Expansion of an Invasive Fly: First Record of *Zaprionus tuberculatus* (Diptera: Drosophilidae) in the Americas

Fábio A. G. S. Cavalcanti,¹ Lais B. Ribeiro,^{1,2} Gabriel Marins,² Guilherme S. S. S. Tonelli,³ Sônia N. Bão,^{3,4} Amir Yassin,⁴ and Rosana Tidon^{1,2,5}*

¹Programa de Pós Graduação em Ecologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Asa Norte, Brasília, DF 70910-900, Brazil, ²Departamento de Genética e Morfologia, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Asa Norte, Brasília, DF 70910-900, Brazil, ³Departamento de Biologia Celular, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Asa Norte, Brasília, DF 70910-900, Brazil, ⁴Laboratoire Evolution, Génomes, Comportement et Ecologie (EGCE), CNRS, IRD, Université Paris Saclay, Gif-sur-Yvette Cedex, France, and ⁵Corresponding author, e-mail: rotidon@unb.br

Subject Editor: Allen Szalanski

Received 4 July 2021; Editorial decision 25 November 2021

Abstract

Due to the increase in global transport in recent decades, species that flourish in human-altered environments are widening their geographical distribution. Consequently, endemic species are either declining or going to extinction. Here, we report the first occurrence of the Afrotropical fly *Zaprionus tuberculatus* Malloch in the Americas. This species has been recognized as invasive by the Invasive Species Compendium, and we argue that it will probably impact drosophilid communities. Our study was conducted on the natural and urban environments of the Brazilian Savanna, a biodiversity hotspot where drosophilid communities have been monitored since 1999. *Z. tuberculatus* was first collected in January 2020, at low abundances, in urban parks located in Brasília. In December 2020, we recorded it in a preserved area approximately 200 km away from the urban parks. From January to March 2021, we found the species in seven urban parks in Brasília and three natural reserves (conservation units) located around the city. The species' relative abundance increased from 0.9% in 2020 ($n = 11,244$ drosophilids) to 17% in 2021 ($n = 6,002$ drosophilids). This is a rare opportunity to monitor a recent invasion event in a well-studied area. Based on the impact of *Z. indianus* Gupta, which invaded the Brazilian Savanna in 1999 and remained the dominant species during the rainy seasons, we fear that this new arrival will reduce the diversity of drosophilids in the Neotropics.

Key words: Brazilian Savanna, Cerrado, colonization, establishment, invasive species

Resumo

Devido ao aumento no transporte global nas últimas décadas, espécies que ocorrem em ambientes alterados pelo homem estão ampliando sua distribuição geográfica. Consequentemente, espécies endêmicas estão em declínio ou em extinção. Aqui, relatamos a primeira ocorrência nas Américas da espécie Afrotropical *Zaprionus tuberculatus* Malloch. Esta espécie foi reconhecida como invasora pelo Invasive Species Compendium, e argumentamos que provavelmente causará impacto no bioma Cerrado, um hotspot de biodiversidade onde comunidades de drosofilídeos têm sido monitoradas desde 1999. *Zaprionus tuberculatus* foi coletado pela primeira vez em janeiro de 2020, com baixa abundância, em parques urbanos localizados em Brasília. Em dezembro de 2020, foi encontrado em uma área preservada a aproximadamente 200 km dos parques urbanos. De janeiro a março de 2021, encontramos a espécie em sete parques urbanos de Brasília e três reservas naturais (unidades de conservação) localizadas no entorno da cidade. A abundância relativa da espécie aumentou de 0,9% em 2020 ($n = 11.244$ drosofilídeos) para 17%

© The Author(s) 2021. Published by Oxford University Press on behalf of Entomological Society of America. All rights reserved.
For permissions, please e-mail: journals.permissions@oup.com.

267

Downloaded from <https://academic.oup.com/aesa/article/115/3/267/6486852> by Universidade de Brasilia user on 29 November 2023

CONSIDERAÇÕES FINAIS E DIREÇÕES FUTURAS

Este estudo visou contribuir para o conhecimento da ecologia urbana, ao relacionar variáveis ambientais de parques e reservas com a montagem de assembleias de drosofilídeos. Mostramos que parques ainda são bons refúgios para conservação de espécies neotropicais, apesar de serem geralmente dominados por drosofilídeos exóticos, em geral procedentes das Regiões Afrotropical ou Oriental. Como nossas coletas ocorreram em um período de tempo relativamente curto (fevereiro de 2021 e abril de 2022), não pudemos avaliar a dinâmica temporal dessas comunidades. É provável que a estrutura das comunidades registrada por nós esteja também sujeita a uma dinâmica temporal, e desse sentido é preocupante a alta proporção de espécies exóticas. O crescimento desordenado das populações dessas últimas pode resultar mudanças temporais na composição das espécies e eventuais extinções locais. Assim, para conservar populações estáveis de espécies neotropicais é necessário investir em pesquisas nesses novos ecossistemas visando expandir o conhecimento e aprimorar a gestão das reservas e parques urbanos.

Embora não tenhamos encontrado nenhuma relação entre a riqueza de Drosophilidae e as variáveis ambientais dos diferentes parques, observamos uma maior abundância de drosofilídeos neotropicais nos parques maiores e mais distantes do centro urbano. A abundância de drosofilídeos exóticos, por outro lado, foi maior nos parques mais próximos ao centro e localizados em áreas com densidade populacional humana mais alta. Ou seja, o adensamento populacional parece estar relacionado o estabelecimento de drosofilídeos exóticos, o que pode ter consequências para a diversidade.

Mostramos aqui que o principal mecanismo promotor da diversidade beta para riqueza e abundância relativa é o *turnover* (variação equilibrada) e que a perda de espécies entre os sítios (aninhamento) explica pouco a dissimilaridade entre parques e reservas. Além do mais, o mecanismo de *turnover* aumenta ao analisar apenas espécies neotropicais, indicando uma singularidade, principalmente por drosofilídeos neotropicais, entre os locais amostrados. Essa dissimilaridade fica maior em parques mais afastados da ESECAE, quando consideramos a riqueza, e do PNB, quando baseamos na abundância relativa. Destaca-se que a dissimilaridade entre o PNB e os demais parques ocorre com a substituição de espécies pela mesma quantidade de indivíduos (variação equilibrada em abundância) conforme os parques se distanciam da reserva.

Observamos em nosso estudo que as reservas possuem uma maior abundância de drosofilídeos neotropicais em comparação com os parques. Nesse sentido, áreas de reserva devem ser consideradas prioritárias para conservação, especialmente devido à alta riqueza presente na reserva da ESECAE e a alta abundância de drosofilídeos neotropicais nas reservas do PNB e da RECOR. Essa proteção deve ir além dos limites físicos para evitar que os efeitos da urbanização e as espécies que são favorecidas por ela impactem as espécies neotropicais presentes nas reservas. Além disso, a criação de corredores ecológicos pode facilitar a migração das espécies entre reservas e parques, permitindo manter populações viáveis nos parques que ainda possuem espécies raras em sua composição.

