

Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação

Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Universidade Federal de Mato Grosso Do Sul

Efeitos da paisagem sobre as interações e a diversidade funcional de plantas e polinizadores em remanescentes urbanos de Cerrado

Karine Munck Vieira



Campo Grande
agosto 2021

Efeitos da paisagem sobre as interações e a diversidade funcional de plantas e polinizadores em remanescentes urbanos de Cerrado

Karine Munck Vieira

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de **Doutora em Ecologia**, pelo Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul.

Orientadora: Andréa Cardoso de Araujo

Banca avaliadora

Dra. Camila Aoki
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Dr. Maurício de Almeida Gomes
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul

Dr. Pietro Maruyama
Universidade Federal de Minas Gerais

Dr. Samuel Vieira Boff
Universidade de Würzburg

À minha amada família

Agradecimentos

À Deus pela maravilhosa natureza, infinita fonte de perguntas e descobertas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da UFMS por me receber como aluna e permitir tanto aprendizado. Agradeço também a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos.

À professora Dra. Andrea Cardoso de Araújo por me orientar tão bem e me acompanhar de perto nessa jornada, sempre ajudando a solucionar os percalços do caminho.

Ao professor Dr. Geraldo Alves Damasceno Júnior pelas identificações das espécies de plantas e ao professor Dr. Jimi Nakajima por identificar as da família Asteraceae.

Ao professor Rodrigo Aranda pelas identificações dos insetos, ao professor Gustavo Graciolli pelas identificações dos Coleoptera e Diptera, ao professor Danilo Ribeiro e à Franciany Ishikawa pelas identificações dos Lepidoptera, à Letícia Vanessa Graf pelas identificações das abelhas. Também à Karen Cristine Santos por auxiliar nas identificações dos grãos de pólen.

Aos técnicos do laboratório de Ecologia e de Botânica pela solicitude em ceder o espaço e o material de trabalho necessário.

Aos oficiais do 20º Regimento de Cavalaria Blindado, pela permissão de acesso à mata, ao IMASUL pelo acesso aos Parques Estaduais a todos os proprietários das áreas particulares.

À divisão de transporte da UFMS (DITRA) por disponibilizarem veículo e motoristas para algumas coletas.

A todo pessoal que me acompanhou nas coletas de campo, sem vocês não seria possível. Foram muitas as pessoas dispostas a me ajudar em campo, obrigada a todos! Mas em especial, ao fiel estagiário Hamilton Teixeira que estava sempre disposto, até mesmo aos domingos e feriados. De igual modo, agradeço a dedicação da aluna de iniciação científica Wilma Ortigosa pelo trabalho, em laboratório, de preparo das lâminas e fotografias dos grãos de pólen.

Aos amigos de curso, em especial às queridas companheiras de labuta Karina Paulinelli e Maiara

Vissoto. Obrigada por me ajudarem e fazerem tudo mais leve e divertido. Também agradeço à Vívian Nakamura e Nathália Rocha pelo convívio e ajuda em algumas etapas do trabalho.

E por fim, à minha família (pai Oswaldo, mãe Evanir e irmã Sarah) que sempre incentivou os meus estudos e sempre foi o meu porto seguro.

Índice

Resumo geral	09
General abstract	12
Introdução geral	15
 Capítulo 1 - Efeitos da paisagem sobre as redes de interação planta-polinizador em remanescentes urbanos de Cerrado	
Resumo	19
Abstract	20
Introdução	21
Métodos	24
Resultados	35
Discussão	55
 Capítulo 2 - Influência da composição da paisagem sobre a diversidade funcional de plantas e abelhas em remanescentes urbanos de Cerrado	
Resumo	66
Abstract	68
Introdução	70
Métodos	73
Resultados	83
Discussão	91
 Capítulo 3 - Efeitos da paisagem sobre as interações entre plantas e a abelha exótica <i>Apis mellifera</i> em remanescentes urbanos de Cerrado	
Resumo	97
Abstract	99
Introdução	101
Métodos	104
Resultados	108
Discussão	118
 Conclusão geral	124
Literatura citada	126
Material suplementar	147

Resumo geral

A urbanização modifica a paisagem natural, através da fragmentação e do isolamento de habitats. As consequências desses processos refletem na estrutura da vegetação, nas comunidades de polinizadores e, conseqüentemente nos serviços de polinização. Os distúrbios antrópicos são variáveis ao longo de toda a extensão das cidades, o que permite examinar os efeitos sobre os organismos vivos, incluindo as plantas e os insetos visitantes. No primeiro capítulo dessa tese, avaliamos os efeitos dos tipos de cobertura do solo no entorno de 14 remanescentes de Cerrado em Campo Grande, MS e em diferentes escalas (500 m, 1 km e 2 km), sobre a riqueza de espécies de plantas e polinizadores, bem como sobre as métricas em nível de rede e de espécie. Também avaliamos se a beta diversidade de espécies e interações difere entre fragmentos com maior e menor graus de urbanização (urbanos e seminaturais). Avaliamos ainda se o isolamento dos remanescentes leva à mudanças de interações entre as redes locais e a metarede. As redes tiveram padrão aninhado, com baixa modularidade e predomínio de interações generalistas, o que era esperado, já que os remanescentes estudados ocorrem em área urbana. As diferentes coberturas de solo foram importantes, já que todas elas, em pelo menos uma escala, levaram ao aumento da riqueza de interações. Além disso, a mudança na composição de plantas e polinizadores entre os remanescentes de Cerrado foi o fator determinante para a substituição das interações estabelecidas nas redes, reforçando que as fitofisionomias da cidade favorecem a diversidade de espécies existentes na cidade. O isolamento levou a mudanças somente nas interações de espécies compartilhadas entre as redes locais e a metarede, indicando que a conectividade entre as áreas de Cerrado é necessária para a manutenção das interações. No segundo capítulo, avaliamos se os traços funcionais das plantas e abelhas, bem como a riqueza funcional (FRic), a uniformidade funcional (FEve) e a divergência funcional (Fdiv) desses grupos são afetados pelo isolamento dos remanescentes,

pelos tipos de cobertura de solo nas três escalas espaciais. A riqueza de espécies abelhas foi positivamente afetada pela riqueza funcional e de espécies de plantas. Além disso, a riqueza funcional de plantas esteve relacionada à riqueza de espécies desse grupo, mas a riqueza de espécies de abelhas não esteve relacionada à sua riqueza funcional. Isso mostra que os padrões de diversidade funcional são muito mais variáveis do que os padrões relacionados à diversidade de espécies e reforça a importância da conservação de áreas naturais dentro dos espaços urbanos. O aumento da cobertura de áreas verdes na maior escala reduziu a uniformidade e a divergência funcional das plantas. As áreas de pastagem/campo aberto foram associadas à uma menor riqueza funcional de plantas o que pode ter levado à menor diversidade funcional de abelhas. O isolamento dos remanescentes, por sua vez, não influenciou nos componentes da diversidade funcional de abelhas e plantas. A expansão da cobertura urbana levou ao aumento do tamanho corporal das abelhas, sugerindo que a dispersão e o estabelecimento desses insetos podem ser influenciados pela qualidade do habitat, tanto nos remanescentes de Cerrado amostrados como nas áreas de entorno. No capítulo três avaliamos como o isolamento dos remanescentes e a proporção das coberturas de solo nas três escalas, afetam a abundância de *Apis mellifera*, bem como a riqueza de espécies de plantas visitadas e de grãos de pólen carregados por essas abelhas (amostragem zoocêntrica e fitocêntrica). Com base nessas duas amostragens, analisamos se a riqueza e diversidade de plantas dos remanescentes correlaciona-se com o número de espécies visitadas. As abelhas *A. mellifera* exploraram uma ampla variedade de espécies florais. A família Asteracea destacou-se por estar entre as mais representativas, tanto na amostragem de pólen quanto nas observações focais das abelhas nas flores. A riqueza de plantas visitadas nas duas amostragens foi positivamente afetada pela riqueza de plantas das parcelas dos remanescentes de Cerrado, demonstrando a importância dessas espécies para as abelhas. O isolamento não afetou a riqueza de plantas visitadas através das duas amostragens, nem a abundância das abelhas. Diversos tipos de cobertura favoreceram a riqueza de plantas visitadas, provavelmente por

essas abelhas serem generalistas e pelo fato de suportarem vários tipos de ambientes e graus de alteração. Os resultados obtidos em todo este estudo mostraram que paisagens alteradas pelo homem são capazes de abrigar vasta gama de espécies e interações, até mesmo mantendo certos tipos de serviços ecossistêmicos. As variadas coberturas de solo no entorno dos remanescentes de Cerrado, podem influenciar as comunidades de plantas e insetos visitantes de diferentes formas, sendo portanto necessário ampliar os estudos com amostragens em cada matriz da paisagem.

General abstract

Urbanization modifies the natural landscape through fragmentation and isolation of habitats. The consequences of these processes reflect on the structure of the vegetation, on pollinator communities and, consequently, on pollination services. Human disturbances are variable across the length of cities and, for this reason, they are excellent models for examining effects on organisms, including pollinating insects and plants. In the first chapter of this thesis, we evaluated the effects of land cover types around 14 Cerrado remnants in Campo Grande, MS at different scales (500 m, 1 km and 2 km), on richness of plants and pollinators, as well as on network and species level metrics. We also evaluated if the beta diversity of species and interactions differs between remnants with higher and lower degrees of urbanization (semi-natural and urban areas). We also evaluated whether remnants' isolation affects changes in interactions between local networks and the meta-network. The networks were nested, presented low modularity and predominance of generalist interactions, which was expected, since the studied remnants occur in urban areas. The different land covers had effects on plant-pollinator interactions, since all of them, at least on one scale, led to increased richness of interactions. Furthermore, the change in the composition of plants and pollinators was the determining factor for the replacement of interactions among remnants, reinforcing that the city's phytophysionomies favor the diversity existing in the city. Isolation only led to changes in interactions among shared species between the local networks and the meta-network, indicating that connectivity between the remnants of Cerrado is necessary for the maintenance of these interactions. In the second chapter, we analyzed whether the functional traits of plants and bees, as well as functional richness (FRic), functional equitability (FEve) and functional divergence (Fdiv) of these groups are affected by remnants' isolation and by landscape cover in three spatial scales. Richness of bees was positively affected by the richness and by the functional richness of plants. Furthermore, the functional richness of plants was related to the species

richness of this group, but the species richness of bees was not related to their functional richness. This shows that patterns of functional diversity are much more variable than patterns related to species diversity and reinforces the importance of conserving natural areas within urban spaces. The increased coverage of green areas on a larger scale reduced the uniformity and functional divergence of plants. The pasture/open field areas were associated with a lower functional richness of plants, which may have led to a lower functional diversity of bees. The isolation of the remnants, in turn, did not influence the components of the functional diversity of bees and plants. The expansion of urban coverage led to an increase in the body size of bees, suggesting that the dispersion and establishment of these insects can be influenced by the quality of the habitat, both in the Cerrado remnants sampled and in the surrounding areas. In the third chapter we evaluated how remnants' isolation and land cover at three spatial scales affected the abundance of *Apis mellifera*, as well as the richness of visited plant species and pollen grains carried by these bees (zoocentric and phytocentric sampling). Based on these two approaches, we analyzed whether plants' richness and diversity correlates with the number of species visited in the remnants. *Apis mellifera* explored a wide variety of floral species. Asteraceae was the most representative family of plants, both in pollen sampling and in focal observations of bees on flowers. The richness of plants visited in these two approaches was positively affected by the richness of plants in the Cerrado remnants, demonstrating the importance of these areas for bees. Isolation and the abundance of bees did not affect the richness of visited plants recorded in both approaches. Several types of land cover in different scales favored the richness of plants visited, probably because *A. mellifera* is a generalist species that can handle various types of environments and degrees of disturbance. The results obtained throughout this study showed that landscapes altered by man are capable of harboring a wide range of species and interactions, even maintaining certain types of ecosystem functions. The distinct land covers around the remnants of Cerrado can influence the

communities of plants and insects in different ways. Therefore, we suggest to expand the studies including sampling also in different matrices of the landscape.

Introdução geral

A polinização é um processo ecológico fundamental para garantir a reprodução sexuada das espécies vegetais e a manutenção do fluxo genético entre populações. A grande maioria das plantas com flores (87,5%) é polinizada por animais (Ollerton et al. 2011), principalmente por abelhas (Bawa, 1990) e esses animais, por sua vez, dependem dos recursos florais para sobreviverem (Ollerton et al. 2011). Vários pesquisadores mostraram que a urbanização intensa pode ter um efeito negativo sobre a diversidade de polinizadores e/ou sua interação com as plantas (Zanette et al., 2005; Henning & Ghazoul 2011, Threlfall et al. 2015, Stewart et al. 2018, Maruyama et al. 2019). Mas outros demonstraram que áreas urbanas podem abrigar maior diversidade de polinizadores do que as áreas rurais circundantes, como por exemplo as dominadas pela agricultura intensa (Wenzel et al. 2020). Sobretudo, é conhecido que os remanescentes de vegetação em áreas urbanas são capazes de atuar como zonas de refúgio para muitas espécies da flora e fauna nativas e, por estarem localizados em meio a mosaicos heterogêneos de habitat, muitas vezes podem favorecer uma biodiversidade mais elevada do que a de paisagens homogêneas (Fahrig 2003, Bosch et al. 2009).

O Cerrado ocupa cerca de 24% do território nacional e devido a ameaças constantes e seu alto grau de endemismo, é considerado um *hotspot* de biodiversidade (Myers et al. 2000). Esse bioma já teve mais de 70% de sua cobertura vegetal original transformada pela ação humana (Silva 2015). Áreas de vegetação natural que já foram contínuas, tornaram-se menores, eliminando ou reduzindo certos tipos de habitat, isolando os remanescentes de vegetação através de uma matriz diferente do habitat original (Carvalho et al. 2009). Observa-se uma tendência progressiva na fragmentação e redução das áreas de Cerrado em virtude de atividades humanas. Um estudo que mapeou as coberturas de solo do Cerrado brasileiro, mostrou que 31,4% do território do Mato Grosso do Sul é ocupado por vegetação nativa, 56,4% são utilizadas como pastagem, 2,9% são áreas cultivadas, 0,3% são áreas urbanizadas e o restante corresponde a

outras classes, como corpos d'água, solo descoberto, dentre outros (Scaramuzza et al. 2017).

O município de Campo Grande, quando comparado a outros municípios brasileiros, é considerado bem arborizado. O Índice de Áreas Verdes (IAV) que estabelece a relação entre as áreas verdes remanescentes e a população residente, mostra que Campo Grande atinge 74 m²/habitante, enquanto a Sociedade Brasileira de Arborização Urbana (SBAU) define 15 m²/habitante como o índice mínimo ideal de cobertura vegetal (SEMADUR 2020). Porém, o que não sabemos é como essas áreas de vegetação, da forma como são distribuídas nos remanescentes de Cerrado da cidade e possuindo diferentes entornos, afetam as plantas e seus insetos visitantes.

Para persistir em habitats alterados, como as cidades, os organismos devem lidar com características peculiares desses locais que vão além da redução da vegetação natural, como microclimas mais quentes (ilhas de calor), poluição do ar, sonora e luz noturna (Arnfield 2003). Em se tratando das abelhas, as modificações da paisagem advindas do uso da terra, são considerados fatores de alto impacto universais associados ao seu declínio (Brown & Paxton 2009, Ollerton et al. 2014). No entanto, há espécies que sofrem mais esses efeitos do que outras. As abelhas nativas, por exemplo, são altamente afetadas (Brossi, 2009, Bates et al. 2011, Biesmeijer et al. 2006, Geslin et al. 2013, Gruver & CaraDonna 2021); já a espécie exótica *Apis mellifera* é bem adaptada a diversos ambientes, inclusive aos mais alterados como o urbano (Winfrey et al. 2009). Por esse motivo, as abelhas podem ser bons indicativos da função e qualidade do ecossistema.

Plantas e polinizadores apresentam diferentes graus de interdependência que variam no tempo e no espaço, de maneira que o aumento da diversidade vegetal é benéfico para os polinizadores, os quais percebem as plantas por suas características funcionais (Junker et al. 2015). Sendo assim, uma maior diversidade funcional das plantas provém mais nichos de alimentação para os polinizadores, fazendo com que o ambiente suporte maior número de espécies (Junker et al. 2015). A diversidade funcional oferece uma visão adicional sobre a maneira como as assembléias estão mudando em ambientes com distúrbios humanos, podendo

ajudar a mensurar os impactos das perturbações e também ser utilizada para identificar gradientes ecológicos (Villéger et al. 2008). Isso acontece porque esse descritor pode ser relacionado a fatores abióticos e ter relação indicadora da função do ecossistema (Díaz et al. 2007, Banaszak-Cibika & Dylewski 2021).

Outra abordagem eficiente para avaliar os impactos da mudança de habitat na biodiversidade e no funcionamento dos processos ecológicos é a de redes de interações, a qual permite compreender o conjunto complexo de conexões entre várias espécies quando simultaneamente influenciadas por muitos fatores diferentes (Bascompte et al. 2003). As interações especializadas podem ser mais sensíveis às mudanças da paisagem do que as generalistas (Ferreira et al., 2015). Alterações nas características das redes podem afetar diretamente sua robustez e até mesmo levar a extinções secundárias, perda de interações e, conseqüentemente, interromper importantes funções no ecossistema (Sabatino et al. 2010, Blüthgen & Klein 2011). No entanto, segundo Ferreira et al. (2020), há poucos dados empíricos sobre os efeitos da perda de ambientes naturais sobre as métricas que descrevem a estrutura das redes de interação, como aninhamento e especialização.

As redes de interação podem variar entre locais, e essa variação pode ser avaliada através da análise da “beta diversidade de interações”, uma abordagem que pode fornecer informações sobre os mecanismos de estruturação de comunidades, coexistência de espécies e de como as interações se modificam ou não devido a alterações ambientais (Burkle e Alarcón, 2011, Poisot et al. 2012). Pode ainda ser utilizada para avaliar como a composição das comunidades mudam de escalas locais para regionais, sendo por isso cada vez mais usada por ecólogos para medidas de conservação e restauração de comunidades alteradas por distúrbios antropogênicos (Chalcraft et al. 2008, Noreika et al. 2019).

Levando em conta que as cidades são consideradas excelentes modelos para examinar os efeitos da fragmentação e dos distúrbios antrópicos, (McDonnell et al. 1997), essa tese é dividida em três capítulos. No primeiro capítulo, avaliamos os efeitos das diferentes coberturas de

solo no entorno de 14 remanescentes de Cerrado em Campo Grande, MS e seu isolamento sobre as redes de interação plantas-polinizadores e também sobre as medidas de beta diversidade. O segundo capítulo abordou como essa mesma composição da paisagem afeta a diversidade funcional de polinizadores e plantas; e o terceiro capítulo investigou os efeitos da paisagem nas interações entre as abelhas *Apis mellifera* e as plantas, a partir das abordagens zoocêntrica e fitocêntrica.

Capítulo 1

Efeitos da paisagem sobre as redes de interação planta-polinizador em remanescentes urbanos de Cerrado

Resumo

As alterações da paisagem podem gerar consequências sobre os polinizadores e plantas, bem como sobre suas interações. No entanto as espécies de insetos polinizadores respondem de maneiras diferentes à essas alterações, o que é mediado primariamente pela disponibilidade de recursos necessários, como flores e locais para nidificação. Avaliamos como diferentes coberturas de solo no entorno de 14 remanescentes urbanos de Cerrado afetam as redes de interação entre polinizadores e plantas. A abelha exótica *Apis mellifera* foi visitante mais frequente e central nas redes. Redes circundadas por maior cobertura de áreas verdes, cursos d'água, e áreas urbanas em escala proximal (500m) foram mais especializadas. Já as áreas de pastagem/campo aberto em escalas maiores, levaram a maior generalização das redes, provavelmente devido à baixa diversidade de plantas. Porém, houve um aumento na riqueza de interações e maior especialização dos insetos polinizadores com o aumento dessa cobertura. Todas as coberturas de solo, em pelo menos uma escala, levaram ao aumento da riqueza de interações, revelando a importância da heterogeneidade da paisagem. Observamos também que a mudança na composição de plantas e polinizadores entre os remanescentes foi o que levou a substituição das interações estabelecidas nas redes, indicando que a composição de espécies varia consistentemente entre os remanescentes estudados. A conectividade entre os remanescentes de Cerrado parece favorecer a manutenção das interações, tendo em vista que o isolamento modificou as interações de espécies compartilhadas entre as redes locais e a metarede. Nossos resultados mostram fortes efeitos do uso do solo em diferentes escalas sobre as redes de interação

entre insetos polinizadores e plantas, enfatizando o manejo local como uma ferramenta para a conservação da biodiversidade dessas comunidades em áreas urbanizadas.

Abstract

Changes in the landscape can have consequences on pollinators and plants, as well as on their interactions. However, pollinators' species respond in different ways to these changes, which are mainly mediated by the availability of floral resources. We evaluated how different land covers around 14 urban Cerrado remnants affect the interaction networks between pollinators and plants. The exotic bee *A. mellifera* was the most frequent and central visitor in the networks. Networks surrounded by greater coverage of green areas, watercourses, and urban areas at a proximal scale (500m) were more specialized. On the other hand, pasture/open field areas at larger scales led to a greater degree of generalization of the networks, probably due to the low plant diversity. However, there was an increase in the richness of interactions and greater specialization of pollinating insects with the increase of this coverage. All coverages, at least on one scale, led to an increase in the richness of interactions, highlighting the importance of landscape heterogeneity. We also observed that the change in the composition of plants and pollinators among remnants led to the replacement of interactions established in the networks, suggesting that species composition consistently varies among the study areas. The connectivity among the Cerrado's remnants seems to favour the maintenance of interactions, considering that isolation modified the interactions of shared species between the local networks and the meta-network. Our results show a strong effect of land use at different scales on the interaction networks between pollinating insects and plants, emphasizing local management as a tool for the conservation of the biodiversity of these communities in urbanized areas.

Introdução

A urbanização modifica radicalmente a paisagem natural, levando à perda, fragmentação e isolamento de habitats, com consequências sobre os padrões e processos ecológicos que ocorrem nesses ambientes (Faeth et al. 2005). O crescente desmatamento e urbanização, que tem como resultados a supressão ou redução da vegetação nativa a pequenos fragmentos circundados por áreas impermeáveis ou degradadas, estão entre as principais causas do declínio de polinizadores no mundo (Potts et al. 2010, Karuppanan et al. 2013, Ollerton et al. 2014, Oliveira 2015, Millard et al., 2021). Além disso, a vegetação nos remanescente urbanos sofre alterações que levam à perda de sua complexidade, como a substituição de espécies nativas por espécies exóticas, principalmente as ornamentais, ou a retirada seletiva de arbustos, lianas e madeira para a manutenção das áreas comerciais e residenciais (Marzluff & Ewing 2001, Gong et al. 2013). Apesar disso, os remanescentes de vegetação em áreas urbanas podem atuar como zonas de refúgio para muitas espécies da flora e fauna nativas (Fahrig 2003), pois estão localizados em meio a mosaicos heterogêneos de habitat, o que pode favorecer biodiversidade mais elevada do que a de paisagens homogêneas (Bosch et al. 2009).

Diversos estudos têm demonstrado relação positiva entre a abundância e diversidade de polinizadores e a extensão de áreas verdes (e.g. Steffan-Dewenter et al. 2002, Zhanette et al. 2005, Henning & Ghazoul 2011,) e relação negativa com a quantidade de superfície impermeável na paisagem (Zhanette et al. 2005, Ahrné *et al.* 2009, Henning & Ghazoul 2011,). Porém, esses efeitos podem não ser detectados em todas as escalas (Banaszak-Cibicka & Żmihorski 2012, Buchholz et al. 2020), ou ocorrer apenas em determinados tipos de paisagem. O estudo de Ballere *et al* (2019), conduzido em ambiente urbano, por exemplo, examinou a influência dos tipos de cobertura do solo ao redor de áreas de pastagem e agrícolas, evidenciando, nessas últimas, um aumento na riqueza de abelhas com o aumento da quantidade de cobertura seminatural na paisagem. Porém, nas áreas de pastagem, esse índice não teve relação com a cobertura do habitat

seminatural. Há ainda situações em que espécies de polinizadores são afetadas pela paisagem em diferentes graus, dependente da escala analisada (eg. Steffan-Dewenter et al. 2002, Häussler et al. 2017, Bartholomeé et al. 2020). Também há casos em que o efeito da paisagem é sentido por dado grupo de polinizadores apenas a partir de proporções específicas da paisagem. Na Mata Atlântica, por exemplo, apenas paisagens com menos de 35% de floresta tiveram efeito negativo sobre a diversidade de abelhas sociais (Ferreira et al. 2015).

Esses efeitos da paisagem sobre os polinizadores e plantas tem consequências também sobre as redes de interação, de modo que a redução na qualidade do habitat e na heterogeneidade da paisagem pode resultar em redes compostas por menor número de espécies (Moreira et al. 2015). Em áreas alteradas, como as urbanas, pode haver ainda aumento da especialização impulsionada pela maior riqueza de espécies (Baldock et al. 2015), ou da generalização dessas interações, caso as espécies especialistas sejam levadas ao declínio (Geslin et al. 2013). Essas mudanças na paisagem podem reduzir a robustez e a resiliência das redes, comprometendo o sucesso reprodutivo das plantas componentes, as quais muitas vezes dependem de visitantes específicos para realizar a polinização (Alves-dos-Santos et al. 2016). Apesar de muitos estudos abordarem os efeitos da paisagem sobre os polinizadores, pouco ainda se conhece sobre a estrutura das redes de interação em remanescentes urbanos.

Como consequência da urbanização também podem ocorrer mudanças na composição de espécies ou o rearranjo das interações em diferentes escalas espaciais e temporais, e entre locais mais e menos alterados. Essas alterações podem ser avaliadas através da análise da beta diversidade de interações, que vem sendo utilizado como importante ferramenta para atividades de conservação (Tuomisto, 2010). Em um estudo avaliando as redes de interações polinizador-planta em diferentes categorias de pastagem, houve alta substituição de interações em resposta a mudanças na composição florística e de polinizadores co-ocorrentes, o que foi atribuído primariamente às diferenças na disponibilidade de outras plantas para forrageio (Noreika *et al.*,

2019). A identidade das interações entre as espécies de polinizadores e plantas também pode ser alterada em função de suas abundâncias, já que a maior densidade de indivíduos aumenta a probabilidade de encontros entre os pares de espécies (Vázquez et al. 2007). Pode ser afetada ainda pela frequência das interações, de modo que interações localmente frequentes entre os pares, são mais consistentes e tem menor probabilidade de substituição (i.e., *turnover*) (Carstensen et al. 2014). Além disso, é esperado que a substituição das espécies entre os habitats deva ser baixa quando eles são homogêneos, e elevada quando são heterogêneos (Lara-Romero et al. 2019).

O conhecimento sobre como as comunidades de polinizadores e plantas com as quais interagem reagem à modificação da paisagem é importante para fornecer subsídios que auxiliem na conservação de habitats naturais afetados por processos de fragmentação, bem como no gerenciamento do uso sustentável de áreas verdes nas cidades (Winfree 2010). Assim, de modo a compreender como os padrões estruturais das redes de interações polinizador-planta em remanescentes urbanos de Cerrado são afetados pela paisagem de entorno, o presente estudo tem por objetivos: 1) avaliar os efeitos dos diversos tipos de cobertura do solo (urbana, áreas verdes, pastagem/campo aberto e água) em diferentes escalas, sobre a riqueza de espécies de plantas e polinizadores, bem como sobre as métricas em nível de rede e de espécie; 2) avaliar se a beta diversidade de espécies e interações difere entre remanescentes de uma mesma categoria (urbanizado ou seminatural) e entre remanescentes de categorias diferentes, 3) avaliar se o grau de isolamento dos remanescentes e as categorias de paisagem afetam a mudança das interações entre as redes locais e a metarede (i.e., a rede que inclui a combinação de todas as interações observadas em todas as parcelas amostrais).

As hipóteses desse estudo são: 1) que maior cobertura de áreas verdes na paisagem leve ao aumento da diversidade de plantas e insetos e assim a uma menor generalização das interações, maior modularidade e menor aninhamento das redes; 2) que a cobertura urbana e pastagens/campo aberto tenham efeitos negativos sobre esses parâmetros; 3) que a paisagem em

escalas menores tenha maior efeito sobre as interações do que a paisagem em escalas mais amplas, já que os insetos polinizadores deveriam reduzir os gastos de energia forrageando mais próximo aos seus ninhos.; 4) que o isolamento deve ter efeito negativo sobre a riqueza de plantas, de polinizadores e de interações, resultando em redes menos modulares, mais generalistas e aninhadas; 5) que a beta diversidade de espécies de plantas, de polinizadores e de interações deverá ser maior nas áreas urbanas do que nas seminaturais, já que em áreas mais alteradas, deve ocorrer maior variação na paisagem ; e 6) que remanescentes mais isolados devem ter maiores valores de beta diversidade (com maiores valores de substituição de espécies e/ou interações) com relação à metarede, a qual inclui todas as interações potenciais na escala regional do estudo.

Métodos

Área e período de estudo

O município de Campo Grande, localizado na região central do Estado do Mato Grosso do Sul, é considerado uma submetrópole regional, contando com cerca de 900.000 habitantes (IBGE 2020). Situa-se em altitude média de 532 m acima do nível do mar e sua extensão territorial é de aproximadamente 8093 km², sendo que 154,454 km² correspondem à área urbana (IBGE 2020). A cidade possui um dos maiores índices de área verde do país, atingindo 74 m²/habitante (SEMADUR 2020), índice bem superior aos 15 m²/ habitante recomendados pela Sociedade Brasileira de Arborização Urbana (SBAU) .

As coletas de dados foram realizadas de setembro de 2018 a agosto de 2019 em 14 remanescentes de Cerrado (1 a 14), localizados no perímetro urbano (20°26' 37"S; 54°38'52"W) de Campo Grande (Tabela S1, Figura1). Essas áreas representam diferentes fitofisionomias de Cerrado, conforme descrito abaixo:

- 1) Cerradão (1, 2, 5, 8, 14): apresentam dossel predominantemente contínuo, com

cobertura predominantemente arbórea, mas com os estratos arbustivo e herbáceo diferenciados.

2) Vereda (3): Sistema úmido com solo hidromórfico, ocorrendo nas bordas de mata de galeria que acompanha o Córrego Lagoa.

3) Mata ciliar (6, 9): vegetação com cerca de 40 metros em cada margem do Córrego Bandeira (6) e de 15 metros às margens do Córrego Sóter (9). No caso do remanescentes 9, a via pública encontra-se bem próxima à mata.

4) Cerrado em regeneração natural em borda de mata de galeria (4, 11) e em borda de cerradão (7, 10, 12, 13): são áreas em estado de regeneração natural, formadas predominantemente por estrato herbáceo-arbustivo, com predomínio de espécies pioneiras como gramíneas, arbustos, lianas e algumas espécies arbóreas.

Análise da paisagem

De modo a minimizar a autocorrelação espacial entre os pontos de amostragem, sempre que possível, mantivemos a distância mínima de 3 km entre os remanescentes estudados (Zurbuchen *et al.*, 2010). Entretanto, para dois pares de remanescentes, a distância foi um pouco menor. Os remanescentes 7 e 9, 13 e 14, distaram 2,1 e 2,2 km entre si, respectivamente. Para fins de classificação da paisagem circundante, a partir do ponto central das parcelas de amostragem, foram estabelecidos raios de 500, 1000 e 2000 metros (Figura 1), porque diferentes polinizadores podem responder à heterogeneidade da paisagem em diferentes escalas espaciais (Steffan-Dewenter *et al.* 2002), sendo o maior raio definido com base em estudos que demonstram respostas dos insetos polinizadores à composição da paisagem nessa escala (Kremen *et al.* 2004, Bellamy *et al.* 2017, Cohen *et al.* 2021).). A proporção de cobertura do solo dentro de cada raio foi calculada analisando as imagens aéreas no software Google Earth Pro, sendo classificadas em: cobertura urbana (i.e., construções, ruas), áreas verdes (remanescentes de vegetação natural arbóreo-arbustiva- i.e. Cerrado, florestas), áreas de pastagens/campo aberto (áreas dominadas por

gramíneas, plantas ruderais ou solo exposto) e cursos d'água. Essa caracterização foi feita a fim de avaliar como cada tipo de cobertura do solo afeta as métricas em nível de rede e de espécies, e em quais escalas (500, 1000 ou 2000m) o efeito é observado.

Posteriormente, as áreas compostas pelos remanescentes analisados e seu entorno (no raio de 2 km) foram classificadas em: seminatural, quando a cobertura da área inclui pelo menos 50% de cobertura natural, como áreas verdes, corpos d'água ou pastagem/campo aberto permeável (1, 2, 3, 12, 8, 13 e 14) ou urbana, quando a área inclui mais de 50% de cobertura impermeável (Geslin et al. 2013), como edificações e áreas pavimentadas (4, 5, 6, 7, 9, 10, 11). Essa classificação foi feita exclusivamente para avaliar a substituição das espécies e interações entre os pares de áreas da mesma categoria e de categorias diferentes, através da análise de beta diversidade.

O isolamento dos remanescentes foi medido através da distância euclidiana, dada pela distância mais curta em linha reta, de borda a borda, entre o remanescentes em questão e o mais próximo (McGarigal & Marks 1995), com área mínima de 0,1 km², que corresponde a área do menor remanescente estudado.

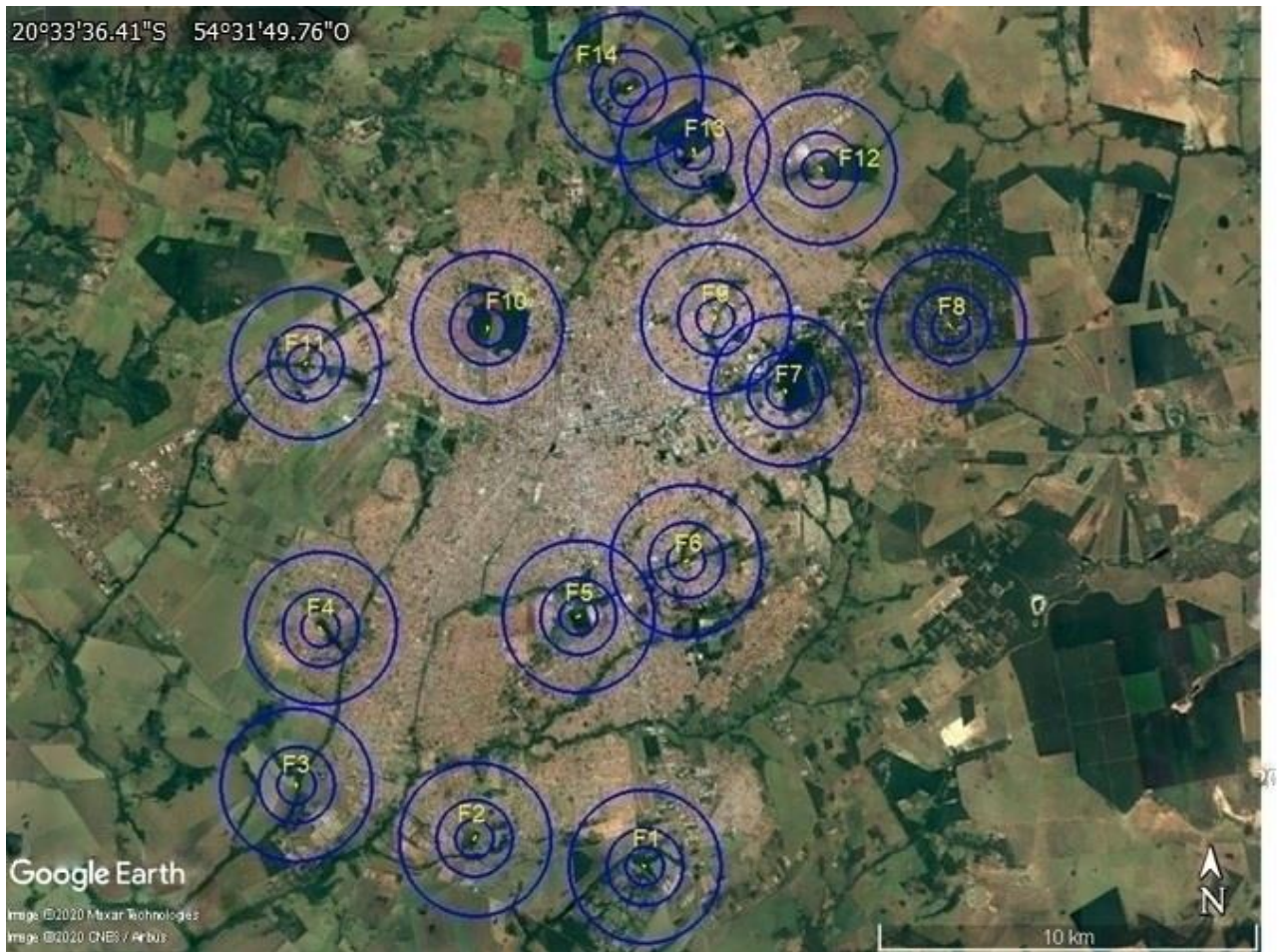


Figura 1. Localização dos 14 remanescentes urbanos de Cerrado (1- 14) e respectivas parcelas amostrais (pontos amarelos) no centro dos buffers de raios: 500, 1000 e 2000 metros (círculos em azul), no perímetro urbano de Campo Grande, MS. Imagens do Google Earth (2020).