Neste estudo fizemos o primeiro registro de *Zaprionus tuberculatus* Malloch nas Américas. Essa espécie é nativa da região Afrotropical e em 2020 foi registrada em dois parques urbanos de Brasília, em baixa abundância. No ano seguinte, ela foi observada em todos os locais amostrados, inclusive nas reservas biológicas. *Zaprionus tuberculatus* está incluída na lista de pragas do *Centre for Agriculture and Bioscience* (CABI) e, até 2020, também constava da lista de alerta de pragas da *European and Mediterranean Plant Protection Organization* (EPPO). Devido ao seu potencial invasor e a possibilidade de interação com outros drosofilídeos invasores, como *Drosophila suzukii*, observada em nossas coletas, recomendamos seu monitoramento visando controlar possíveis impactos para a biodiversidade e para a economia.

Nosso estudo contribui para o conhecimento sobre a influência da urbanização na montagem de comunidades, expandindo o conhecimento, muitas vezes tendencioso, gerado por pesquisas em áreas temperadas, e abordando um grupo taxonômico de insetos diferente dos comumente estudados (ex.: abelhas, borboletas, formigas e besouros). Considerando a rica biodiversidade presente em regiões tropicais, principalmente de insetos, bem como as aceleradas taxas de conversão de áreas naturais em antropizadas, é cada vez mais importante estudos sobre a montagem de comunidades em novos ecossistemas. Esse conhecimento certamente contribui para elaborar estratégias mais eficientes com o objetivo de conservar espécies.

Como em nosso estudo as manchas não são homogêneas e as espécies não estão distribuídas de forma aleatória, concluímos que as teorias de metacomunidades de Efeito de massa (*mass effects*) e Filtro de espécies (*species sorting*) podem ser aplicadas para explicar a estrutura das comunidades de drosofilídeos aqui avaliadas. A qualidade das manchas de reserva é evidenciada pela riqueza e abundância de drosofilídeos

neotropicais, superiores às registradas nos parques, manchas menos favoráveis. No entanto, a urbanização dificulta a dispersão e a manutenção de espécies neotropicais nos parques urbanos. A matriz na qual os parques estão inseridos apresenta filtros ambientais que favorecem poucas espécies, em geral generalistas e muitas delas exóticas. Acreditamos que esses fatores contribuíram para a rápida dispersão e aumento na abundância de *Z. tuberculatus* nas áreas do DF. Esses achados estão alinhados com o modelo de filtro de manchas, indicando que a urbanização e os fatores associados estão influenciando as espécies encontradas nos diferentes ambientes, criando diferenciação na abundância de assembleias nos diferentes locais, especialmente entre reservas e parques. Por isso, o mecanismo de *turnover* explica melhor a diversidade entre os locais. O modelo de Efeitos de massa explica a variação na abundância de drosofilídeos neotropicais entre áreas fontes e drenos, enquanto o modelo de Filtro de manchas explica a variação entre diferentes parques. Esses resultados sugerem que a dinâmica das espécies em ambientes urbanos complexa, e ressaltam a importância de considerar não apenas os aspectos teóricos, mas também as peculiaridades e influências específicas dos ambientes urbanizados na composição das comunidades.

Tendo em vista que a paisagem urbana é complexa, heterogênea e dinâmica, pesquisas futuras devem considerar também outras métricas da paisagem com potencial para influenciar a montagem de assembleias. Dentre elas recomendamos a disponibilidade de recursos alimentares exóticos e nativos, a heterogeneidade e qualidade das manchas amostradas, o grau de urbanização das matrizes e efeitos da urbanização (e.x.: efeito da temperatura, poluição sonora e luminosa). Além disso, é importante um acompanhamento mais extenso das dinâmicas metacomunitárias, para entender como os padrões de diversidade se manifestam nas escalas espacial e temporal. O estabelecimento de padrões é importante porque fornece uma base conceitual para novas investigações a respeito da biodiversidade e das mudanças que nela ocorrem. Por fim, para uma compreensão mais precisa do funcionamento dos ecossistemas urbanos recomendamos também que futuras pesquisas investiguem a diversidade funcional e as relações tróficas entre as espécies. A análise conjunta dessas métricas contribui para uma compreensão mais aprofundada e mecanicista da montagem da comunidade urbana, fornecendo assim subsídios para avaliar e prever o impacto da urbanização na biodiversidade.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Adelino, J. R. P., Heringer, G., Diagne, C., Courchamp, F., Faria, L. D. B., & Zenni, R. D. (2021). The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. *NeoBiota*, 67: 349-374.
- Aldous, D. E. (2010). Greening South East Asian Capital Cities. *22 Nd IFPRA World Congress*, 14.
- Alexandre, B. G., Poppe, J. L., Zanini, R., Valente, V. L. S., & Deprá, M. (2023). The potential of using *Drosophila* as bioindicator in a restinga environment. *International Journal of Tropical Insect Science*, 43(2): 677-687.
- Almeida, A. C. D., & Cândido Júnior, J. F. (2017). a Importância De Parques Urbanos Para a Conservação De Aves. *Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia Da UNIPAR*, 20(4): 189–199.
- Amiresmaeili, N., Jucker, C., Savoldelli, S., & Lupi, D. (2019). Can exotic drosophilids share the same niche of the invasive *Drosophila suzukii*? *Journal of Entomological and Acarological Research*, 51(1).
- Aronson, M. F., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., ... Dobbs, C. (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.
- Balmès, V., & Mouttet, R. (2019). The drosophilid risk on imports. *EPPO Bulletin*, 49(1), 122-126.
- Barros-Cordeiro, K. B., Pujol-Luz, J. R., & Bão, S. N. (2021). A study of the pupal development of five forensically important flies (Diptera: Brachycera). *Journal of Medical Entomology*, 58(4): 1643-1653.
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global ecology and biogeography*, 19(1): 134-143.
- Baselga, A. (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 4(6): 552-557.
- Baselga, A. (2016). Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, 08(7): 785-898. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12693>
- Baselga, A., & Orne, D. C. L. (2012). betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808–812. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Baselga, A., & Leprieur, F. (2015). Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(9): 1069-1079.