Amostragem de polinizadores de plantas

Estabelecemos uma parcela de 1040 m² na borda de cada um dos remanescentes estudados. Cada parcela tinha 130 m de comprimento e oito metros de largura. Optamos por estabelecer as parcelas na borda, pois é onde ocorre a maior incidência luminosa e maior quantidade de flores e de visitantes florais (Niesenbaum 1993, Kato & Hiura 1999). Mensalmente, metade dos locais de estudo eram percorridos no período da manhã (entre 07:00h 10:30h) e a outra metade no período da tarde (entre 11:00 e 14:30h). No mês subsequente, os horários eram invertidos para que todos os locais fossem contemplados nas diferentes classes de horários. Todos os indivíduos em floração com até 4m de altura eram observados durante 15 minutos e todos os insetos (abelhas, vespas, borboletas, mariposas, moscas e besouros) que visitavam suas flores eram registrados, e em seguida capturados. Polinizadores vertebrados não foram contemplados neste estudo. Após a captura, esses insetos foram cuidadosamente acondicionados em frasco contendo acetato de etila. Em laboratório foram fixados, identificados e depositados na Coleção Entomológica da UFMS. Ramos vegetais férteis foram coletados, herborizados, identificados e depositados no herbário da UFMS (CGMS).

Métricas das redes de interação

Com base nas interações observadas nos transectos, construímos matrizes ponderadas, uma para cada um dos 14 remanescentes amostrados, e também uma matriz regional, incluindo todas as interações observadas em todos os locais amostrados (“metarede”) (Pascual & Dunne 2006, Poisot et al. 2012, Noreika et al. 2019). Nessas matrizes, as espécies de plantas estão representadas nas linhas e as espécies de polinizadores nas colunas. O número de vezes em que uma espécie de visitante foi registrada em uma dada espécie de planta foi definido como sua frequência de visitas.

Para avaliar a suficiência amostral nos 14 pontos de amostragem, calculamos o estimador

Chao 1 (Chacoff et al. 2012) usando o pacote iNEXT (Hsieh et al. 2014) no software R (R Development Core Team 2020). Cada combinação de interação entre uma espécie de polinizador e planta foi considerada como uma espécie e a frequência de cada interação como sua abundância (Vizentin-Bugoni et al. 2016). A suficiência amostral foi então calculada dividindo o número de interações observadas pela riqueza estimada de interações. Foram feitas ainda curvas de rarefação e extrapolação baseadas em indivíduos plotados com números de Hill para cada rede (Chao et al. 2014). A suficiência amostral foi de em média 33,12% (16-49,7%) (Tabela S2, Figura S1).

Avaliamos como as espécies particionam suas interações usando dois índices que medem a especialização da rede. A especialização (H_2') é uma medida derivada do índice de diversidade de Shannon e descreve como as espécies restringem suas interações daquelas aleatoriamente esperadas, com base na disponibilidade de parceiros. Este índice varia de 0 (extrema generalização) a 1 (extrema especialização) (Blüthgen et al. 2006). A modularidade indica a presença de subconjuntos de espécies que interagem mais entre si do que com as demais espécies da rede (Olesen et al. 2007). Seu valor varia de 0 a 1 e foi obtido usando o algoritmo LPAwb+ (Beckett 2016) que maximiza a modularidade obtida através de replicações. Foram feitas 40 simulações e utilizada a configuração que apresentou o maior valor de Modularidade (Souza et al. 2018a). Foi também calculado o aninhamento NODF (Nestedness metric based on Overlap and Decerasing Fill). O aninhamento consiste em um padrão de interação no qual espécies com menos parceiros interagem com subconjuntos dos parceiros das espécies que têm mais parceiros. Dessa forma, o aninhamento em uma matriz bipartida é a combinação de duas propriedades: 1) desigualdades nos totais marginais, já que há espécies que interagem com mais parceiros e espécies que interagem com menos parceiros; e 2) sobreposição nas interações, pois diferentes espécies interagem preferencialmente com os mesmos parceiros. O valor dessa métrica varia de 0, quando não há qualquer sinal de aninhamento da matriz, a 100, quando a matriz é perfeitamente aninhada (Almeida Neto et al. 2008). A significância do valor de NODF obtido para as redes foi estimada gerando 1000 matrizes aleatórias usando o modelo nulo “swap.web” (Vázquez & Aizen, 2003). Para testar a significância das demais métricas quantitativas da rede,

1000 redes aleatórias foram geradas utilizando o modelo “vaznull” (Dormann et al. 2008). Os valores esperados pelos modelos nulos foram então comparados com os valores obtidos em nossas análises (Guimerà et al. 2004). Todos os modelos nulos são contidos no pacote “bipartite” do R (R Development Core Team 2020).

Para avaliar a sobreposição no uso de recursos dentro dos grupos (polinizadores e plantas) em cada rede foi calculado o índice de Horn, através da similaridade média nos padrões de interações entre espécies de cada um desses grupos (polinizadores = HL, plantas = LL). Esse índice varia de 0, quando não há nenhuma sobreposição no uso de recursos, a 1, quando ocorre sobreposição perfeita de nichos (Mueller & Altenberg 1985).

Métricas em nível de espécie

Para cada uma das 14 redes calculamos dois índices que descrevem o grau de generalização das espécies que as compõe. O índice de especialização (d') é uma medida da distância de Kullback- Leibler, e mede a especialização de uma espécie baseada na frequência do total de interações possíveis da rede. Ele varia entre 0 (extrema generalização) e 1 (extrema especialização), e é obtido medindo o desvio da frequência observada do uso de recursos em relação ao uso esperado, dado pela disponibilidade total de recursos na rede (Blüthgen et al. 2006, 2008). O grau normalizado é dado pela proporção do valor do grau de um determinado vértice em relação ao valor do vértice de maior grau na rede. O vértice de maior grau fica com valor igualado a 1 e, aos demais, são designadas proporções desse valor (Maia et al. 2019). Para avaliar a importância de uma espécie de planta para o grupo de polinizadores ou vice-versa, medimos a força das espécies, que é a extensão quantitativa do grau das espécies. A força de interação de uma determinada espécie é a soma das dependências das espécies do outro nível em relação a ela (Bascompte & Jordano 2007).

Na escala regional, avaliamos o papel desempenhado pelas diferentes espécies na

manutenção da estrutura da metarede, através do cálculo do grau dentro dos módulos (z) e da conectividade entre módulos (c). De acordo com os valores obtidos as espécies foram classificadas como: periféricas ($c < 0,62$ e $z < 2,5$); eixos de módulo ($z > 2,5$ e de $c < 0,62$); conectoras entre módulos ($z < 2,5$ e de $c > 0,62$) e conectoras da metarede ($z > 2,5$ e $c > 0,62$) (Olesen et al. 2007). Medimos ainda a centralidade de intermediação (BC), que mostra o quanto as espécies estão conectadas a outras espécies na rede por vias indiretas. Espécies com $BC > 0$ são importantes pois conectam diferentes regiões da rede (Guimrà & Amaral 2005). Para os cálculos de todos os índices em nível de rede e de espécie utilizamos o pacote “bipartite” versão 2.05 (Dormann et al. 2008) no software R (R Development Core Team 2020).

Análises estatísticas

O efeito dos tipos de paisagem em cada escala espacial avaliada (variáveis preditoras) sobre as métricas de rede e sobre o número de espécies de plantas, polinizadores e interações (variáveis resposta) foi testado usando Modelos Lineares Generalizados (GLM), com distribuição de Poisson e função de ligação logarítmica. As variáveis preditoras incluíram as proporções dos tipos de cobertura do solo (urbana, áreas verdes, pastagens/solo exposto e corpos d`água) nos raios de 500 m, 1 km e 2 km ao redor de cada remanescente de Cerrado.

Para a seleção das variáveis preditoras (métricas de paisagem) a serem incluídas nos Modelos Lineares, primeiro foi aplicada a correlação de Pearson, que mede o grau da correlação entre duas variáveis de escala métrica. A avaliação qualitativa da correlação entre as variáveis seguiu o critério de Callegari-Jacques (2006) conforme segue: correlação nula: $r=0$; fraca: $0 < r \leq 0,3$; regular: $0,3 < r \leq 0,6$; forte: $0,6 < r \leq 0,9$; muito forte: $0,9 < r \leq 1$.

As variáveis que apresentaram forte correlação positiva foram: cobertura urbana a 1km e 2 km com cobertura urbana a 500 metros; cobertura de áreas verdes a 1 km e a 500 metros, cobertura de curso d`água a 1 km e a 2 km, além de pastagem/campo aberto a 500 metros e a 2

km. Por isso, retiramos do modelo as variáveis cobertura urbana a 1km, cobertura urbana a 2km, cobertura de áreas verdes a 1km, cursos d'água a 1km, pastagem/campo aberto a 500 metros. Posteriormente, após retirar essas variáveis, avaliamos as matrizes de correlação entre as restantes, par a par, usando o Fator de Inflação de Variância (Variance Inflation Factor – VIF, Dormann et al. 2013). O VIF é uma medida da importância da multicolinearidade em um conjunto de múltiplas variáveis de regressão, sendo considerado que modelos com valores de VIF ≤ 10 são aceitáveis (Hair et al. 2010). O valor do VIF médio obtido foi de 2,8. Assim, as variáveis preditoras utilizadas nas análises do GLM foram: cobertura urbana a 500 m, cobertura de áreas verdes a 500 m e 2 km, pastagem/campo aberto a 1 km e 2 km, cursos d'água a 500 m e 2 km. Avaliamos também a correlação entre as variáveis resposta (especialização, modularidade, aninhamento, riqueza de plantas, insetos e interações) através da correlação de Pearson. Especialização (H_2') e modularidade apresentaram forte correlação positiva, portanto, somente a primeira foi mantida nas análises. De semelhante modo, a riqueza de plantas, insetos e interações foram correlacionadas; assim, mantivemos apenas a riqueza de interações. Portanto, as variáveis resposta utilizadas nos Modelos Lineares Generalizados foram: especialização, aninhamento, riqueza de interações. Para essas análises foram utilizados os pacotes “car” e “stargazer”, disponíveis no software R. Para avaliar em quais escalas de paisagem (definidas pelo tamanho dos raios: 500m, 1Km ou 2Km) as variáveis preditoras tem maior influência sobre as métricas de rede utilizamos a abordagem de seleção de modelos com múltiplas hipóteses concorrentes. Para selecionar o melhor modelo de cada conjunto, usamos o critério de informação de Akaike (AIC), onde o modelo com menor AICc (AIC corrigido pelo tamanho de amostras e número de parâmetros do modelo) foi considerado o mais plausível para explicar os padrões. Os modelos foram elaborados com a função “glm” do pacote “g ML” (Broström & Homberg, 2011) e agrupados para comparação com a função “aictab.glm” do pacote “AICcmodavg” (Mazerollo, 2013) no software R (R Development Core Team, 2020).

Para averiguar a influência da paisagem nas diferentes escalas sobre as métricas

relacionadas às espécies de polinizadores e plantas, utilizamos modelos lineares mistos (LMM), em que a escolha dos melhores modelos foi também baseada nos valores corrigidos do Critério de Informação de Akaike (AICc). Nessa análise, a proporção dos tipos de cobertura do solo nas escalas de 500, 1000 e 2000 metros, foram as variáveis explanatórias (efeitos fixos), as espécies foram incluídas como fatores aleatórios e as variáveis respostas foram: especialização (d'), grau normalizado, força da espécie e centralidade por intermediação. Essas variáveis resposta foram testadas para correlação, utilizando o Coeficiente de correlação amostral de Pearson. As variáveis centralidade por intermediação e grau normalizado apresentaram forte correlação (Callegari-Jacques 2006). Por esse motivo, somente o grau normalizado foi mantido nas análises. As análises foram feitas usando o pacote lmerTest para LMM (Kuznetsova et al. 2014). Para avaliar se o isolamento dos remanescentes afeta o aninhamento (NODF) e a especialização (H_2') das redes, utilizamos regressões lineares simples, verificando, para tal, o pressuposto de normalidade dos resíduos (Zar 1999). Para avaliar a substituição de espécies e de interações entre os remanescentes estudados nós calculamos a β -diversidade par-a-par entre todas as combinações de remanescentes (um total de 196 combinações). Para isso, calculamos a β -diversidade de espécies de plantas e de polinizadores separadamente (β_L e β_U), a dissimilaridade na composição de plantas e polinizadores entre redes, i.e., substituição de espécies (β_{ST}), a dissimilaridade de interações entre espécies compartilhadas, i.e. rearranjo (β_{OS}), e a dissimilaridade de todas as interações nas redes ($\beta_{WN} = \beta_{ST} + \beta_{OS}$). Os valores de β -diversidade foram obtidos a partir de uma comparação pareada entre redes utilizando uma versão quantitativa modificada do Pacote "betalink" (Bartomeus 2019).

Para avaliar se a beta diversidade de espécies de plantas, de polinizadores e de interações diferem entre as categorias de paisagem (seminaturais e urbanas) utilizamos um teste t de Student para amostras independentes. Para visualizar as diferenças e a propagação das medidas de beta diversidade entre as categorias de paisagem, utilizamos escalonamento multidimensional não paramétrico (NMDS) em que foram contempladas a dissimilaridade de plantas (β_L), de

polinizadores (β_U), além da beta diversidade de interações (β_{WN}) e seus componentes (β_{ST} e β_{OS}) (cf. Noreika et al. 2019). Cada ponto no gráfico corresponde à dissimilaridade para uma rede em comparação com todas as outras redes. Os pontos demonstram as diferenças na diversidade beta dentro das paisagens urbanas e seminaturais e os polígonos descrevem as diferenças médias na diversidade beta de espécies ou nas interações entre as categorias de paisagem. Apenas as ordenações NMDS com estresse menor ou igual a 0,2 foram mantidas, pois valores de estresse $> 0,2$ são geralmente considerados de fraca interpretação (Tyler & Kowalewski 2014). Ambas as análises foram realizadas utilizando o pacote "vegan" (Oksanen et al. 2019) do software R.

De modo a avaliar como as espécies e interações que ocorrem na paisagem urbana estão representadas nos diferentes remanescentes, comparamos as informações de cada rede com à da rede regional ("metarede"), (Pascual & Dunne 2006, Poisot et al. 2012, Noreika et al. 2019). A metarede representa a *pool* regional de espécies e todas as interações potenciais que poderiam ocorrer na escala de estudo (Noreika et al. 2019). A comparação entre as redes locais e a metarede informa sobre a seletividade no uso de recursos locais pelas espécies componentes. Por exemplo, se a seletividade local for alta, a diversidade beta é próxima a 1, se for baixa, a diversidade beta se aproxima de zero (Pascual & Dunne 2006, Morales-Castilla et al. 2015, Redhead et al. 2018). O grafo para a metarede foi construído no software Pajek, versão 4.09 (Batagelj & Mrvar 2003). Foi utilizado o layout modular, onde as espécies de visitantes florais e de plantas que pertencem a um mesmo módulo são representadas por vértices de mesma cor. Utilizando o pacote "betalink" e a função "lm" fizemos regressões lineares entre as variáveis β_{WN} e β_{OS} , β_{WN} e β_{ST} , para verificar a influência de cada uma dessas variáveis sobre as outras nas redes. E para avaliar se a substituição de espécies e interações das redes locais em relação à metarede é afetada pelo isolamento dos remanescentes, utilizamos regressão linear simples. Para isso, foi testado o efeito do isolamento de cada remanescentes sobre valores de β_U , β_L , β_{WN} , β_{ST} , obtidos através da comparação entre as espécies e interações registradas nesse remanescentes e a metarede. E, para

avaliar se as áreas seminaturais e urbanas diferem quanto aos valores de beta diversidade, utilizamos o teste t de Student para amostras independentes. O nível de significância adotado para todas as análises foi de 5%.

Resultados

Estrutura das redes de interação locais

Foram observadas 798 de interações entre 130 espécies de plantas e 1309 indivíduos de insetos visitantes florais, representantes de 224 espécies. Plantas de 38 famílias foram visitadas, sendo as mais representativas: Asteraceae (27 espécies, 20,76% do total de visitas registradas), Fabaceae (16 espécies, 12,3% do total de visitas), Malvaceae (oito espécies, 6,15% do total de visitas) (Tabela S3). Com relação aos polinizadores, as abelhas foram o grupo mais frequente (104 espécies, 46,42 %) (Tabela S4), seguidas pelas borboletas (45 espécies; 20,08%), vespas (36 espécies; 16,07%), moscas (23 espécies; 10,26%) e besouros (16 espécies; 7,17%). As espécies de visitantes florais mais frequentes foram a abelha exótica *Apis mellífera* (17,11% das interações realizadas), *Paratrigona lineata* (6,33%), *Trigona spinipes* (3,89%), *Tetragonisca angustula* (3,81%) e *Augochlora braziliensis* (3,66%).

De modo geral, a maior parte das redes estudadas foram modulares (com valores variando de 0,035 a 0,206), com padrão aninhado (valores entre 0,74 e 15,51) e especialização (H_2') variando de baixa (0,264) a alta (0,89) (Tabela 1). A estrutura geral das 14 redes está representada na figura 2.