- 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.
- 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.
- Bizzo, L., Gottschalk, M. S., Toni, D. C. D., & Hofmann, P. R. (2010). Seasonal dynamics of a drosophilid (Diptera) assemblage and its potencial as bioindicator in open environments. *Iheringia. Série Zoologia*, 100, 185-191.
- 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.
- Braga, R. R., Ribeiro, V. M., Padial, A. A., Thomaz, S. M., Affonso, I. D. P., Wojciechowski, J., ... & Vitule, J. R. S. (2020). Invasional meltdown: an experimental test and a framework to distinguish synergistic, additive, and antagonistic effects. *Hydrobiologia*, 847: 1603-1618.
- BRASÍLIA (2011). Lei Complementar Distrital nº 961, de 26 de dezembro de 2019. Dispõe sobre a criação, implantação e gestão de parques urbanos no Distrito Federal e dá outras providências. Diário Oficial do Distrito Federal, Brasília, DF. Disponível em: https://www.sinj.df.gov.br/sinj/Norma/7d2ebc105ad04d3aa8c83989ab6b389a/Lei_Complementar_961_26_12_2019.html. Acessado em: 20 de junho de 2020.
- Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*, 27(4): 326-349.
- Brice, M-H., Pellerin, S. & Poulin, M. (2017). Does urbanization lead to taxonomic and functional homogenization in riparian forests. *Diversity and Distributions*, 23(07): 828-840. DOI: 10.1111/ddi.12565.
- 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 Insect Conservation*, 6:217–231.
- Brcic, D., & Budnik, M. (1987). Some interactions of the colonizing species of *Drosophila subobscura* with local *Drosophila* fauna in Chile. *Genet. Iber*, 39: 249-267.
- Burks, J. M., & Philpott, S. M. (2017). Local and landscape drivers of parasitoid abundance, richness, and composition in urban gardens. *Environmental entomology*, 46(2): 201-209.
- CABI. (2021). Invasive species compendium. (<https://www.cabi.org/isc/datasheet/117928/>) (Accessed 14 June 2021).

- Carpintero, S. & Reyes-López, J. (2014) Effect of park age, size, shape and isolation on ant assemblages in two cities of southern Spain. *Entomological Science*, 17, 41–51. <https://doi.org/10.1111/ens.12027>.
- Carvalho, G. C. D., Ceretti-Junior, W., Barrio-Nuevo, K. M., Wilk-da-Silva, R., Christe, R. O., de Paula, M. B., ... & Marrelli, M. T. (2017). Composição e diversidade de mosquitos (Diptera: Culicidae) em parques urbanos localizados na região Sul do município de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica*, 17(2).
- Cavalcanti, F. A., Ribeiro, L. B., Marins, G., Tonelli, G. S., Bão, S. N., Yassin, A., & Tidon, R. (2022). Geographic expansion of an invasive fly: first record of *Zaprionus tuberculatus* (Diptera: Drosophilidae) in the Americas. *Annals of the Entomological Society of America*, 115(3): 267-274.
- Charles, H. & Dukes, J. (2008). Impacts of Invasive Species on Ecosystem Services. In: Nentwig, W. (eds) *Biological Invasions*. Ecological Studies, vol 193. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-36920-2_13.
- Chase, J. M. (2003). Community assembly: when should history matter?. *Oecologia*, 136, 489-498.
- Chase, J. M., Amarasekare, P., Cottenie, K., Gonzalez, A., Holt, R. D., Holyoak, M., ... & Tilman, D. (2005). Competing theories for competitive metacommunities. *Metacommunities: spatial dynamics and ecological communities*, 335-354.
- Chireceanu, C., Teodoru, A., & Chiriloaie, A. (2015). The first detection of fruit fly *Zaprionus tuberculatus* Malloch (Diptera: Drosophilidae) in the eastern part of Europe (Romania). *Analele Universității din Craiova-Biologie, Horticultura, Tehnologie Prelucrării Produselor Agricole, Ingineria Mediului*, 20: 377-382.
- Clements, F. E. Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Washington: Carnegie Institution of Washington, 1916.
- 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: 225-242.
- Coutinho-Silva, R. D., Montes, M. A., Oliveira, G. F., de Carvalho-Neto, F. G., Rohde, C., & Garcia, A. C. L. (2017). Effects of seasonality on drosophilids (Insecta, Diptera) in the northern part of the Atlantic Forest, Brazil. *Bulletin of Entomological Research*, 107(5): 634-644.
- David, J. R., Araripe, L. O., Bitner-Mathé, B. C., Capy, P., Goñi, B., Klaczko, L. B., ... & Moreteau, B. (2006). Quantitative trait analysis and geographic variability of natural populations of *Zaprionus indianus*, a recent invader in Brazil. *Heredity*, 96(1): 53-62.
- Deprá, M., Poppe, J. L., Schmitz, H. J., De Toni, D. C., & Valente, V. L. (2014). The first records of the invasive pest *Drosophila suzukii* in the South American continent. *Journal of Pest Science*, 87: 379-383.

- Dobzhansky, T. G., & Pavan, C. (1943). Studies on Brazilian species of *Drosophila*. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo. Biologia Geral. Separata*, 36(4): 7-72.
- Dobzhansky, T., & Pavan, C. (1950). Local and seasonal variations in relative frequencies of species of *Drosophila* in Brazil. *The Journal of Animal Ecology*, 1-14.
- Döge, J. D. S., de Oliveira, H. V., & Tidon, R. (2015). Rapid response to abiotic and biotic factors controls population growth of two invasive drosophilids (Diptera) in the Brazilian Savanna. *Biological Invasions*, 17: 2461-2474.
- Ebejer, M. J. (2015). A short note on additional records of fruitfly (Diptera, Drosophilidae) from Malta.
- Emerich, P. P., Valadão, H., Silva, J. R. V. P., & Tidon, R. (2012). High abundance of neotropical drosophilids (Diptera: Drosophilidae) in four cultivated areas of central Brazil. *Neotropical entomology*, 41: 83-88.
- EPPO. (2020). Mini datasheet on *Zaprionus tuberculatus*. (Diptera: Drosophilidae). (https://gd.eppo.int/download/doc/1437_minids_ZAPRTU.pdf) (Accessed 5 May 2021).
- Estrada, M. A., Coriolano, R. E., Santos, N. T., Caixeiro, L. R., Vargas, A. B., & Almeida, F. S. (2014). Influência de áreas verdes urbanas sobre a mirmecofauna. *Floresta e Ambiente*, 2: 162-169.
- Fabian, D. K., Kapun, M., Nolte, V., Kofler, R., Schmidt, P. S., Schlötterer, C., & Flatt, T. (2012). Genome-wide patterns of latitudinal differentiation among populations of *Drosophila melanogaster* from North America. *Molecular ecology*, 21(19): 4748-4769.
- Faria, F. S., Bitner-Mathé, B. C. (2023). Occurrence of *Zaprionus tuberculatus* on Southeastern Brazil coastal plain, in Rio de Janeiro. *Drosophila Information Service*. 106:1-2.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1): 487-515.
- Fenoglio, M.S., Rossetti, M.R. & Videla, M. (2020) Negative effects of urbanization on terrestrial arthropod communities: a meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, 29, 1412–1429. <https://doi.org/10.1111/geb.13107>.
- Fenoglio, M.S., Calviño, A., González, E., Salvo, A. & Videla, M. (2021). Urbanisation drivers and underlying mechanisms of terrestrial insect diversity loss in cities. *Ecological Entomology*, 46: 757–771. <https://doi.org/10.1111/een.13041>.
- Ferreira, L. B., & Tidon, R. (2005). Colonizing potential of Drosophilidae (Insecta, Diptera) in environments with different grades of urbanization. *Biodiversity & Conservation*, 14: 1809-1821.
- Flybase. (2021). FlyBase Community. (<https://flybase.org/cgi-bin/fbpeoplequery.pl/>) (Accessed 5 May 2021).