Tabela 1. Riqueza de plantas e polinizadores e métricas de rede (especialização, modularidade, aninhamento, sobreposição de nichos entre polinizadores –HL e plantas- LL) para a metarede e para os 14 remanescentes de Cerrado, no perímetro urbano de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

Descritores	Áreas														Metared
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
Riqueza de plantas	9	6	32	44	11	35	25	11	28	21	15	17	24	13	132
Riqueza de polinizadores	14	10	66	74	18	65	41	23	48	38	31	42	73	20	238
Especialização (H ₂ ')	*0,38	0	*0,27	0,264	*0,553	*0,281	*0,47	*0,545	*0,512	*0,34	*0,392	*0,581	*0,375	*0,89	0,280
Modularidade (M)	0,082	0,03	0,069	*0,098	*0,149	*0,126	*0,163	*0,196	*0,208	*0,141	0,064	*0,165	*0,114	*0,145	*0,181
Aninhamento (NODF)	8,62*	10,9	*9,67	5,605	11,69	*9,8	*8,017	*9,38	*12,16	*15,51	*15,32	6,67	*8,853	*0,74	*8,628
Sobreposição de nichos – HL	0,11	0,628	0,102	0,042	0,113	0,021	0,058	0,055	0,129	0,092	0,114	0,031	0,107	0,066	0,033
Sobreposição de nichos – LL	0,066	0,541	0,226	0,033	0,079	0,071	0,125	0,083	0,045	0,055	0,051	0,016	0,106	0,003	0,091

*Valores significativos $p < 0,05$

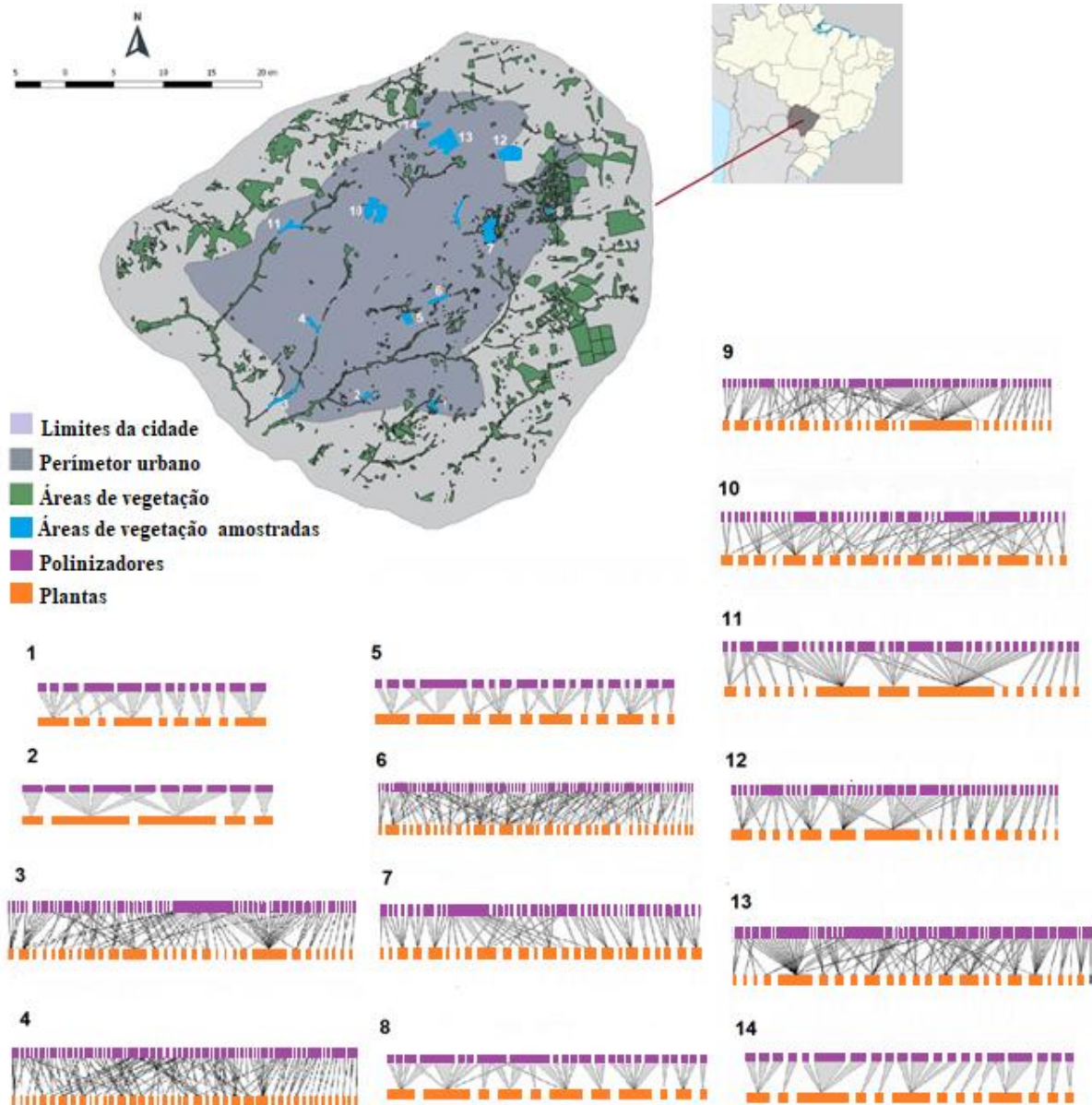


Figura 2. Localização de Campo Grande no Brasil (A) e dos 14 remanescentes estudados no município (B), e estrutura das 14 redes plantas-polinizadores reunidas neste estudo. Em cada rede, o nível superior (lilás) e inferior (laranja) representam insetos polinizadores e plantas, respectivamente, e a largura das ligações entre os níveis dentro de uma rede é proporcional à frequência de interações entre os insetos e as plantas. A largura da caixa de insetos e plantas representam a abundância desses grupos em cada área.

Efeitos da composição da paisagem e do isolamento sobre a estrutura das redes locais

O aninhamento (NODF) e a especialização (H_2') das redes foram afetados pela paisagem que circunda os remanescentes. O aninhamento foi afetado negativamente e a especialização positivamente pela presença de água na escala de 500 metros. A especialização foi ainda afetada negativamente pela presença de pastagem/campo aberto na escala de 1 km. O aumento da cobertura urbana, áreas verdes na escala de 500 metros e de pastagem/campo aberto na escala de 1 km, levaram à uma maior riqueza de plantas, insetos e interações. Além disso, a cobertura de curso d'água a 500 metros, levou a maior riqueza de insetos e interações. Porém, na escala de 2 km, o aumento da cobertura de pastagem/campo aberto levou à redução na riqueza de interações (Tabela 2).

Não houve efeito do isolamento dos remanescentes sobre a especialização H_2' ($R^2= 0,144$; $p=0,179$) e aninhamento NODF ($R^2= 0,003$; $p=0,83$) das redes, nem sobre a riqueza de plantas ($R^2= 0,601$; $p= 0,601$) e de polinizadores ($R^2= 0,099$; $p=0,271$).

Tabela 2: Resultados dos Modelos Lineares Generalizados que apresentaram significância. A influência dos componentes da paisagem nas métricas de redes foi avaliada e o melhor modelo é apresentado junto aos valores de AIC para o modelo completo e de AICc (Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas) do modelo selecionado, do valor da estatística F, do valor de p e do valor do R² ajustado. A comparação dos modelos inclui os valores dos graus de liberdade residuais (Residual Df), desvio dos resíduos (Resid. Dev), a diferença entre o AICc do modelo considerado e do melhor modelo (Δ AICc) e o peso de evidência (Weight). Os melhores modelos estão destacados com asterisco.

	AIC modelo completo	Modelos	Coeficientes	AICc	Valor F	R ² ajust
Aninhamento (NODF)	112,4	A_500m	A_500m: -5,25	77,83	5,527	0,258
Especialização (H ₂ ')	26,61	A_500m + P.CA_1km	A_500m: 0,383 P.CA_1km:-0,004	-4,8	5,308	0,398
Riqueza de plantas	112,68	U_500m + P.CA_1km + AV_500m	U_500m: 0,024 P.CA_1km: 0,012 AV_500m: 0,015	120,6	46,2	0,893
Riqueza de insetos	168,24	U_500m + P.CA_1km + AV_500m+ A_500m	U_500m: 0,034 P.CA_1km: 0,012 AV_500m: 0,026 A_500m: 0,493	176,7	89,85	0,946
Riqueza de interações	275,62	U_500m + P.CA_1km + AV_500m + A_500m + P.CA_2km	U_500m: 0,037 P.CA_1km: 0,021 AV_500m: 0,03 A_500m: 0,66 P.CA_2km:-0,008	292,2	296,9	0,987
Comparação de modelos						
	Modelo	Residual Df	Resid. Dev	AICc	Δ AICc	Weight
Aninhamento (NODF)	*A_500 m	12	128,25	77,83	0	1
	Completo	6	88,966	112,41	34,6	0
Especialização (H ₂ ')	A_500m	12	0,444	-1,488	3,3	0,16
	*A_500m + P.CA_1Km	11	0,276	-4,799	0	0,84
	Completo	6	0,193	26,61	31,4	0
Riqueza de plantas	U_500m	12	55,18	126,63	6,1	0,04
	U_500m + P.CA_1km	11	49,42	124,17	3,6	0,14
	*U_500m + P.CA_1km+	10	41,76	120,55	0	0,83

	AV_500m					
	Completo	6	30,33	141,48	20,9	0
Riqueza de insetos	U_500m	12	135,94	216,16	39,5	0
	U_500m + P.CA_1km	11	125,55	209,08	32,4	0
	U_500m + P.CA_1km+ AV_500m	10	92,53	180,11	3,4	0,15
	*U_500m + P.CA_1km+ AV_500m +A_500m	9	84,05	176,68	0	0,85
	Completo	6	77,11	197,04	20,4	
Riqueza de interações	U_500m	12	415,192	501,38	209,2	0
	U_500m + P.CA_1km	11	310,69	400,2	101	0
	U_500m + PCA_1km + AV_500m	10	225,46	319,01	26,8	0
	U_500m + P.CA_1km+ AV_500m +A_500m	9	201,43	300,03	0	0,02
	*U_500m + P.CA_1km+ AV_500m +A_500m + P.CA_2km	8	187,09	292,19	12,2	0,98
	Completo	6	178,51	304,42	12	0

U=cobertura urbana; A= curso d`água; AV= área verde; P.CA= Pastagem/campo aberto.

Efeitos da composição da paisagem sobre as métricas em nível de espécie

Os Modelos Lineares Mistos foram significativos para as variáveis resposta especialização (d') e grau normalizado (ND), tanto para o grupo de plantas como o de insetos (Tabela 3). A cobertura de água a 500 metros influenciou positivamente a especialização (d') e negativamente o grau normalizado para plantas e insetos ao passo que na escala de 2km, influenciou positivamente o grau normalizado para os insetos. A cobertura urbana e de áreas verdes na escala de 500m correlacionaram-se negativamente com o grau normalizado para insetos e plantas, e a cobertura de pastagem/campo aberto na escala de 1 km teve relação negativa com esse índice exclusivamente para os insetos.

O grau normalizado não diferiu ($p = 0,292$) entre insetos ($\bar{x} = 0,074 \pm 0,064$) e plantas ($\bar{x} = 0,074 \pm 0,068$), mas a especialização (d') diferiu entre esses grupos ($p < 0,001$), sendo que as plantas apresentaram valor médios ($\bar{x} = 0,608 \pm 0,301$) e amplitude mais altos do que os registrados para os insetos ($\bar{x} = 0,407 \pm 0,278$) (Figura 3).

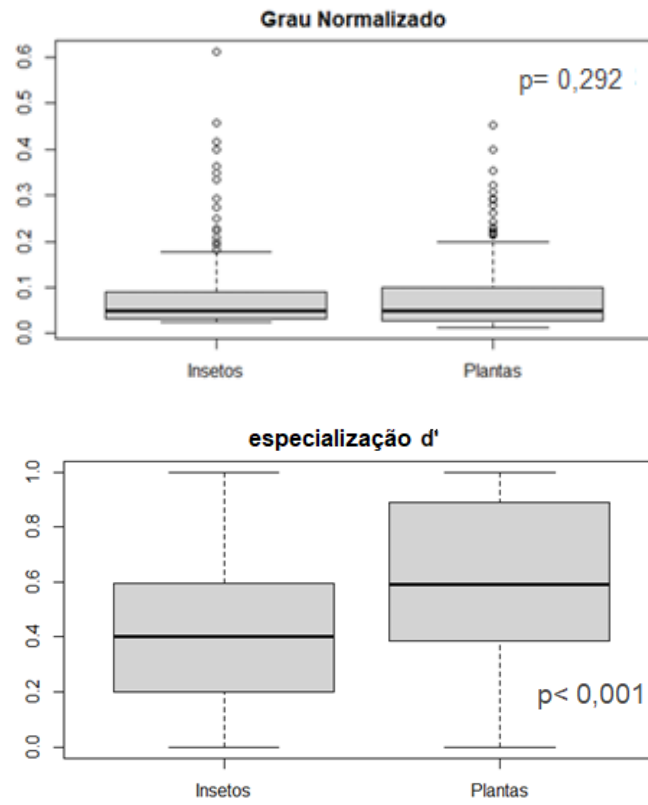


Figura 3. Grau normalizado e especialização (d') para plantas e seus insetos visitantes registrados em remanescentes de Cerrado na área urbana de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

Tabela 3: Resultados dos modelos lineares mistos (LMM) que apresentaram significância para os grupos das plantas e dos insetos. A influência dos componentes da paisagem nas métricas para espécies foi avaliada e os modelos utilizados são apresentados junto aos valores do Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas (AICc), o valor da estatística F, o valor de p e o R² ajustado. Os modelos via seleção AICc são apresentados junto ao valores de LogLik, Δ LogLik, AICc, Δ AICc, Df (grau de liberdade), Weight e p valor. Os melhores modelos estão destacados com asterisco.

Grupo insetos	Modelo	ρ do modelo	Coefficiente	AICc	Valor F	ρ	R ² ajust
Especialização (d')	d' ~ U_500m + AV_2km + AV_500m + A_2Km + A_500m + P.CA_1km + P.CA_2km	0,016	A_500m: 0,105	-1548,6	8,25	0,004	0,024
Grau normalizado (ND)	ND ~ U_500m + AV_2km + AV_500m + A_2Km + A_500m + P.CA_1km + P.CA_2km	<0,0001	U_500 m:- 0,001 AV_500 m:-0,001 A_2km: 0,045 A_500 m:-0,008 P.CA_1km: -0,0006	2164,2	78,05	<0,001 <0,001 0,001 <0,001 0,002	0,309
Comparação de modelos							
	Modelos	LogLik	Δ logLik	AICc	Δ AICc	Df	Weight
Especialização d'	A_2km + A_500m	-86,5	28,6	250,8	0	5	0,995
	*U_500m	-93	22,2	194	10,8	4	0,0045
	AV_500m+ AV_2km	-97	18,2	204,2	21	5	<0,001
	P.CA_2km+ P.CA_1km	-98,4	16,8	206,9	23,7	5	<0,001
	Completo	-115,12	0	250,8	67,6	10	<0,001
Gru normalizado	*U_500 m	778,3	15	-1548,6	0	4	0,998
	A_2km+A_500m	772,5	9,2	-1535	13,6	5	0,001
	AV_500m+AV_2km	766,6	3,3	-1523,1	25,5	5	<0,001
	P.CA_2km+ P.CA_1km	763,3	6,9	-1516,6	32	5	<0,0001

	Completo	763,3	0	1520	28,6	10	<0,001
Grupo plantas	Modelos	ρ do modelo	Coefficiente	AICc	Valor F	ρ	R ² ajust
Especialização (d')	d' ~ U_500m + AV_2km + AV_500m + A_2Km + A_500m + P.CA_1km + P.CA_2km	0,006	A_500m: 0,13 P.CA_1km: -0,002	194,4	19,74	0,012 0,043	0,099
Grau normalizado (ND)	ND ~ U_500m + AV_2km + AV_500m + A_2Km + A_500m + P.CA_1km + P.CA_2km	<0,001	U_500m: - 0,001 AV_500m: - 0,001 A_500m: -0,094	-573	78,05	<0,001 0,019 0,001 <0,001	0,309
Comparação de modelos							
Especialização d'	Modelo	LogLik	Δ logLik	AICc	Δ AICc	Df	Weight
	*A_2km + A_500m	-63,8	23	137,8	0	5	0,955
	U_500m	-70,7	16	149,6	11,8	4	0,002
	P.CA_2km+ P.CA_1km	-70,3	16,5	150,9	13,1	5	0,001
	AV_500m+AV_2km	75,4	11,4	161	23,3	5	<0,001
	Completo	86,8	0	194,4	56,6	10	<0,001
Grau normalizado	U_500m	778,3	15	*-1548,6	0	4	0,998
	A_2km+A_500m	772,5	9,2	-1535	13,6	5	0,001
	AV_500m+AV_2km	766,6	3,3	-1523,1	25,5	5	<0,001
	P.CA_2km+ P.CA_1km	763,3	6,9	-1516,6	32	5	<0,001
	Completo	763,3	0	1520	28,6	10	<0,001

U=cobertura urbana; A= curso d'água; AV- área verde; P.CA= Pastagem/campo aberto.

Medidas de Beta diversidade e efeitos do isolamento sobre a substituição de interações

A diversidade beta média levando em consideração todas as redes foi: (β_U) = 0,58; \pm 0,173 ($\bar{x} \pm$ sd) para polinizadores e (β_L) = 0,45; \pm 0,206 para as plantas, indicando substituição de espécies mediana entre as áreas de Cerrado estudadas. Mais da metade dos pares de áreas (61,9%) com valores de $\beta_L > 60\%$ pertencem a diferentes grupos (urbanas e seminaturais). Porém, o teste t mostrou que não houve diferença significativa entre as redes de locais urbanos e seminaturais para nenhum dos componentes de beta diversidade avaliados: (β_L : t= 1,124; p= 0,267); (β_U : t= 0,893; p=0,376); (β_{WN} : t= -0,953; p= 0,346); (β_{OS} : t=1,359; p=0,181) e (β_{ST} : t= -1,287; p= 0,205).