- Forbes, S. A. (1887). O lago como um microcosmo. *Boletim da Pesquisa de História Natural do Estado de Illinois*, 15: 537-550.
- Fournier, B., Frey, D., & Moretti, M. (2020). The origin of urban communities: From the regional species pool to community assemblages in city. *Journal of Biogeography*, 47(3): 615-629.
- Freire-Maia, N., & Pavan, C. (1949). Introdução ao estudo da drosófila. *Revista Cultus*, 1(5): 3-61.
- Frota-Pessoa, O. (1954). Revision of the tripunctata group of *Drosophila* with description of fifteen new species (Drosophilidae, Diptera). *Arquivos do Museu Paranaense*, 10(6), 253-330.
- Galego, L. D. C., & Carareto, C. M. A. (2007). Analysis of the drosophilid *Zaprionus indianus* introduction in Brazil: Contribution of esterase loci polymorphisms. *Drosophila Information Service*, 90: 79-84.
- Garcia, C.F., Hochmüller, C.J., Valente, V.L. & Schmitz, H.J. (2012) Drosophilid assemblages at different urbanization levels in the city of Porto Alegre, state of Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Neotropical Entomology*, 41(1): 32-41. DOI: 10.1007/s13744-011-0007-7.
- Gaublomme, E., Hendrickx, F., Dhuyvetter, H., & Desender, K. (2008). The effects of forest patch size and matrix type on changes in carabid beetle assemblages in an urbanized landscape. *Biological conservation*, 141(10): 2585-2596.
- Gibert, P., Hill, M., Pascual, M., Plantamp, C., Terblanche, J. S., Yassin, A., & Sgrò, C. M. (2016). *Drosophila* as models to understand the adaptive process during invasion. *Biological invasions*, 18: 1089-1103.
- Grandolfo, V. A., Junior, R. C. B., Neto, C. D. M. S., Neto, J. N. M., & Gonçalves, B. B. (2013). Riqueza e Abundância de Abelhas Euglossini (Hymenoptera, Apidae) em Parques Urbanos de Goiânia, Goiás. *EntomoBrasilis*, 6(2): 126-131.
- Gleason, H. A. (1926). The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey botanical club*, 7-26.
- Gong, C.F., Chen, J. & Yu, S. (2013). Biotic homogenization and differentiation of the flora in artificial and near-natural habitats across urban green spaces. *Landscape and Urban Planning*, 120: 58–169. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.08.006>.
- González-Céspedes, C., Alaniz, A.J., Vergara, P.M., Chiappa, E., Zamorano, J. & Mandujano, V. Effects of urban environmental conditions and landscape structure on taxonomic and functional groups of insects. *Urban Forestry & Urban Greening*, 58 (2021): 12690. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126902>.
- Gottschalk, M. S., De Toni, D. C., Valente, V. L., & Hofmann, P. R. (2007). Changes in Brazilian Drosophilidae (Diptera) assemblages across an urbanisation gradient. *Neotropical entomology*, 36: 848-862.

- Gottschalk, M. S., Bizzo, L., Döge, J. S., Profes, M. S., Hofmann, P. R., & Valente, V. L. (2009). Drosophilidae (Diptera) associated to fungi: differential use of resources in anthropic and Atlantic Rain Forest areas. *Iheringia. Série Zoologia*, 99: 442-448.
- Grez, A. A., Zaviezo, T., Gardiner, M. M., & Alaniz, A. J. (2019). Urbanization filters coccinellids composition and functional trait distributions in greenspaces across greater Santiago, Chile. *Urban Forestry & Urban Greening*, 38: 337–345.
- Hammer, O. (2001). PAST: Paleontological statistics *software* package for education and data analysis. *Palaeontol electron*, 4, 9.
- Hanski, I., & Gilpin, M. (1991). Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological journal of the Linnean Society*, 42(1-2): 3-16.
- Hartig, F. 2018. DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. R package version 0.2.0. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>.
- Hastings, A. (1980). Disturbance, coexistence, history, and competition for space. *Theoretical population biology*, 18(3): 363-373.
- Heino, J., Melo, A. S., & Bini, L. M. (2015). Reconceptualising the beta diversity-environmental heterogeneity relationship in running water systems. *Freshwater Biology*, 60(2): 223-235.
- Heringer, G., Angulo, E., Ballesteros-Mejia, L., Capinha, C., Courchamp, F., Diagne, C., ... & Zenni, R. D. (2021). The economic costs of biological invasions in Central and South America: a first regional assessment. *NeoBiota*, 67: 401-426.
- Hill, M. P., Chown, S. L., & Hoffmann, A. A. (2013). A predicted niche shift corresponds with increased thermal resistance in an invasive mite, *H. alotydeus destructor*. *Global Ecology and Biogeography*, 22(8): 942-951.
- Hochmüller, C.J., Lopes-da-Silva, M., Valente, V.L.S. & Schmitz, H.J. (2010). The drosophilid fauna (Diptera, Drosophilidae) of the transition between the Pampa and Atlantic Forest Biomes in the state of Rio Grande do Sul, southern Brazil: first records. *Papéis Avulsos de Zoologia* 50: 285-295
- Holt, R. D. (1993). Ecology at the mesoscale: the influence of regional processes on local communities. *Species diversity in ecological communities*, 77-88.
- Hubbell, S. P. (2001). *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography* (Vol. 32). Princeton: Princeton University Press.
- Huey, R. B., Gilchrist, G. W., Carlson, M. L., Berrigan, D., & Serra, L. (2000). Rapid evolution of a geographic cline in size in an introduced fly. *Science*, 287(5451): 308-309.
- Hunter, A. S. (1966). High-altitude *Drosophila* of Colombia (Diptera: Drosophilidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 59(3): 413-423.

- IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 1148 pages. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>.
- Iserhard, C.A, Duarte, L., Seraphim, N. & Freitas, A.V.L. (2021) Como a urbanização afeta múltiplas dimensões da biodiversidade em assembleias de borboletas tropicais. *Biodiversity Conservation*, 28: 621–638. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1678-8>
- Ješovnik, A., & Bujan, J. (2021). Wooded areas promote species richness in urban parks. *Urban Ecosystems*, 24(6): 1305-1315.
- Jobim, K., Kaster, P. L., Rosa, B. R., Tidon, R., and Garcia, F. R. M. (2023). Expansion of the area of occurrence of *Zaprionus tuberculatus* (Diptera: Drosophilidae) in the Americas and registration of new host plants. *Brazilian Journal of Biology*, 83: e273916.
- Johnson, P. T., Olden, J. D., Solomon, C. T., & Vander Zanden, M. J. (2009). Interactions among invaders: community and ecosystem effects of multiple invasive species in an experimental aquatic system. *Oecologia*, 159: 161-170.
- Jones, E. L., & Leather, S. R. (2013). Invertebrates in urban areas: A review. *European Journal of Entomology*, 109, 463–478.
- Jong, G., & Bochdanovits, Z. (2003). Latitudinal clines in *Drosophila melanogaster*: body size, allozyme frequencies, inversion frequencies, and the insulin-signalling pathway. *Journal of genetics*, 82: 207-223.
- Kamel, M. B. H., Cheik, Z. B., Zouari, S., Mdellel, L., & Balmès, V. (2020). First report of *Zaprionus indianus* and *Z. tuberculatus* (Diptera: Drosophilidae) in Tunisia. *EPPO Bulletin*, 50(2): 307-310.
- Knapp, S., Aronson, M. F., Carpenter, E., Herrera-Montes, A., Jung, K., Kotze, D. J., ... & Hahs, A. K. (2021). A research agenda for urban biodiversity in the global extinction crisis. *BioScience*, 71(3): 268-279.
- Knop, E. (2016). Biotic homogenization of three insect groups due to urbanization. *Global Change Biology*, 22(1): 228-236
- 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.
- Kuussaari, M., Toivonen, M., Heliölä, J., Pöyry, J., Mellado, J., Ekroos, J., ... & Tiainen, J. (2021). Butterfly species' responses to urbanization: differing effects of human population density and built-up area. *Urban Ecosystems*, 24: 515-527.
- Lambrinos, J. G. (2004). How interactions between ecology and evolution influence contemporary invasion dynamics. *Ecology*, 85(8): 2061-2070.

- Latombe, G., Pyšek, P., Jeschke, J. M., Blackburn, T. M., Bacher, S., Capinha, C., ... & McGeoch, M. A. (2017). A vision for global monitoring of biological invasions. *Biological Conservation*, 213: 295-308.
- Leão, B. F. D., Roque, F., Deus, P., & Tidon, R. (2017). What happens when exotic species arrive in a new area? The case of drosophilids (Diptera) in the Brazilian Savanna. *Drosophila Information Service*, 100, 65-69.
- Lee, J. C., Dreves, A. J., Cave, A. M., Kawai, S., Isaacs, R., Miller, J. C., ... & Bruck, D. J. (2015). Infestation of wild and ornamental noncrop fruits by *Drosophila suzukii* (Diptera: Drosophilidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 108(2): 117-129.
- Leibold, M. A. (1998). Similarity and local co-existence of species in regional biotas. *Evolutionary Ecology*, 12: 95-110.
- Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., ... & Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters*, 7(7): 601-613.
- Levins, R. (1969). Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the ESA*, 15(3): 237-240.
- Levins, R., & Culver, D. (1971). Regional coexistence of species and competition between rare species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 68(6): 1246-1248.
- Lian, P. K., & Sodhi, N. S. (2004). Importance of reserves, fragments, and parks for butterfly conservation in a tropical urban landscape. *Ecological Applications*, 14(6): 1695-1708.
- Lin, Y., Huang, S., Fang, W., Zhao, Y., Huang, Z., Zheng, R., Huang, J., Dong, J. & Fu, W. (2023) Butterfly Communities Vary under Different Urbanization Types in City Parks. *Animals*, 13(1775). <https://doi.org/10.3390/ani13111775>.
- Liu, K. L., Peng, M. H., Hung, Y. C., & Neoh, K. B. (2019). Effects of park size, peri-urban forest spillover, and environmental filtering on diversity, structure, and morphology of ant assemblages in urban park. *Urban Ecosystems*, 22: 643-656.
- Lizée M.H., Mauffrey, J.F., Tatoni, T. & Deschamps-Cottin, M. (2011) Monitoring urban environments on the basis of biological traits. *Ecological Indicators*, 11(2): 353–361. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.003>.
- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F., & Marchetti, M. P. (2013). *Invasion ecology*. John Wiley & Sons.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (1967). *The theory of island biogeography*. Princeton university press. New Jersey, USA.
- Magura, T., Horváth, R., & Tóthmérész, B. (2010). Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. *Landscape Ecology*, 25, 621–629.

- Magurran, A. E., & Henderson, P. A. (2003). Explaining the excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature*, 422(6933): 714-716.
- Markow, T. A., & O'Grady, P. (2006). *Drosophila: a guide to species identification and use*. Elsevier, London, UK.
- Mata, R. A. D., McGeoch, M., & Tidon, R. (2008). Drosophilid assemblages as a bioindicator system of human disturbance in the Brazilian Savanna. *Biodiversity and Conservation*, 17: 2899-2916.
- Mata, R. A. D., & Tidon, R. (2013). The relative roles of habitat heterogeneity and disturbance in drosophilid assemblages (Diptera, Drosophilidae) in the Cerrado. *Insect Conservation and Diversity*, 6(6): 663-670.
- Mata, R. A. D., Roque, F., & Tidon, R. (2015). Measuring the variability of the drosophilid assemblages associated with forests of the Brazilian savanna across temporal and spatial scales. *Natureza & Conservação*, 13(2): 166-170.
- Mata, R.A., Tidon, R., Côrtes, L.G., De Marco, P. Diniz-Filho, J.A.F. (2010). Invasive and flexible: Niche shift in the drosophilid *Zaprionus indianus* (Insecta, Diptera) *Biology Invasions*, 12:1231–1249.
- Mata, R. A. D., Tidon, R., Oliveira, G. D., Vilela, B., Diniz Filho, J. A. F., Rangel, T. F., & Terribile, L. C. (2017). Stacked species distribution and macroecological models provide incongruent predictions of species richness for Drosophilidae in the Brazilian savanna. *Insect Conservation and Diversity*, 10(5): 415-424.
- Mateus, R. P., Machado, L. P. B. (2022). Survey of Drosophilidae fauna in an interior Atlantic Forest fragment in Southeastern Brazil reveals the occurrence of the invasive *Zaprionus tuberculatus*. *Drosophila Information Service*. 105: 53-56.
- Mateus, R. P., Machado, L. P. B. (2022). Survey of Drosophilidae fauna in an interior Atlantic Forest fragment in Southeastern Brazil reveals the occurrence of the invasive *Zaprionus tuberculatus*. *Drosophila Information Service*. 105: 53-56.
- McDonald, R. I., Kareiva, P., & Forman, R. T. (2008). The implications of current and future urbanization for global protected areas and biodiversity conservation. *Biological conservation*, 141(6): 1695-1703.
- McFrederick, Q. S., & LeBuhn, G. (2006). Are urban parks refuges for bumble bees *Bombus* spp. (Hymenoptera: Apidae)? *Biological conservation*, 129(3): 372-382.
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14(11): 450-453.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3): 247-260.
- Medeiros, H. F. D., & Klaczko, L. B. (2004). How many species of *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae) remain to be described in the forests of São Paulo, Brazil? species lists of three forest remnants. *Biota Neotropica*, 4: 01-12.