Os gráficos NMDS (Figura 4) revelaram certa sobreposição da beta diversidade para áreas urbanas e seminaturais, indicando que essas categorias de áreas são pouco dissimilares quanto as espécies e interações; contudo essa sobreposição ocorre em maior grau para a beta diversidade de interações (β_{WN}). Os gráficos NMDS para beta diversidade de plantas e polinizadores tiveram um valor de Stress $> 0,2$ e, portanto, não foram utilizados por não representarem bem a dissimilaridade real entre as áreas.

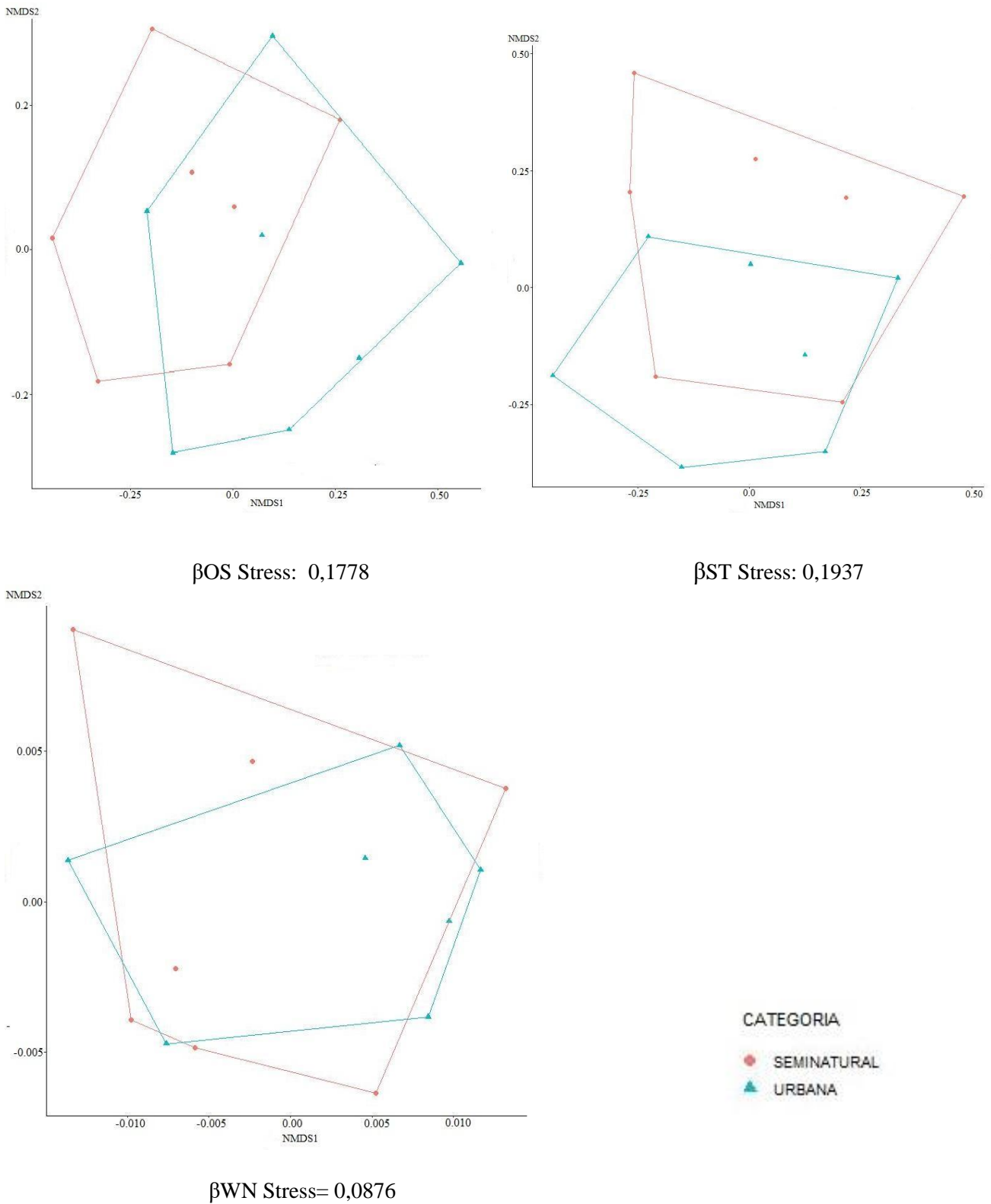


Figura 4. Gráficos NMDS para dissimilaridade de interações entre espécies compartilhadas (β OS), dissimilaridade de espécies de plantas e polinizadores (β ST) e dissimilaridade de interações (β WN), em áreas seminaturais e urbanas do município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

Ao analisar a diversidade beta entre as 14 redes locais, o rearranjo das interações entre espécies compartilhadas (β OS) não explicou a substituição das interações estabelecidas nas redes (β WN) ($F=0,517$; $R^2= 0,005$; $p=0,473$). Porém, a substituição de espécies (β ST) explicou 65% de β WN ($F=1,655$; $R^2=0,65$; $p=2,2^{-16}$); ou seja, a substituição de interações entre os polinizadores e as plantas ocorreu pela mudança na composição de espécies entre áreas (Figura 5).

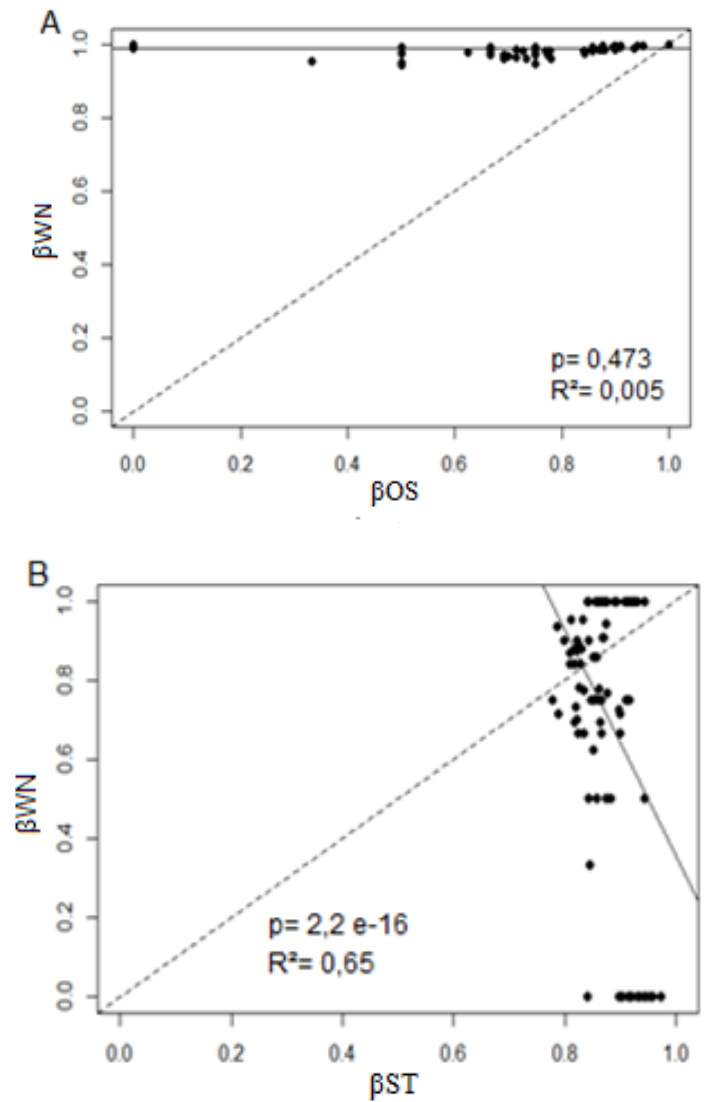


Figura 5. Beta diversidade de espécies e interações entre os 14 remanescentes urbanos de Cerrado amostrados no município de Campo Grande. (A) Efeito do componente re-arranjo das interações (β_{OS}) sobre a beta diversidade de interações (β_{WN}). (B) Não houve efeito do componente substituição de espécies (β_{ST}) sobre a beta diversidade de interações (β_{WN}). A linha contínua representa a tendência da reta da regressão e a linha tracejada representa a relação direta entre as variáveis, onde “ $y=x$ ”

Estrutura e papéis das espécies na metarede

A metarede foi composta por 132 espécies de plantas e 238 de polinizadores. Apresentou onze módulos, padrão aninhado (NODF = 8,628), baixas Especialização ($H_2' = 0,280$) e Modularidade ($M = 0,181$) (Tabela 1, Figura 6).

Quatro espécies de plantas, 16 de abelhas, três espécies de borboletas e duas de moscas atuaram como conectoras entre módulos ($c > 0,62$, $z < 0,25$); quatro espécies de abelhas e uma de borboleta atuaram como conectoras dentro dos módulos ($c < 0,62$, $z > 0,25$) e duas espécies de abelhas atuaram como conectoras de rede ($c > 0,62$, $z > 0,25$). O restante das espécies atuou como periférica (Tabela 4).

As abelhas *Apis mellifera* e *Scaptotrigona* sp. foram as mais centrais da rede, conectando espécies dentro do mesmo módulo e espécies entre diferentes módulos. *Apis mellifera* foi o visitante floral com maior número de links na rede ($n=50$), apresentando alto valor de grau normalizado (ND=1) e valor intermediário de especialização ($d' = 0,48$). Por outro lado, *Scaptotrigona* sp visitou 17 espécies de plantas, apresentando baixos valores de grau normalizado (ND= 0,34) e especialização ($d' = 0,284$) (Tabela 4).

Dentre as plantas, quatro espécies atuaram como conectoras entre módulos: *Baccharis dracunculifolia* DC, *Davilla elliptica* St.-Hil., *Solanum paniculatum* L. e *Hyptidendron canum* (Pohl ex Benth) Harley, e duas espécies atuaram como conectoras dentro de seus módulos: *Helicteres denticulenta* Cristóbal e *Vernonanthura brasiliiana* (L.) H. Rob. (Tabela 4).

Tabela 4. Espécies que desempenharam papel central na metarede, atuando como conectoras entre módulos ($c > 0,62$, $z < 2,5$), conectoras dentro de módulos ($c < 0,62$, $z > 2,5$) e conectoras de rede ($c > 0,62$, $z > 2,5$) (conforme Olesen et al. 2007), nos remanescentes de Cerrado em ambiente urbano de Campo Grande.

Papel na rede	Espécie	Grupo	Valor de c e z	Grau norma lizado	Especialização (d')
Conector entre módulos	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	Planta	c= 0,662; z= -0,746	0,16	0,323
	<i>Davilla elliptica</i>	Planta	c=0,744; z= -0,571	0,18	1,0
	<i>Solanum paniculatum</i>	Planta	c= 0,623; z= -0,982	0,18	0,888
	<i>Hyptidendron canum</i>	Planta	c= 0,697; z= -0,477	0,14	0,462
	<i>Augochlora braziliensis</i>	Abelha	c= 0,711; z= 0,118	0,1	0,318
	<i>Centris analis</i>	Abelha	c= 0,675; z=0,009	0,14	0,219
	<i>Ceratinula</i> sp2.	Abelha	c= 0,724; z= 1,543	0,24	0,272
	<i>Coelioxys</i> sp2.	Abelha	c= 0,635; z= 0	0,08	0,448
	<i>Neocorynura atromarginata</i>	Abelha	c= 0,672; z= -0,322	0,1	0,32
	<i>Dialictus</i> sp	Abelha	c= 0,741; z= 1,806	0,24	0,606
	<i>Exomalopsis</i> sp2.	Abelha	c= 0,634; z= 1,348	0,34	0,272
	<i>Trigona spinipes</i>	Abelha	c= 0,584; z= 3,255	0,54	0,44
	<i>Florillegus melectoides</i>	Abelha	c= 0,821; z= -0,123	0,28	0,44
	<i>Melissoptila</i> sp1..	Abelha	c= 0,730; z= -0,375	0,1	0,249
	<i>Tetrapedia</i> sp.	Abelha	c= 0,645; z=0,035	0,14	0,436
	<i>Paratrigona lineata</i>	Abelha	c= 0,629; z= 2,07	0,16	0,196
	<i>Tetragona clavipes</i>	Abelha	c= 0,781; z= 0,079	0,24	0,574
	<i>Exomalopsis</i> sp3.	Abelha	c= 0,622; z= -0,78	0,06	0,566
	<i>Hylaeus</i> sp2.	Lepidoptera	c= 0,661; z= 1,122	0,2	0,619
	<i>Hesperidae</i> sp2.	Lepidoptera	c= 0,66; z=-0,27	0,08	0,595
<i>Hesperidae</i> sp4.	Lepidoptera	c= 0,719; z= 0,295	0,16	0,512	
<i>Stalachtis phlegia</i>	Lepidoptera	c= 0,649; z= 0,707	0,16	0,142	
<i>Syrphidae</i> sp2.	Diptera	c= 0,648; z= -0,189	0,18	0,569	
<i>Syrphidae</i> sp3.	Diptera	c= 0,81; z= -0,115	0,24	0,737	
<i>Syrphidae</i> sp6.	Diptera	c= 0,816; z=-0,887	0,14	0,233	
Conector dentro de módulos	<i>Helicteres denticulata</i>	Planta	c= 0,048; z= 3,019	0,2	0,836
	<i>Vernonanthura brasiliiana</i>	Planta	c= 0,415; z= 2,893	0,58	0,409
	<i>Hesperidae</i> sp1.	Lepidoptera	c= 0,443; z= 4,162	0,2	0,272
	<i>Paratrigona lineata</i>	Abelha	c= 0,587; z= 3,905	0,64	0,336

	<i>Tetragonisca angustula</i>	Abelha	c= 0,394; z= 3,891	0,44	0,408
	<i>Trigona spinipes</i>	labelha	c= 0,584; z= 3,255	0,54	0,448
	<i>Trigona</i> sp.	Abelha	c= 0,232; z= 2,976	0,22	0,346
Conector de rede	<i>Apis mellifera</i>	Abelha	c= 0,732; z= 5,645	1,0	0,480
	<i>Scaptotrigona</i> sp.	Abelha	c= 0,671; z= 3,361	0,34	0,284

Isolamento dos remanescentes e substituição de interações em relação à metarede

A dissimilaridade total de interações (β WN) das redes locais em relação à metarede foi alta ($0,948 \pm 0,046$, média \pm desvio padrão). Essa alta dissimilaridade foi explicada em proporções semelhantes pela substituição de interações entre espécies compartilhadas (β OS) ($0,428 \pm 0,094$) e pela substituição de espécies (β ST) ($0,508 \pm 0,109$). Também houve grande variação na composição de espécies de polinizadores (β U) ($0,858 \pm 0,082$) e de plantas (β L), ($0,844, \pm 0,084$) entre redes locais e metarede. O teste t de Student mostrou que não houve diferença para os grupos de áreas seminaturais e urbanas com relação a nenhuma das medidas de beta diversidade referentes às redes locais e a metarede (β U: $t=-1,096$; $p=0,08$), (β L: $t=-0,893$; $p=0,389$); (β S: $t=-1,238$; $p=0,239$); (β OS: $t=-0,663$; $p=0,519$), (β WN: $t=-1,830$; $p=0,092$), (β ST: $t=-0,133$; $p=0,895$).

Ao analisar os valores da beta diversidade das redes locais em relação à metarede, observamos que não houve efeito do isolamento sobre a beta diversidade de espécies de polinizadores (β U) ($p=0,675$; $R^2=0,015$) e de plantas (β L) ($p=0,259$; $R^2=0,259$), beta diversidade de interações (β WN) ($p=0,668$; $R^2=0,015$) e substituição de espécies (β ST) ($p=0,0507$; $R^2=0,29$). Porém, verificamos que com o aumento do isolamento, ocorreu também um aumento do rearranjo das interações (β OS) das espécies compartilhadas entre as redes locais e a metarede ($p=0,034$; $R^2=0,32$) (Figura 7).

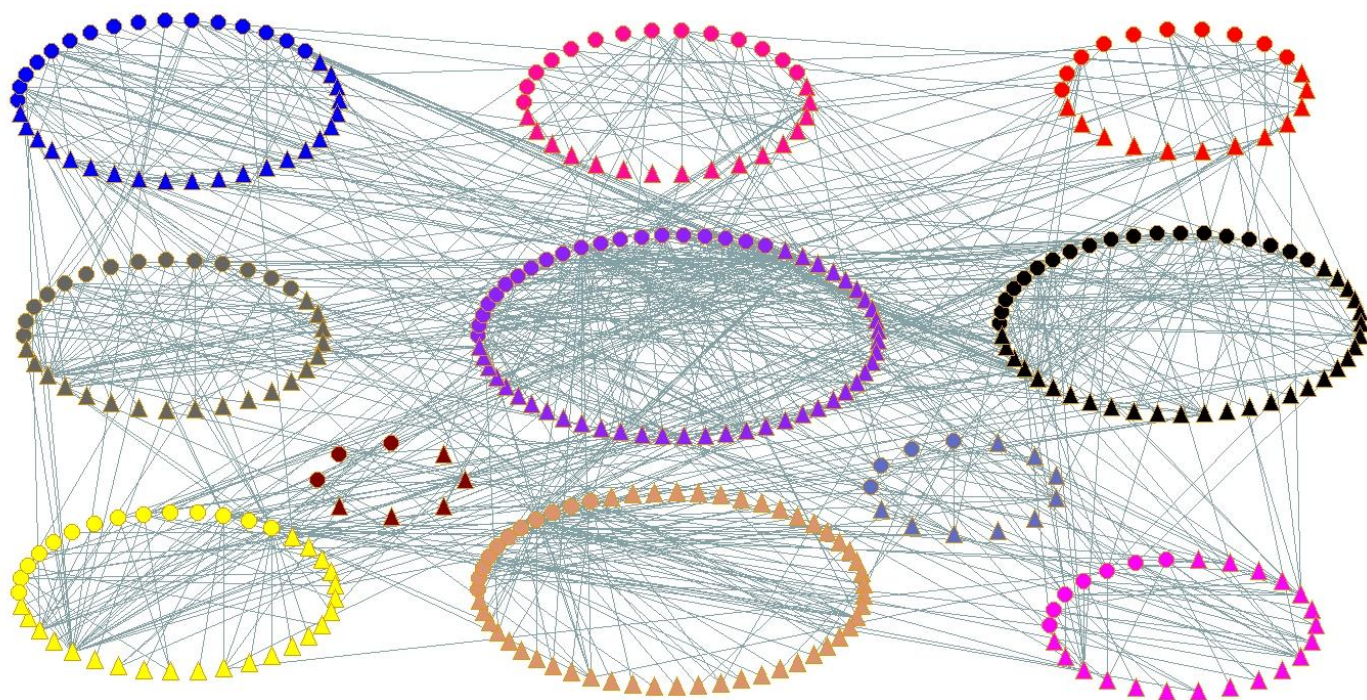


Figura 6. Representação da metarede incluindo as interações entre polinizadores e plantas dos 14 remanescentes de Cerrado amostrados no município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. As espécies de polinizadores e de plantas são representadas por triângulos e círculos, respectivamente. As cores dos vértices indicam cada módulo da rede.