- Melo, I. V., Moura, G. J. B., Freitas, M. A. D., Andrade, E. V. E., Casal, C., Abegg, A. D., & Kokubum, M. N. C. (2018). New additions to the herpetofauna of the Dois Irmãos State Park, an urban Atlantic Rainforest fragment in northeastern Brazil. *Herpetology Notes*, 11: 245-254.
- Mendes, M.F., Valer, F.B., Vieira, J.G.A., Blauth, M.L. & Gottschalk, M.S. (2017). Diversity of Drosophilidae (Insecta, Diptera) in the Restinga forest of southern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 61(3): 248-256. <https://doi.org/10.1016/j.rbe.2017.05.002>.
- Meyerson, L. A., & Mooney, H. A. (2007). Invasive alien species in an era of globalization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(4): 199-208.
- Mohr, S. E. (2018). *First in fly: Drosophila research and biological discovery*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Montes, M. A., Neves, C. H. C. B., Ferreira, A. F., Dos Santos, M. D. F. S., Quintas, J. I. F. P., Manetta, G. D. Â., ... & Garcia, A. C. L. (2021). Invasion and spreading of *Drosophila nasuta* (Diptera, Drosophilidae) in the caatinga biome, Brazil. *Neotropical Entomology*, 50: 571-578.
- Montes, L. F., Vilela, C. R. (2022). *Zaprionus tuberculatus* was collected in the metropolitan region of São Paulo, state of São Paulo, Brazil. *Drosophila Information Service*. 105: 56-58.
- Mouquet, N., & Loreau, M. (2003). Community patterns in source-sink metacommunities. *The american naturalist*, 162(5): 544-557.
- Munroe, E. G. 1948. The geographical distribution of butterflies in the West Indies. Dissertation. Cornell University, Ithaca, New York, USA.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772): 853-858.
- Nason, L. D., & Eason, P. K. (2023). Urban yards as potential conservation space: large, diverse gardens may be valuable resource patches for butterflies. *Urban Ecosystems*, 26:1-16. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01406-z>.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Contu, S., Hill, S. L., Beck, J., Liu, Y., ... & Purvis, A. (2018). Widespread winners and narrow-ranged losers: Land use homogenizes biodiversity in local assemblages worldwide. *PLoS biology*, 16(12): e2006841.
- Noreika, N., & Kotze, D. J. (2012). Forest edge contrasts have a predictable effect on the spatial distribution of carabid beetles in urban forests. *Journal of Insect Conservation*, 1: 867-881.
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Gray, C. L., Scharlemann, J. P., ... & Purvis, A. (2016). Global patterns of terrestrial assemblage turnover within and among land uses. *Ecography*, 39(12): 1151-1163.
- Ogden, N. H., Wilson, J. R., Richardson, D. M., Hui, C., Davies, S. J., Kumschick, S., ... & Pulliam, J. R. (2019). Emerging infectious diseases and biological invasions: a

- call for a One Health collaboration in science and management. *Royal Society Open Science*, 6(3): 181577.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... & Imports, M. A. S. S. (2019). Package 'vegan'. *Community ecology package, version*, 2(9).
- Oliveira, G.F., Garcia, A.C.L., Montes, M.A., Jucá, J.C.L.A., Valente, V.L. & Rhode, C. (2016). Are conservation units in the Caatinga biome, Brazil, efficient in the protection of biodiversity? An analysis based on the drosophilid fauna. *Journal for Nature Conservation*, 34:145-150. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2016.10.006>.
- Oliveira, P. S., & Marquis, R. J. (Eds.). (2002). *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. Columbia University Press.
- Pacheco, R., & Vasconcelos, H. L. (2007). Invertebrate conservation in urban areas: ants in the Brazilian Cerrado. *Landscape and Urban Planning*, 81(3): 193-199.
- Paini, D. R., Sheppard, A. W., Cook, D. C., De Barro, P. J., Worner, S. P., & Thomas, M. B. (2016). Global threat to agriculture from invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(27): 7575-7579.
- Patlar, B., Koc, B., Yilmaz, M., & Ozsoy, E. D. (2012). First records of *Zaprionus tuberculatus* (diptera: drosophilidae) from the Mediterranean Region, turkey. *Drosophila Information Service*, 95: 94-96.
- Paula, M. A., Lopes, P. H. S., & Tidon, R. (2014). First record of *Drosophila suzukii* in the Brazilian Savanna. *Drosophila Information Service*, 97(0): 113-115.
- Pavan, C., & Cunha, A. B. D. (1947). Espécies brasileiras de *Drosophila*. *Boletins da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras da Universidade de São Paulo. Biologia Geral. Separata*, 86(7): 3-46.
- Penariol, L. V., & Madi-Ravazzi, L. (2013). Edge-interior differences in the species richness and abundance of drosophilids in a semideciduous forest fragment. *SpringerPlus*, 2: 1-7.
- Peng, M.H., Hung, Y.C., Liu, K.L. & Neoh, K.B. (2020). Landscape configuration and habitat complexity shape arthropod assemblage in urban parks. *Scientific Reports*, 10, 16043. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-73121-0>.
- Pérez, J. H., Carneiro, E., Gaviria-Ortiz, F. G., Casagrande, M. M. & Miekke, 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. DOI: <https://doi.org/10.1556/168.2019.20.3.9>
- Pergl, J., Pyšek, P., Essl, F., Jeschke, J. M., Courchamp, F., Geist, J., ... & Strayer, D. (2020). Need for routine tracking of biological invasions. *Conservation Biology*, 34: 1311-1314.

- Pereira, M. A. Q. R., Vilela, C. R., & Sene, F. D. M. (1983). Notes on breeding and feeding sites of some species of the repleta group of the genus *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae). *Ciência e Cultura*, 35(9). p. 1313-1319.
- Poppe, J.L., Valente, V.L.S., Schmitz, H.J. (2012). Structure of Drosophilidae assemblage (Insecta, Diptera) in Pampa Biome (São Luiz Gonzaga, RS). *Papeis Avulsos Zoologia*, 52:185–195.
- Poppe, J.L., Schmitz, H.J., Callegari-Jacques, S.M. & Valente, V.L. (2015) Environmental determinants on the assemblage structure of Drosophilidae flies in a temperate-subtropical region. *Neotropical Entomology*, 44(2):140-52. doi: 10.1007/s13744-015-0276-7.
- Powell, J. R. (1997). Progress and prospects in evolutionary biology: the *Drosophila* model.
- Przybylska, M. S., Roque, F., & Tidon, R. (2014). Drosophilid species (Diptera) in the Brazilian Savanna are larger in the dry season. *Annals of the Entomological Society of America*, 107(5): 994-999.
- Qian, H., Ricklefs, R. E., & White, P. S. (2005). Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters*, 8: 15–22.
- Ramírez-Restrepo, L., & MacGregor-Fors, I. (2017). Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. *Urban ecosystems*, 20: 171-182.
- Ramos DL, Cunha WL, Evangelista J, et al (2020) Ecosystem Services Provided by Insects in Brazil: What Do We Really Know? *Neotropical Entomology* 783–794. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00781-y>.
- Raspi, A., Grassi, A., & Benelli, G. (2014). *Zaprionus tuberculatus* (Diptera Drosophilidae): first records from the European mainland. *Bulletin of Insectology*, 67(1): 157-160.
- Rézouki, C., Dozières, A., Coeur, C. Le, Thibault, S., Pisanu, B., Chapuis, J. L., & Baudry, E. (2014). A viable population of the European red squirrel in an urban park. *PLoS ONE*, 9(8): 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105111>.
- Ribeiro, L. B., Cavalcanti, F. A. G. S., Viana, J. P. C., Amaral, J. M., Costa, S. C. & Tidon, R. (2022). Updated list of drosophilid species recorded in the Brazilian Savanna. *Drosophila Information Service*, 105: 85-89.
- Ribeiro, L. B., Proença, C. E. B., & Tidon, R. (2023). Host Preferences Shown by Drosophilids (Diptera) in a Commercial Fruit and Vegetable Distribution Center Follow the Wild Neotropical Pattern. *Insects*, 14(4): 375. DOI: 10.3390/insects14040375.
- Rosenzweig, M.L., 2001. Loss of speciation rate will impoverish future diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 98, 1504–1510.

- Rosindell, J., Hubbell, S. P., & Etienne, R. S. (2011). The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography at Age Ten. *Trends in Ecology and Evolution*, 26(7): 340–348. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.024>.
- Roque, F., de Oliveira, S. C. F., & Tidon, R. (2011). Technical adaptations of retention traps used to catch drosophilids. *Drosophila Information Service*, 94, 140.
- Roque, F., Da Mata, R. A., & Tidon, R. (2013). Temporal and vertical drosophilid (Insecta; Diptera) assemblage fluctuations in a neotropical gallery forest. *Biodiversity and conservation*, 22, 657-672. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0433-4>.
- Roque, F., Matavelli, C., Lopes, P. H. S., Machida, W. S., Von Zuben, C. J., & Tidon, R. (2017). Brazilian fig plantations are dominated by widely distributed drosophilid species (Diptera: Drosophilidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 110(6): 521-527. <https://doi.org/10.1093/aesa/sax044>.
- Sakai, A. K., Allendorf, F. W., Holt, J. S., Lodge, D. M., Molofsky, J., With, K. A., ... & Weller, S. G. (2001). The population biology of invasive species. *Annual review of ecology and systematics*, 32(1): 305-332. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114037>
- Santos Port Authority. (2021). Santos Port: about us. (<http://www.portodesantos.com.br/en/about-us>). (Accessed 16 November 2021).
- Santos, L. A. D., Mendes, M. F., Krüger, A. P., Blauth, M. L., Gottschalk, M. S., & Garcia, F. R. (2017). Global potential distribution of *Drosophila suzukii* (Diptera, Drosophilidae). *PLoS one*, 12(3): e0174318. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174318>
- Santos, M. N., Delabie, J. H. C. & Queiroz, J. M. (2019). Biodiversity conservation in urban parks: a study of ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Rio de Janeiro City. *Urban Ecosyst.* 22, 927–942.
- Santos, Port Authority. (2021). Santos Port: about us. (<http://www.portodesantos.com.br/en/about-us>). (Accessed 16 November 2021).
- Savage, A.M., Hackett, B., Guenard, B., Youngsteadt, E.K. & Dunn, R.R. Fine-scale heterogeneity across Manhattan’s urban habitat mosaic is associated with variation in ant composition and richness. *Insect Conservation and Diversity*, 8 (2015): 216-228.
- Seebens, H., Essl, F., Dawson, W., Fuentes, N., Moser, D., Pergl, J., & Blasius, B. (2015). Global trade will accelerate plant invasions in emerging economies under climate change. *Global change biology*, 21(11): 4128-4140. <https://doi.org/10.1111/gcb.13021>
- Sene, F. M., Val, F. D., Vilela, C. R., & Pereira, M. A. Q. R. (1980). Preliminary data on the geographical distribution of *Drosophila* species within morphoclimatic domains of Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 33(22): 315-326.

- Schmitz, H.J., Hofmann, P.R.P. & VALENTE, V.L.S. (2010). Assemblages of drosophilids (Diptera, Drosophilidae) in mangrove forests: community ecology and species diversity. *Iheringia, Série Zoologia*, 100(2):133-140. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212010000200008>
- Shochat, E., Lerman, S.B., Anderies, J.M., Warren, P.S., Faeth, S.H. & Nilon, C.H. (2010). Invasion, Competition, and Biodiversity Loss in Urban Ecosystems. *BioScience*, 60 (3): 199-208. DOI:10.1525/bio.2010.60.3.6.
- Silva, D. G., Schmitz, H. J., de Medeiros, H. F., Rohde, C., Montes, A. & Garcia, A. C. L. (2020). Geographic expansion and dominance of the invading species *Drosophila nasuta* (Diptera, Drosophilidae) in Brazil. *Journal of Insect Conservation*, 24(3): 525-534. DOI: 10.1007/s10841-020-00219-1.
- Silva, N. M. D., Fantinel, C. D. C., Valente, V. L. D. S., & Valiati, V. H. (2005). Ecology of colonizing populations of the figfly *Zaprionus indianus* (Diptera, Drosophilidae) in Porto Alegre, Southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 95: 233-240. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212005000300002>.
- Silva, P. G. D., & Hernández, M. I. M. (2014). Local and regional effects on community structure of dung beetles in a mainland-island scenario. *PLoS One*, 9(10): e111883. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111883>.
- Simberloff, D., & Von Holle, B. (1999). Positive interactions of nonindigenous species: invasional meltdown? *Biological invasions*, 1: 21-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010086329619>.
- Simberloff, D., Martin, J. L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., ... & Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in ecology & evolution*, 28(1): 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.013>.
- Simberloff, D., & Vitule, J. R. (2014). A call for an end to calls for the end of invasion biology. *Oikos*, 123(4): 408-413.
- 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., Kanno, N., Yamaura, Y., & Koike, S. (2013). Patch size determines the strength of edge effects on carabid beetle assemblages in urban remnant forests. *Journal of insect conservation*, 17, 421-428.
- Soininen, J., Heino, J., & Wang, J. (2018). A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 27(1), 96-109.
- Souza Jr, C. M., Z. Shimbo, J., Rosa, M. R., Parente, L. L., A. Alencar, A., Rudorff, B. F., ... & Azevedo, T. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*, 12(17), 2735.