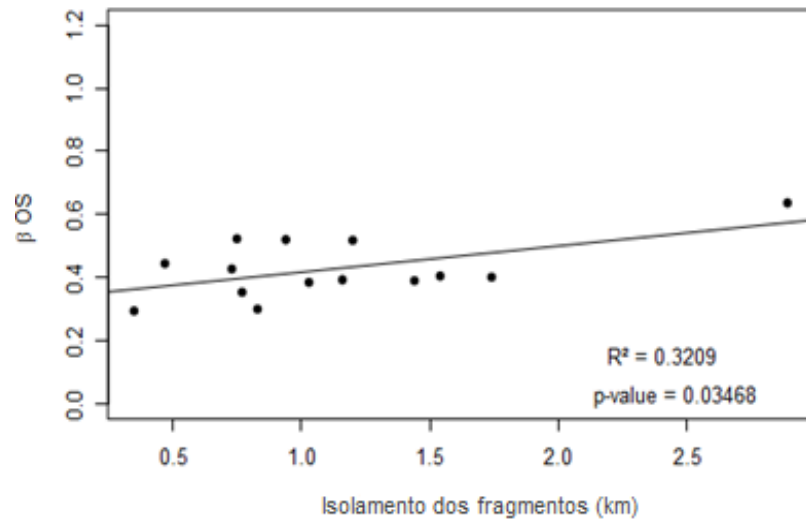


Figura 7: Efeito do isolamento dos 14 remanescentes de Cerrado sobre o rearranjo das interações das espécies compartilhadas (β OS) entre as redes locais e a metarede na área urbana de Campo Grande.

Discussão

Estrutura das redes de interação

A estrutura das redes de interação polinizador-planta em remanescentes urbanos de Cerrado em Campo Grande se assemelha ao padrão geralmente encontrado para as redes mutualísticas, que tendem a ser aninhadas e com baixa modularidade (Vázquez et al. 2009). No entanto, os valores dessas métricas foram relativamente baixos se comparados a outras redes polinizador-planta em áreas urbanas (Jędrzejewska-Szmek & Zych 2013, Zotarelli et al. 2014, Prendergast & Ollerton 2021). Sabe-se que os atributos estruturais das redes podem influenciar sua estabilidade e robustez em resposta às alterações ambientais, incluindo as antrópicas (Bascompte et al. 2003). Assim, o aninhamento, a conectividade entre as espécies e a assimetria geram núcleos coesos que podem ajudar a resistir a perda de espécies, uma vez que as espécies mais ligadas desempenham importante papel na estabilidade da rede, sendo o seu núcleo o último grupo de relações perdidas em resposta à distúrbios, como ocorre no processo de perda de habitat (Bascompte 2003, Bascompte 2009, Aizen et al. 2012, Gruchowski-Woitowicz et al. 2020).

A baixa modularidade detectada em todas as redes locais sugere o predomínio de interações generalistas, o que poderia ser esperado, dado que os remanescentes estudados ocorrem em ambiente urbano (Biesmeijer et al. 2006, Geslin et al. 2013, Johnson et al. 2017). De fato, com exceção da área 14, que apresentou alto valor de especialização H_2' , os demais apresentaram baixos valores desse índice, reforçando a ideia de que as interações generalizadas foram mais frequentes nas redes (Blüthgen et al. 2006). Isso acontece porque em ambientes alterados, as espécies de polinizadores especialistas têm sua abundância diminuída, enquanto as espécies generalistas, mais adaptadas a perturbações, tendem a aumentar sua abundância (Ferreira et al. 2015).

Efeitos das coberturas de solo nas métricas de redes

O aumento da proporção de cursos d'água em escala proximal (500 metros), levou a redes mais especializadas, tendo em vista que essa variável se correlacionou negativamente com o aninhamento, e positivamente com a especialização (H_2'). Ambientes associados a cursos d'água apresentam elevada heterogeneidade ambiental, o que pode ter efeitos sobre a estrutura da vegetação, oferecendo maior variedade de sítios para abrigo e nidificação dos insetos polinizadores, proporcionando condições adequadas para diferentes espécies (Rodrigues & Nave 2000). Portanto, em resposta à alta disponibilidade de recursos, pode ocorrer maior diferenciação de nichos, resultando em níveis mais altos de especialização (Fründ et al. 2010). Um resultado que confirma que a presença de curso d'água em escala proximal favoreceu as comunidades de plantas e insetos polinizadores, é que o aumento desse tipo de cobertura na paisagem levou ao aumento da riqueza de interações (Tabela 2).

O perímetro urbano de Campo Grande apresenta muitas áreas de pastagem/campo aberto. As pastagens são constituídas principalmente por gramíneas forrageiras e o campo aberto é composto por solo exposto e terrenos abandonados e/ou dominados por plantas ruderais, que são, em sua maioria, espécies exóticas com crescimento rápido e vigoroso. As espécies de gramíneas invasoras podem inibir o estabelecimento de outras plantas, incluindo muitas espécies nativas, afetando assim a composição das comunidades vegetais (Dias-Filho, 2006, Cheung et al. 2009). No presente estudo, o aumento das áreas de pastagem/campo aberto na escala de 1 km levou à redução da especialização (H_2') das redes, o que pode resultar da baixa riqueza de tipos vegetacionais nesses locais. De semelhante modo, o estudo de Hachuy-Filho et al (2020), constatou que a presença de uma espécie de grama exótica invasora teve efeitos sobre as interações entre plantas-polinizadores, levando à uma diminuição na especialização da rede. Portanto, esse resultado era esperado, uma vez que é conhecido que a abundância de abelhas especialistas pode ser afetada pela riqueza de espécies vegetais (Biesmeijer et al. 2006, Bendel et

al. 2019).

Efeitos das coberturas de solo sobre as métricas das espécies

A presença de cursos d'água em escala de 500 metros favoreceu a especialização (d') e levou à redução do grau normalizado tanto para plantas como para os insetos visitantes. Embora não tenham sido encontrados estudos que investiguem a influência de corpos d'água na paisagem sobre a estrutura das redes de interação entre polinizadores e plantas, é conhecido que a presença desse elemento de paisagem favorece a diversidade, uma vez que normalmente estão associados à presença de matas, que representam áreas com maior oferta de recursos florais (Rodrigues & Nave 2000) e de locais de nidificação para polinizadores (Rebêlo & Garófalo 1997, Guimarães et al. 2002), conferindo maior heterogeneidade à paisagem, conforme mencionado anteriormente. Esses fatores podem explicar a presença de espécies especialistas e, portanto, a maior especialização das redes em paisagens contendo cursos d'água em escalas menores. De fato, já foi demonstrado que o aumento na riqueza de espécies vegetais, favorece o estabelecimento de espécies de abelhas oligoléticas (Biesmeijer et al. 2006), tendo sido observada relação positiva entre a riqueza de espécies de vespas e abelhas solitárias especialistas e a riqueza de plantas em ambientes seminaturais, agrícolas e urbanos (Geslin et al. 2013). No entanto, em escalas mais amplas (2km), a presença de cursos d'água teve um efeito oposto sobre o grau normalizado dos insetos, que tendeu a aumentar junto às proporções dessa cobertura. Porém, os cursos d'água ocuparam pequenas proporções da paisagem, sendo essas ainda mais reduzidas ao considerar a escala de 2km. Portanto, o resultado obtido provavelmente está relacionado ao efeito sinérgico que a composição da paisagem na maior escala exerce sobre os insetos, levando em conta que as respostas de populações animais podem ser determinadas pela heterogeneidade das paisagens (Ostfeld 1992).

O grau normalizado, que é também uma medida de generalização das espécies, tendeu a

diminuir para plantas e polinizadores com o aumento de áreas verdes em escala de 500 metros. Isso indica que o aumento dessa cobertura em escalas menores da paisagem leva ao aumento de interações mais especializadas. E poderia ser explicado pelo fato de polinizadores com requisitos estreitos de habitat, e com pouca flexibilidade para se adaptar a alterações do ambiente, tenderem a declinar mais do que espécies generalistas (Didham et al. 1996, Gathmann & Tscharrntke 2002, Biesmeijer et al. 2006, Bates et al. 2011). Porém, não somente as áreas verdes, mas também as áreas urbanas, na mesma escala, correlacionaram-se negativamente à generalização das espécies de plantas e insetos, ou seja, ao aumentar esse tipo de cobertura, os visitantes florais também visitaram proporcionalmente menos espécies de plantas que estavam disponíveis. Isso demonstra a importância de ambos os tipos de cobertura para a manutenção de interações especializadas na paisagem, o que fica ainda mais evidente ao observarmos o aumento da riqueza de insetos, plantas e interações junto a esses dois tipos de cobertura.

Já é conhecido que paisagens com maiores proporções de áreas naturais tendem a possuir comunidades de visitantes florais mais diversas (Steffan-Dewenter et al. 2002, Henning & Ghazoul 2011, Zanette et al. 2005, Ferreira et al. 2015). Entretanto, outros estudos sobre os efeitos da composição da paisagem nas interações entre polinizadores e plantas que incluíram cobertura urbana ou suburbana em suas análises, concluíram que a heterogeneidade de ambientes, considerando também esse tipo de cobertura na paisagem, é importante e positivamente relacionada à abundância e à riqueza de polinizadores (i.e., Moreira et al. 2015, Boscolo et al. 2017, Lázaro & Alomar 2019). De fato, em escala proximal, proporções intermediárias (entre 0 e 40%) de cobertura por ambientes antrópicos podem estar associadas ao aumento da diversidade da paisagem, favorecendo indiretamente a manutenção de maior diversidade de visitantes florais (Moreira et al. 2015). Isso deve ocorrer pois estruturas relacionadas à ambientes antrópicos, como os telhados de habitações e os jardins, podem ser usados pelas abelhas para fazer ninhos e como fonte de recursos florais, respectivamente (Boscolo et al. 2017). Portanto, até mesmo a cobertura urbana, ocorrendo combinada a outros tipos de cobertura, pode favorecer essas comunidades, de

forma a comportar maior diversidade de polinizadores, incluindo os mais especialistas, desde que haja espécies de plantas com características que atendam a sua demanda (Harrison & Winfree 2015). Em estudo realizado em ambiente urbano na Alemanha, maior especialização também foi registrada para redes de ambiente urbano comparativamente às de áreas agrícolas e isso foi explicado pelas mudanças no comportamento de forrageamento dos insetos visitantes em locais urbanos em função da alta riqueza de flores que existem nesses ambientes (Theodorou et al. 2017). De fato, muitas vezes os jardins com espécies de plantas cultivadas, podem oferecer grande concentração desses recursos (Taura & Laroca 1991). Além disso, em locais urbanos é comum a retirada de colônias de *Apis mellifera*, o que pode contribuir para a permanência de outras espécies de abelhas, como as espécies sem ferrão (Tishler 1973). Muitas espécies de Meliponíneos e de abelhas solitárias, também utilizam espaços vazios em fendas e buracos nas áreas concretadas de muros, paredes, calçadas e materiais inerentes à construção civil para a construção dos seus ninhos (Taura & Laroca 1991, Krombein 1967).

A paisagem de pastagens/campo aberto é dominada por solo exposto ou por plantas ruderais e gramíneas, que oferecem baixa riqueza e abundância de recursos florais. O aumento da proporção desse tipo de paisagem na escala de 1 km esteve inversamente relacionado ao grau normalizado dos insetos. Isso provavelmente ocorreu porque essa cobertura também esteve relacionada positivamente com a riqueza de espécies de plantas dos remanescentes de Cerrado amostrados, o que faz com que os polinizadores visitem uma proporção menor das espécies disponíveis (Schleuning et al. 2012, Vamosi et al. 2014).

Diferentemente dos insetos, as espécies de plantas apresentaram menor especialização (d') com o aumento da pastagem/campo aberto na paisagem, ou seja, interagiram com maior número de visitantes. Isso poderia ser explicado pelo fato de essa cobertura ter levado também a maior à riqueza de insetos nos remanescentes amostrados. Esse tipo de cobertura é desfavorável para nidificação e obtenção de recursos por parte polinizadores, como mencionado anteriormente; portanto, o aumento de sua proporção na paisagem, pode ter feito com que os insetos

polinizadores procurassem as áreas de Cerrado para forragearem. Sabe-se que as abelhas, por exemplo são propensas a buscar recursos florais mais distantes à medida em eles se tornam escassos (Danner et al. 2016).

Medidas de beta diversidade

Levando em conta que a riqueza e a composição de espécies de polinizadores dependem da comunidade vegetal local e podem ser influenciadas pela paisagem circundante (Oliveira et al. 2015, Noreika et al. 2019), o fato de não termos detectado diferenças na beta diversidade de espécies e interações entre as áreas urbanas e seminaturais, nem entre as redes locais e a rede agregada (metarede), pode ter ocorrido porque todas as áreas estão inseridas na zona urbana da cidade e sofrem algum grau de perturbação antrópica, como já mencionado.

A mudança na composição de espécies (β ST) foi o componente que explicou 65% da rotatividade de interações estabelecidas nas redes (β WN), evidenciando que as interações entre polinizadores e plantas nos remanescentes urbanos de Cerrado em Campo Grande são altamente influenciadas pela grande variação existente na composição de espécies entre as áreas. A mudança na composição de espécies foi também o componente que melhor explicou a substituição de interações entre habitats distintos no Pantanal (Souza et al. 2021), indicando que ela é capaz de alterar a distribuição e ocorrência de interações na paisagem (Trøjelsgaard et al. 2015, Souza et al. 2021).

A composição de espécies de polinizadores e plantas depende de vários fatores, como tolerância ambiental, fenologia e capacidade de dispersão dos visitantes florais (Trøjelsgaard et al. 2015, Noreika et al. 2019). Assim, poderia ser esperado que essa composição variasse entre áreas, visto que os remanescentes estudados incluem diferentes fitofisionomias de Cerrado, de modo que ocorre variação na diversidade de espécies da vegetação e, possivelmente também dos visitantes florais. De fato, outros estudos constataram que as interações planta-polinizador podem

variar, até mesmo para polinizadores especializados, dependendo da presença e abundância de espécies vegetais (Petanidou et al. 2008, Fründ et al. 2010).

O rearranjo de interações entre espécies compartilhadas entre as redes locais e a metarede (β OS) indicou que, em média 57,2% das interações potenciais não foram realizadas nas redes locais. Isso sugere que os polinizadores foram capazes de responder, localmente, às variações ambientais por meio de mudanças no uso dos recursos, reduzindo suas potenciais interações (Noreika et al. 2019). Essa plasticidade nas redes de interação plantas-polinizadores pode ser importante para a manutenção e resiliência do ecossistema, frente a distúrbios ambientais, como os que ocorrem em ambientes urbanos.

Efeitos do isolamento dos remanescentes sobre a substituição de interações

O isolamento dos remanescentes afetou apenas o rearranjo de interações (β OS), indicando que nos mais isolados, as interações entre as espécies compartilhadas com a metarede se diferenciam mais do que aquelas que ocorrem nos menos isolados. Isso poderia sugerir que o isolamento pode levar a alterações ambientais que afetam o funcionamento de processos biológicos e as interações entre os organismos (Didham et al. 1996, Hunter 2002), o que resultaria em mudanças nos parceiros de interação. Em um estudo realizado em campos rupestres de Minas Gerais, o isolamento entre os remanescentes se relacionou positivamente com a beta diversidade de interações (β WN), com o rearranjo de interações entre espécies compartilhadas (β OS) e com a beta diversidade de plantas (Carstensen et al. 2014). Por outro lado, em estudos conduzidos em prados montanhosos nos Estados Unidos não foi verificado nenhum efeito do isolamento sobre a substituição de interações (Burkle & Alarcón, 2011, Jones et al. 2019). A composição de espécies local e/ou a distribuição de plantas podem ser afetadas pelo isolamento dos habitats (Cagnolo et al. 2009, Potts et al. 2006), podendo alterar, por sua vez, a fenologia e a oferta de recursos (néctar e/ou pólen) na comunidade, o que influencia, muitas vezes no comportamento e

padrões de deslocamento dos polinizadores (Aizen & Feizinger 1994, Gaston 2000). Estudos em áreas urbanas sugerem que, com base na teoria de forrageamento ótimo (Pyke 1980), os polinizadores que chegam em habitats mais isolados, podem alterar seu comportamento de visitação para compensar os custos de tempo e energia para se deslocar para outras áreas, normalmente visitando mais inflorescências por tempos mais longos e aumentando a distância das flores visitadas (Cheptou & Avendaño 2006, Andrieu et al. 2009). Além disso, as espécies especialistas que tem baixa capacidade de dispersão e que ocorrem em habitats fragmentados, podem passar a se comportar como generalistas para persistirem nestes locais mais isolados (Ashworth et al. 2004, Wise 2009). Dessa forma, nossos resultados indicam que as espécies compartilhadas entre as redes locais e a metarede modificaram seus parceiros de interação, possivelmente em função das alterações advindas do isolamento dos remanescentes de Cerrado.

Papéis das espécies na metarede

As espécies de plantas que foram mais centrais na rede apresentaram atributos atrativos aos visitantes florais, como flores numerosas (*Baccharis dracunculifolia*, *Hyptidentron canum*, *Vernonanthura brasiliana*), odor adocicado (*Solanum paniculatum*, *Baccharis dracunculifolia*, *Vernonanthura brasiliana*) (Ribeiro et al 2007, Garcia et al. 2008), grande quantidade de néctar (*Helicteris denticulenta*) (Franceschinelli 2005, Cristóbal 2001) ou pólen (*Davilla elliptica*) (Joly 1987), flores de coloração contrastante com a vegetação, como amarelo (*Davilla elliptica*), violeta pálido (*Solanum paniculatum*), púrpura (*Hyptidentron canum*) ou vermelho-alaranjado (*Helicteris denticulenta*). Além disso, as espécies *Vernonanthura brasiliana* e *Davilla elliptica* ofereceram recursos florais para os insetos durante a estação seca, período de menor disponibilidade de flores (Monasterio & Sarmiento 1976).