- TaxoDros: The Database on Taxonomy of Drosophilidae, v.1.04. Database. (<https://www.taxodros.uzh.ch/search/class.php>.) (Accessed 10 June 2023.)
- Threlfall, C. G., Walker, K., Williams, N. S., Hahs, A. K., Mata, L., Stork, N., & Livesley, S. J. (2015). The conservation value of urban green space habitats for Australian native bee communities. *Biological Conservation*, 187, 240-248.
- Tidon-Sklorz, R., & Sene, F. D. M. (1992). Identificacao da fauna de *Drosophila* (diptera, drosophilidae) da cadeia do espinhaco, e análise morfometrica de populacoes da especie politipica d. Serido.
- Tidon, R., Leite, D. F., & Leão, B. F. D. (2003). Impact of the colonisation of *Zaprionus* (Diptera, Drosophilidae) in different ecosystems of the Neotropical Region: 2 years after the invasion. *Biological Conservation*, 112(3), 299-305.
- Tidon, R. (2006). Relationships between drosophilids (Diptera, Drosophilidae) and the environment in two contrasting tropical vegetations. *Biological Journal of the Linnean Society*, 87(2), 233-247.
- Tidon, R., Gottschalk, Schmitz, M. S., H. J., & Martins, M. B. (2021). Drosophilidae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil. (<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/183186/>) (Accessed 5 May 2021).
- Tidon, R., Gottschalk, M. S., Schmitz, H. J. & Martins M. B. (2023). Drosophilidae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil. PNUD. (<http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/183186>). Accessed 10 July 2023)
- Tilman, D. (1982). *Resource competition and community structure*. Princeton university press.
- Tilman, D. (1994). Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology*, 75(1), 2-16.
- Tsacas, L., David, J., Allemand, R., Pasteur, G., Chassagnard, M. T., & Derridj, S. (1977, April). Biologie Évolutive du Genre *Zaprionus* Recherches sur le Complexe Spécifique de *Z. tuberculatus* [Dipt. Drosophilidae]. In *Annales de la Société entomologique de France (NS)* (Vol. 13, No. 2, pp. 391-415). Taylor & Francis.
- Turrini, T., & Knop, E. (2015). A landscape ecology approach identifies important drivers of urban biodiversity. *Global Change Biology*, 21: 1652–1667.
- 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.
- Val, F. D. (1982). The male genitalia of some Neotropical *Drosophila*: notes and illustrations. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 34(27), 309-347.
- Valadao, H., Proenca, C. E., Kuhlmann, M. P., Harris, S. A., & Tidon, R. (2019). Fruit-breeding drosophilids (Diptera) in the Neotropics: playing the field and specialising in generalism?. *Ecological Entomology*, 44(6), 721-737.

- Vellend, M. (2010). Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly review of biology*, 85(2), 183-206.
- Vellend, M., Srivastava, D. S., Anderson, K. M., Brown, C. D., Jankowski, J. E., Kleynhans, E. J., ... & Xue, X. (2014). Assessing the relative importance of neutral stochasticity in ecological communities. *Oikos*, 123(12), 1420-1430.
- Venables, W. N., Ripley, B. D., Venables, W. N., & Ripley, B. D. (2002). Random and mixed effects. *Modern applied statistics with S*, 271-300.
- Vergnes, A., Le Viol, I. & Clergeau, Ph. (2012). Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation*, 145: 171–178. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.002>.
- Vilela, C. R. (1983). A revision of the *Drosophila* repleta species group (Diptera, Drosophilidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 27(1), 1-114.
- Vilela, C. R., & Bächli, G. (1990). Taxonomic studies on Neotropical species of seven genera of Drosophilidae (Diptera). *Mitteilungen der schweizerischen entomologischen Gesellschaft*, 63(Suppl.).
- Vilela, C. R. (1992). On the *Drosophila* tripunctata species group (Diptera, Drosophilidae). *Revista brasileira de Entomologia*, 36(1), 197-221.
- Vilela, C. R. (1999). Is *Zaprionus indianus* Gupta, 1970 (Diptera, Drosophilidae) currently colonizing the neotropical region?. *Drosophila Information Service*, 82, 37-39.
- Vilela, C.R., & Goñi, B. (2015). Is *Drosophila nasuta* Lamb (Diptera, Drosophilidae) currently reaching the status of a cosmopolitan species?. *Revista Brasileira de Entomologia*, 59, 346-350.
- Vital, M.R., de Castro, M.M., Zeringota, V. & Prezoto, F. (2015) Myrmecofauna of urban gardens in southeast region of Brazil. *Bioscience Journal*, 31(04):1205–1212.
- Wagner, D.L., Grames, E.M., Forister, M.L. & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118 (2) e2023989118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2023989118>.
- Walsh, D. B., Bolda, M. P., Goodhue, R. E., Dreves, A. J., Lee, J., Bruck, D. J., ... & Zalom, F. G. (2011). *Drosophila suzukii* (Diptera: Drosophilidae): invasive pest of ripening soft fruit expanding its geographic range and damage potential. *Journal of Integrated Pest Management*, 2(1), G1-G7.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, 30(3), 279-338.
- Yassin, A. (2008). Molecular and morphometrical revision of the *Zaprionus tuberculatus* species subgroup (Diptera: Drosophilidae), with descriptions of two cryptic species. *Annals of the Entomological Society of America*, 101(6), 978-988.

- Yassin, A., & David, J. R. (2010). Revision of the Afrotropical species of *Zaprionus* (Diptera, Drosophilidae), with descriptions of two new species and notes on internal reproductive structures and immature stages. *Zookeys*, (51), 33.
- Youngsteadt, E., Henderson, R. C., Savage, A. M., Ernst, A. F., Dunn, R. R., & Frank, S. D. (2015). Habitat and species identity, not diversity, predict the extent of refuse consumption by urban arthropods. *Global change biology*, 21(3), 1103-1115.
- Yuzuki, K., & Tidon, R. (2020). Identification key for drosophilid species (Diptera, Drosophilidae) exotic to the Neotropical Region and occurring in Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 64.
- Zengin, E. (2020). Occurrence of invasive species and seasonal dynamics of fruit flies (Diptera: Drosophilidae) species in Uşak province, Turkey. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 79(1).