Apis mellifera e *Scaptotrigona* sp. foram as espécies mais centrais na metarede, atuando como conectoras de rede (“*network hubs*”). A abelha *A. mellifera*, além de ter sido o visitante

mais frequente, interagiu com 37,87% das espécies de plantas; já *Scaptotrigona* sp. visitou 12,97%. O hábito generalista, o comportamento agressivo de defesa dos recursos florais, a alta capacidade de enxameação, a maior tolerância a variações climáticas e a maior resistência a pragas e patógenos (Moreti et al. 1996, Freitas 1991), são características que favorecem o estabelecimento das abelhas *A. mellifera* em ambientes perturbados, como o urbano. De fato, essa espécie exótica tem sido detectada como conectora de rede em outros estudos realizados em ambientes urbanos (e.g. Nascimento et al. 2020, Jędrzejewska-Szmek & Zych 2013). Porém, devido a sua alta capacidade de competição por recursos como néctar e pólen, ela pode impactar negativamente os polinizadores nativos (Valido et al. 2019), podendo exercer fortes efeitos sobre a estrutura de redes de interação na presença de espécies nativas (Traveset & Richardson 2006, Giannini et al. 2015). Em uma compilação de 86 estudos avaliando as interações planta-polinizador em ambientes urbanos no Brasil, *A. mellifera* foi a espécie que visitou o maior número de espécies de plantas (Nascimento et al. 2020). O número elevado de parceiros de interação aqui registrado para essa abelha foi também observado em ambientes naturais onde, dentre as 54 redes de polinização em ela foi registrada, em 17 foi o visitante floral mais frequente e, em 14, visitou o maior número de espécies de plantas (Hung et al. 2018). O fato de ter sido registrada em todas as 14 áreas amostradas provavelmente ocorreu pois é uma espécie que se estabelece bem no ambiente urbano por possuir colônias populosas, maior tamanho corporal, forte comportamento de defesa e por ser eficiente na coleta de recursos oferecidos por diferentes espécies vegetais, mesmo naquelas espécies com morfologias florais restritivas (Laroca 1970, Roubick, 1980).

As espécies do gênero *Scaptotrigona*, são abelhas sociais, sem ferrão da tribo Meliponini e também formam colônias perenes, populosas e agressivas na defesa do ninho (Michener, 2007). Apesar de seus ninhos serem geralmente construídos em ocos de árvores ela pode estar presente em ambiente antrópico (Pirani & Cortopassi Laurino 1994) e, no presente estudo, também visitou uma ampla variedade de espécies botânicas. Isso sugere que essa espécie também apresenta

capacidade de se adequar às variações na oferta de alimentos, inclusive na presença de competidores (Freitas 1991) como *A. mellifera*.

Conclusão

Ainda que muitos dos remanescentes de Cerrado estudados sejam circundados por áreas bastante urbanizadas, eles parecem ser importante fonte de recursos para os polinizadores, uma vez que abrigaram muitas espécies de plantas e insetos polinizadores. Espécies de hábitos arbustivo e sub-arbustivo desempenharam papéis centrais nas redes de interação, reforçando a relevância desses tipos de plantas na paisagem urbana. A abelha exótica *A. mellifera* foi visitante frequente e desempenhou papel central nas redes, concordando com muitos estudos realizados em áreas urbanas. Observamos que as redes podem se tornar mais especializadas com o aumento cobertura de áreas verdes, cursos d'água, e áreas urbanas em escala proximal (500m). A presença de áreas de pastagem/campo aberto na paisagem pode resultar em maior grau de generalização das redes, devido à baixa diversidade de plantas. Porém detectamos uma tendência de aumento na riqueza de interações e maior especialização dos insetos polinizadores em remanescentes com o aumento dessa cobertura. Portanto, ao olhar para a paisagem como um conjunto de mosaicos integrados de diferentes tipos de habitats e usos da terra, os resultados aqui obtidos demonstraram a importância das diferentes coberturas de solo no perímetro urbano de Campo Grande, já que todas elas, em pelo menos uma escala, levaram ao aumento da riqueza de interações. Observamos também que a mudança na composição de plantas e polinizadores entre os remanescentes foi o fator determinante para a substituição das interações estabelecidas nas redes, corroborando a importância da diversidade de espécies existentes nas fitofisionomias de Cerrado presentes na cidade. Demonstramos ainda que o isolamento das redes locais levou a mudanças nas interações de espécies compartilhadas com a metarede, indicando que a conectividade entre os remanescentes de Cerrado também é necessária para a manutenção das interações. As

características do habitat local podem ter tido efeito direto nas interações observadas, portanto, amostragens realizadas nas diversas matrizes da paisagem podem ser eficientes para detectar o efeito de cada tipo de cobertura de solo nas redes de interação plantas-polinizadores.

Capítulo 2

Influência da composição da paisagem sobre a diversidade funcional de plantas e abelhas em remanescentes urbanos de Cerrado

Resumo

A análise da diversidade funcional traz informações complementares aos descritores ecológicos tradicionais (como riqueza e diversidade), contribuindo para o entendimento de como os padrões e processos ecológicos da organização dessas comunidades são afetados por mudanças na paisagem. Assim, tendo em vista a necessidade do monitoramento da biodiversidade frente a distúrbios antrópicos e a compreensão de como estas respostas podem interferir na funcionalidade dos ecossistemas, nós avaliamos as características funcionais de espécies de plantas e das abelhas que visitam suas flores em 14 remanescentes urbanos de Cerrado de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Para isso, analisamos se os traços funcionais das plantas e abelhas, bem como os componentes de diversidade funcional (riqueza, uniformidade e divergência funcional) desses grupos são afetados pelo isolamento dos remanescentes e pelos tipos de cobertura de solo em três escalas espaciais. Avaliamos também se a riqueza funcional das plantas e abelhas está relacionada à riqueza das espécies. Os resultados mostraram que a composição da paisagem e a qualidade das áreas de Cerrado podem influenciar a diversidade funcional das comunidades de plantas e abelhas. Para as abelhas, o aumento da cobertura de pastagens/campos abertos na escala de 2 km levou à redução da divergência funcional. Para as plantas, o aumento de pastagem/campo aberto na escala de 2 km, levou à diminuição da riqueza funcional, enquanto que o aumento das áreas verdes na escala de 2 km levou à diminuição da uniformidade funcional e da divergência funcional. Foi detectado ainda efeito negativo da cobertura de água à 500 metros sobre a divergência funcional. As áreas com entorno menos urbanizado tiveram maior riqueza funcional e divergência funcional de abelhas do que as áreas com entorno mais urbanizado, embora não tenha

havido diferenças para riqueza, abundância e diversidade de espécies de abelhas e plantas entre essas duas categorias. Esses resultados indicam que as áreas com menor influência da urbanização, apresentam mais grupos funcionais e maior diferenciação de nichos, reforçando a importância da conservação desses espaços dentro do perímetro urbano da cidade. A paisagem de entorno dos pontos de amostragem influenciou também no tamanho das abelhas, que tenderam a ser maiores em remanescentes circundados por paisagem com maior cobertura urbana. Os dados aqui apresentados indicam que a urbanização pode afetar as comunidades de plantas e abelhas de remanescentes urbanos de Cerrado, através de modificações na frequência dos atributos das espécies componentes, com possíveis efeitos sobre as interações entre esses grupos.

Abstract

The analysis of Functional Diversity provides complementary information to the traditional ecological descriptors (such as richness and diversity), contributing to the understanding on how the ecological patterns and processes of community organization are affected by changes in the landscape. In this sense, given the need to monitor biodiversity in the face of anthropogenic disturbances and the understanding of how these responses can interfere with the functionality of ecosystems, we evaluated the traits of plants and of the bees that visit their flowers in 14 Cerrado remnants distributed in the urban area of Campo Grande, Mato Grosso do Sul. For this purpose, we analyzed whether the functional traits of plants and bees, as well as the components of functional diversity (richness, evenness and divergence) of these groups are affected by remnants's isolation and land cover at three spatial scales. We also evaluated whether the functional richness of plants and bees is related to species richness. Our results show that landscape composition and the quality of the Cerrado areas can influence the functional diversity of plant and bee communities. For bees, the increase in the cover of pastures/uncovered lands at the scale of 2 km led to a reduction in functional divergence. For plants, the increase in pasture / uncovered lands at the 2 km scale led to a decrease in functional richness, whereas the increase in green areas at the 2 km scale led to a decrease in functional Evenness and functional divergence. It was also detected a negative effect of the coverage of water courses at 500 meters on the functional divergence. Areas with less urbanized surroundings presented greater values of functional richness and functional divergence of bees than areas with more urbanized surroundings, although there were no differences in richness, abundance and diversity of bees and plant species between these two categories. These results indicate that the areas with lower influence of urbanization have more functional groups and greater differentiation of niches, reinforcing the importance of preserving spaces within the city's urban perimeter. The landscape surrounding the studied remnants also influenced the size of the bees, which tended to be larger

in those surrounded by more urbanized landscapes. Data here presented suggest that urbanization can affect the community of plants and bees inhabiting urban remnants of Cerrado, through changes in the frequency of attributes of component species, with possible effects on the interactions between these groups.

Introdução

Os serviços ecossistêmicos prestados pelos polinizadores são fundamentais na manutenção da biodiversidade (Potts et al. 2010). Dentre os polinizadores, destacam-se as abelhas, responsáveis pelo transporte de pólen de uma grande quantidade de espécies de plantas, inclusive as de interesse econômico (Biesmeijer 2006, Alves-dos-Santos et al. 2016). Em troca desse serviço, as plantas oferecem às abelhas recursos como néctar e pólen, utilizados como alimento para si próprias e na manutenção de suas crias (Dyer 2002).

As abelhas compõem um dos maiores grupos de Hymenoptera, com mais de 20.000 espécies descritas atualmente, sendo que 1.909 destas são encontradas no Brasil (Discover Life 2020). Elas se distribuem em cinco famílias: Apidae, Halictidae, Colletidae, Adrenidae e Megachilidae, sendo que a maioria das espécies são solitárias (Melo & Gonçalves 2005). A polinização realizada por abelhas é a mais frequente no Cerrado (Martins & Batalha 2007) e a família Apidae, a mais representativa das abelhas nesse bioma, compreendendo o maior número de espécies (Silva 2006, Sigrist et al. 2017). Um estudo sobre os levantamentos já realizados no Cerrado Sul-Matogrossense, revelou a ocorrência de 155 espécies de abelhas; porém esse número pode ser maior, tendo em vista que as pesquisas na região são ainda incipientes (Sigrist et al. 2017). Com relação às plantas, existem, no Brasil, cerca de 33.000 espécies de Angiospermas nativas, sendo que cerca de 7.800 são espécies do Cerrado. Dentre as famílias mais representativas do Cerrado, destacam-se Fabaceae, Asteraceae, Poaceae, Orchidaceae, Melastomataceae, Malvaceae, Euphorbiaceae, Rubiaceae, e Myrtaceae, as quais representam cerca de 50% das espécies de Angiospermas desse domínio (Souza et al. 2018b).

A análise dos atributos funcionais das espécies permite determinar, por exemplo, como a composição dessas características variam entre as espécies ao longo de gradientes espaciais (Stevens et al. 2003) ou temporais (Micheli & Halpern 2005), e entender por que algumas espécies se tornam abundantes ou raras em ambientes distintos. Esses dados fornecem mais

subsídios a respeito dos processos ecológicos ocorrendo numa dada área do que informações somente sobre a riqueza e a abundância de espécies nos ambientes. Embora em muitos casos a riqueza funcional tenda a aumentar linearmente com a riqueza de espécies, essa relação pode não ocorrer ou, em alguns casos, ser inversa (Pakeman 2011). No caso dos polinizadores, grupos funcionais definidos por características como especialização da dieta, tipo de ninho, socialidade ou tamanho corporal costumam responder de forma diferente a mudanças no uso da terra (Fortel et al. 2014, Martins et al. 2015, Hall et al. 2019, Buchholz & Egerer 2020). E isso tem consequências importantes sobre as interações polinizador-plantas, já que algumas características funcionais particulares, como o tamanho corpóreo, que deve ser compatível com a morfologia da flor (tamanho e profundidade da corola), estão relacionadas aos serviços de polinização (Fornoff et al. 2017). O tamanho do corpo também determina a escala espacial na qual as abelhas percebem seu ambiente, influenciando sua habilidade de recolonizar áreas perturbadas (Williams et al. 2010). A socialidade e a localização dos ninhos estão relacionados à persistência das espécies no habitat e são considerados os mais afetados por diversos distúrbios ambientais (Forrest et al. 2015, Williams et al. 2010).

Traços florais como, por exemplo, a área da corola, comprimento do tubo floral, cor da flor, quantidade e qualidade de recursos florais (néctar e pólen), dentre outros, são importantes para a atração e reconhecimento do polinizador e se relacionam ao ajuste para que ocorra a polinização efetiva (Fornoff et al. 2017). Assim, diferentes polinizadores estão associados a plantas com traços florais específicos (Blüthgen & Klein 2011), de modo que uma comunidade de plantas com maior diversidade de traços funcionais atrai uma comunidade de polinizadores mais rica em espécies, pois permite que mais espécies de polinizadores coexistam por meio de partição de nicho (McGill et al. 2006).

É conhecido que a distribuição de traços funcionais em uma comunidade pode ser afetada por modificações na paisagem. Por exemplo, plantas invasoras e ervas daninhas exóticas ruderais costumam beneficiar-se do ambiente antrópico, assim como plantas que possuem

sistemas de polinização mais generalistas (McKinney 2002, Wolowski et al. 2014). A urbanização também pode promover a simplificação na estratificação vertical da vegetação, levando ao aumento da cobertura de gramíneas e herbáceas em detrimento de árvores e arbustos (Toledo et al. 2012). Ainda que alguns estudos já tenham avaliado a influência da urbanização na diversidade funcional de plantas em fragmentos de mata, poucos foram o que avaliaram como isso é afetado pelos diferentes tipos de coberturas de solo (p.ex. urbana, agropecuária, florestal), e em diferentes escalas (eg. Melliger et al. 2018, Ramalho et al. 2018, Dyderski et al. 2017). Além disso, esses estudos avaliaram traços funcionais como hábito, síndrome de dispersão, área foliar e traços relacionados à respostas das plantas ao meio físico, mas não incluíram informações sobre atributos relacionados à suas interações com polinizadores, como no caso do presente estudo.

Dentre os principais fatores responsáveis pela perda de espécies de abelhas em áreas urbanas estão a fragmentação e os efeitos a ela associados, como a perda de habitat, o isolamento e a baixa heterogeneidade ambiental (Aguirre- Gutiérrez et al. 2015, Geslin et al. 2016, Boscolo et al. 2017, Nery et al. 2018). A fragmentação também pode comprometer a reprodução e perpetuação das plantas, porque elas dependem, muitas vezes, da interação direta com os animais para serem polinizadas e dispersarem suas sementes (Lowry et al. 2008). Porém, os efeitos são sentidos com intensidades diferentes pelas espécies, tanto de animais como de plantas, e dependem da distribuição espacial dos fragmentos, dos elementos que compõe a paisagem e da capacidade de dispersão de cada espécie (Scariot et al. 2005). Diversos estudos mostram ainda, que a fragmentação pode afetar a diversidade funcional de plantas (eg. Magnago et al. 2014, Sonnier et al. 2014, Arellano-Rivas et al. 2016) e insetos polinizadores (eg. Bulchholz et al. 2020, Geslin et al. 2016, Montoya-Pfeiffer et al. 2020), podendo haver alterações na distribuição dos atributos dessas espécies em resposta à modificações e perda de habitat.

Informações a respeito dos efeitos da perda e modificação de habitat sobre as características ecológicas de plantas e abelhas, podem ajudar a prever quais espécies irão persistir em paisagens antropogênicas e, portanto, garantir a manutenção dos serviços ecossistêmicos. No

presente estudo, nós avaliamos os traços funcionais de plantas e das abelhas que visitam suas flores em remanescentes de Cerrado da área urbana de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Avaliamos se os traços funcionais das plantas e abelhas, bem como a riqueza funcional (FRic), a uniformidade funcional (FEve) e a divergência funcional (Fdiv) desses grupos são afetadas pelo isolamento dos remanescentes de Cerrado e pelos tipos de cobertura de solo em três escalas espaciais (500 metros, 1 km e 2 km). Analisamos ainda se a abundância, a riqueza e a diversidade de espécies de plantas e abelhas diferem entre essas duas categorias de áreas, e se a riqueza funcional desses grupos está relacionada à riqueza das espécies.

Esperamos que a riqueza e a divergência funcional diminuam com o isolamento dos remanescentes, com o aumento da cobertura urbana e com a diminuição da cobertura de vegetação natural devido a filtragem ambiental de traços sensíveis à perturbação (Cornwell et al. 2006, Villéger et al. 2008), e por serem métricas influenciadas pela abundância de indivíduos (Magnago et al. 2014). A uniformidade funcional, por sua vez, deve aumentar com o isolamento dos remanescentes e da cobertura urbana, devido à redução da frequência de espécies raras (Villéger et al. 2008) e ao aumento da frequência de espécies generalistas. Além disso, esperamos que a riqueza dessas espécies e a riqueza funcional estejam positivamente correlacionadas.

Métodos

Coleta de dados

As coletas de dados foram realizadas de setembro de 2018 a agosto de 2019 em 14 remanescentes de Cerrado (1 a 14) com diferentes fitofisionomias, localizados no perímetro urbano (20°26' 37"S; 54°38'52"W) de Campo Grande, Mato Grosso do Sul (Figura 1, tabela 1, tabela S1).

Estabelecemos uma parcela de 1040 m² (130 metros de comprimento e oito de largura) na borda de cada um dos remanescentes de Cerrado estudados onde, mensalmente, metade dos locais de estudo eram percorridos no período da manhã (entre 07:00h e 10:30h) e a outra metade no

período da tarde (entre 11:00 e 14:30h), sendo que os turnos eram invertidos no mês subsequente. Dois observadores permaneceram 15 minutos em cada planta florida coletando as abelhas visitantes com um puçá. Após a captura, esses insetos foram cuidadosamente acondicionados em frasco contendo acetato de etila. Em laboratório foram fixados, identificados e depositados na Coleção Entomológica da UFMS. Ramos vegetais férteis foram coletados, herborizados, identificados e depositados no herbário da UFMS (CGMS).

A identificação das abelhas foi realizada com a ajuda de especialistas e seguiu Silveira et al. (2002), sendo utilizado um levantamento de todas as revisões existentes para os gêneros coletados, para se chegar ao menor nível taxonômico possível (Moure 1940, Moure 1941, Sakagami & Moure 1962, Urban 1967, Urban 1973, Michener 1985, Cure 1989, Urban 1989, Urban 1991, Urban 1992, Camargo & Moure 1994, Urban 1995, Urban 1997, Urban 1998, Silveira & Almeida 1999, Urban 1999, Moure 2000, Michener & Moure 2002, Urban 2002, Melo 2003, Pedro & Camargo Coelho 2004, Laroca & Almeida 2004, Urban, 2005, Gonçalves & Melo 2006, Marchi & Melo 2006, Urban 2007, Packer 2008, Aguiar 2009, Coelho & Gonçalves 2010, Gonçalves 2010, Gonçalves & Santos 2010, González-Vaquero 2010, Aguar & Melo 2011, Roberts 2012, Melo 2013, Roig-Alsina 2013, Júnior et al. 2015, Roig-Alsina 2016, Almeida & Gibran 2017, Celis & Cure 2017, Freitas & Silveira 2017, Gonçalves 2017, Ferrari 2019, Gonçalves 2019a, Gonçalves 2019b). A nomenclatura foi atualizada seguindo o Catálogo Moure online (<http://moure.cria.org.br/catalogue>).

As plantas foram identificadas junto a especialistas, utilizando bibliografia especializada (e.g., Souza *et al.*, 2018b), herbários virtuais e sítios eletrônicos, como Flora do Brasil, Species Link e Re flora. Para conferência de nomes científicos, utilizamos o The Plant List (<http://www.theplantlist.org/>).

Tabela 1. Fitofisionomias e principais características dos 14 remanescentes de Cerrado amostrados (Áreas) no presente estudo.

Áreas	Fitofisionomia	Principais características
1, 2, 5, 8, 14	Cerradão	Cobertura predominantemente arbórea com dossel contínuo, mas com os estratos arbustivo e herbáceo diferenciados.
3	Vereda	Sistema úmido com solo hidromórfico, ocorrendo nas bordas de mata de galeria que acompanha o Córrego Lagoa.
6, 9	Mata ciliar	Vegetação às margens do Córrego Bandeira com aproximadamente 40 metros de largura (6) e vegetação de aproximadamente 15 metros às margens do Córrego Sóter (9). No último caso, a via pública encontra-se bem próxima à mata.
4, 11, 7, 10, 12, 13	Cerrado em regeneração natural	Localizado em borda de mata de galeria (áreas 4, 11) e em borda de Cerradão (áreas 7, 10, 12, 13). Áreas em estado de regeneração natural, formadas predominantemente por estrato herbáceo-arbustivo, espécies pioneiras como gramíneas, arbustos, lianas e algumas espécies arbóreas.

Características funcionais das plantas e das abelhas

Para as plantas, foram incluídas características funcionais relacionadas à forma de vida, cor e tamanho das estruturas florais (largura e comprimento da corola, comprimento do cálice), que foram registrados com o auxílio de paquímetro digital em uma a seis flores frescas por espécie (Tabela S5). Essas características foram selecionadas pois são importantes para o estabelecimento dos indivíduos no ambiente e para o reconhecimento pelo polinizador e seu acesso ao recurso, respectivamente (Fornoff et al. 2017). Para as abelhas, foram utilizadas medidas das estruturas corporais: largura da cabeça, comprimento da probóscide, comprimento do fêmur, comprimento da tíbia, comprimento do tarso, largura do tarso e distância intertegular (distância mais curta de um lado ao outro do tórax, entre as tégulas, considerada representativa do tamanho das abelhas) (Araujo et al. 2004). Essas medidas foram tomadas com o auxílio de um paquímetro digital, a partir de um a cinco indivíduos por espécie ou morfoespécie (quando identificadas a nível de gênero) (Tabela S4). Esses traços relacionam-se com a história de vida, capacidade de dispersão e estabelecimento das espécies nos diversos ambientes, bem como refletem o ajuste morfológico às flores (Buchholz & Egerer 2020) (Tabela 2). Além disso, informações sobre a socialidade e os substratos de nidificação utilizados para as espécies ou morfoespécies foram obtidas através de consulta à literatura (eg. Michener 1974, Roubick 1992, Michener 2007). Foram retirados das análises quatro exemplares identificados à nível de gênero, cujas características não são conservadas dentro dos táxons (*Euglossa* sp., *Trigona* sp1, *Trigona* sp2, *Alepidosceles* sp.) e um exemplar de *Rhinocorynura crotons*, pois não foram encontradas as informações para a espécie na literatura.

Posteriormente, foi feita uma correlação entre todas as medidas morfológicas tomadas para as abelhas e plantas, separadamente, utilizando o Coeficiente de Pearson (r) (Bussab & Morettin 1986). No caso de correlações com coeficiente $>0,6$, somente uma variável dos pares foi mantida nas análises (Callegari-Jacques 2006). Assim, para as abelhas, as medidas utilizadas

foram: comprimento da probóscide, comprimento do tarso, largura do tarso e distância intertegular, além das variáveis qualitativas socialidade e substrato de nidificação. Para as plantas, as variáveis medidas não apresentaram nenhuma correlação e foram todas utilizadas para a análise de diversidade funcional, juntamente com as variáveis qualitativas hábito e cor da flor.

Os grupos funcionais e a classificação das estratégias das espécies foram avaliadas por meio de análise de agrupamento hierárquico utilizando distância de Gower, que representa o espaço funcional ocupado pelas espécies. Optamos por utilizar essa medida de distância para calcular os índices de diversidade funcional, uma vez que os atributos utilizados incluem dados quantitativos e categóricos (Villéger et al. 2008). Examinamos três componentes da diversidade funcional: riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve) e divergência funcional (Fdiv). FRic indica o volume total do espaço funcional ocupado pelas espécies que compõe a comunidade, e retorna valores de 0 a 1, sendo que quanto mais próximo de 1, maior é o espaço de nicho preenchido pelas espécies na comunidade (Villéger et al. 2008, Laliberté & Legendre 2010). FEve representa a homogeneidade da distribuição de abundância de atributos de uma comunidade e seus valores também variam de 0 (espécies possuem abundância concentrada em uma pequena parte de um gradiente dos traços funcionais) a 1, (indica que a abundância das espécies está igualmente distribuída no espaço de traços funcionais) (Villéger et al. 2008). FDvid é uma medida de dispersão da abundância de espécies dentro do espaço de traços ocupado, possuindo valores entre 0 e 1, onde valores mais próximos a 1 indicam maior grau de diferenciação de nichos (Villéger et al. 2008). Para calcular os valores de diversidade funcional, foram elaboradas duas matrizes:

- 1- Matriz de atributos: As espécies foram representadas nas linhas e os atributos nas colunas. Os atributos qualitativos (cor e hábito das plantas, socialidade e substrato de nidificação das abelhas), foram substituídos por ordenação categórica (Tabela 2).
- 2- Matriz de comunidades: as 14 áreas de estudo foram dispostas em linhas e as espécies, com suas respectivas abundâncias, nas colunas.

As análises de diversidade funcional foram realizadas no programa R (R Development Core Team 2020), utilizando os pacotes FD (Laliberté & Shipley, 2011), Hmisc (Harrel & Dupont 2020), vegan (Oksanen et al. 2019), picante (Kembel et al. 2010):

Tabela 2. Características funcionais de plantas e abelhas avaliadas neste estudo e respectivas importâncias ecológicas.

Plantas		
Tipo de traço funcional	Categoria	Importância ecológica
Forma de vida	(1) árvore, (2) arbusto, (3) erva, (4) trepadeira (Simpson, 2006).	Estrutura da vegetação, habilidade competitiva, adaptação a fatores ambientais, processos de regeneração (Boring et al. 1981, Cornelissen et al. 2010).
Cor das flores	(1) rosa, (2) amarela, (3) branca, (4) creme ou esverdeada, (5) lilás ou roxa, (6) vermelha.	Reconhecimento pelo polinizador (Fornoff et al. 2017).
Medidas das estruturas florais	Largura da corola, comprimento da corola, comprimento do cálice.	Acesso dos polinizadores aos recursos (Fornoff et al. 2017; Alves-dos-Santos et al. 2016).
Abelhas		
Tipo de traço funcional	Categoria	Importância ecológica
Socialidade	(1) Social, (2) solitária, (3) Primitivamente social	Impacto das espécies sociais sobre o forrageamento e reprodução de espécies solitárias (Ropars et al. 2019, Valido et al. 2019).
Substrato de nidificação	(1) Cavidades pré-existentes, (2) Solo, (3) Fora de cavidades (4) Cleptoparasitismo	Dependência ou não de substratos naturais para nidificação (Nogueira Neto 1997, Roubik 1989).
Medidas das estruturas corporais	Largura da cabeça, comprimento da probóscide, comprimento do fêmur, comprimento da tíbia, comprimento do tarso, largura do tarso, distância intertegular.	Distância de forrageamento (Stang et al. 2006, Greenleaf et al. 2007, Alves-dos-Santos et al. 2016) e ajuste morfológico às flores visitadas.

Análise da paisagem e isolamento:

Para minimizar a autocorrelação espacial mantivemos, sempre que possível, uma distância mínima de 3 Km entre as áreas de Cerrado estudadas (Zurbuchen et al. 2010). Porém, em duas ocasiões essa distância foi de 2,1Km (7 e 9) e 2,2 Km (13 e 14). Utilizando imagens aéreas do software Google Earth Pro, o isolamento de cada remanescente de Cerrado amostrado foi determinado pela distância de sua borda à do mais próximo, em linha reta (McGarigal & Marks 1995). Para isso foram considerados somente remanescentes com área mínima de 0,1km², assim definido com base na área do menor remanescente estudado na paisagem.

A partir do ponto central das parcelas de amostragem, foram estabelecidos raios de 500, 1000 e 2000 metros (Figura 1) sendo o maior raio definido com base em estudos que demonstram respostas das abelhas à composição da paisagem nessa escala (Kremen et al. 2004, Bellamy et al. 2017, Cohen et al. 2021). Com base nas imagens aéreas, a proporção das cobertura de solo urbana (i.e., construções, ruas), áreas verdes (i.e. Cerrado, florestas estacionais) e pastagens/campo aberto foi calculada. Essa caracterização foi feita a fim de avaliar em quais escalas as medidas de diversidade funcional das abelhas e das plantas são afetadas pelos diferentes tipos de cobertura do solo.

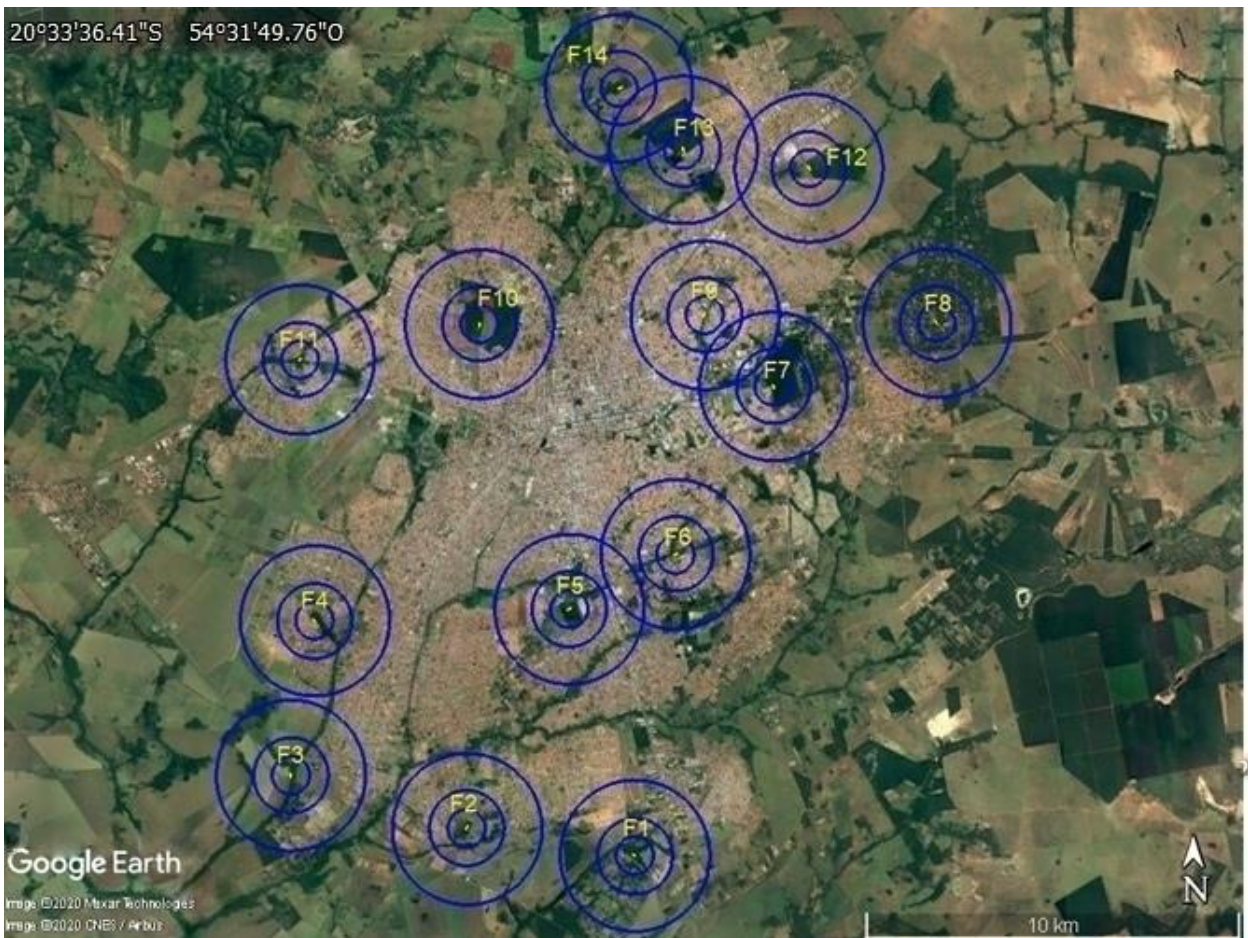


Figura 1. Localização dos 14 remanescentes urbanos de Cerrado (1- 14) e respectivas parcelas amostrais (pontos amarelos) no centro dos buffers de raios: 500, 1000 e 2000 metros (círculos em azul), no perímetro urbano de Campo Grande, MS. Imagens do Google Earth (2020).

Análise de dados

Para a comunidade de abelhas e plantas em cada remanescente de Cerrado amostrado, foram calculadas a riqueza, a abundância de indivíduos e a diversidade de espécies (índice Alpha de Fisher), através do programa Past versão 3.23 (Tabela 3). O índice Alfa de Fisher foi escolhido pois a abundância de espécies entre os remanescentes estudados foi muito variada. Este índice é baseado nas distribuições de abundância e relaciona o número de espécies com o número de indivíduos em uma comunidade, eliminando o efeito positivo que a abundância tem sobre a diversidade (Berry 2002).

Para avaliar se a riqueza de plantas e abelhas afeta os respectivos valores de FEve, FRic e FDiv, foram feitas regressões lineares simples, verificando, para tal, o pressuposto de normalidade dos resíduos (Zar, 1999). Para avaliar os efeitos dos tipos de cobertura de solo dentro buffers de 500 m, 1km e 2 km sobre FRic, FEve e FDiv, foram construídos Modelos Lineares Generalizados (GLM), com distribuição gaussiana e função de ligação logarítmica. As variáveis resposta corresponderam aos três índices de diversidade funcional, e as variáveis preditoras incluíram as proporções dos tipos de cobertura do solo (urbana, natural, pastagens/solo exposto e corpos d`água) nas três escalas de paisagem (500m, 1000m e 2000m). Após testar a multicolinearidade entre as variáveis preditoras, usando o Fator de Inflação de Variância (VIF), foram utilizadas na análise: cobertura urbana a 500 m, cobertura natural a 500 m e 2 km, pastagem/campo aberto a 1 km e 2 km, corpos d`água a 500 m e 2 km. Para essas análises foram utilizados os pacotes “car” e “stargazer”, disponíveis no software R (R Development Core Team 2020).

Para selecionar o melhor modelo de cada conjunto, usamos o critério de informação de Akaike (AIC), onde o modelo com menor AICc (AIC corrigido pelo tamanho de amostras e número de parâmetros do modelo) foi considerado o mais adequado para explicar os padrões. Os modelos foram desenvolvidos com a função “glm” do pacote “glmmML” (Broström & Homberg

2011) e agrupados para comparação com a função “aictab.glm” do pacote “AICcmodavg” (Mazerolle 2010) no software R (R Development Core Team 2020).

Para avaliar se o isolamento dos remanescentes de Cerrado, dado pela distância euclidiana área de Cerrado mais próxima, afetou os índices de diversidade funcional (FRic, FEve e FDiv), utilizamos regressões lineares simples, verificando, para tal, o pressuposto de normalidade dos resíduos (Zar 1999). Para averiguar a influência da paisagem nas diferentes escalas sobre os atributos das espécies de abelhas e plantas, utilizamos modelos lineares mistos (LMM) em que a escolha dos melhores modelos foi também baseada nos valores corrigidos do Critério de Informação de Akaike (AICc). Nestes modelos, a proporção dos tipos de cobertura do solo nas escalas de 500, 1000 e 2000 metros, foram as variáveis explanatórias (efeitos fixos). Para as plantas, as variáveis resposta foram o comprimento e largura da corola (Machado & Lopes 2004), tendo em vista que são características relevantes para o acesso do visitante ao recurso (Willmer 2011). E, para as abelhas, utilizamos o comprimento da probóscide, relacionado ao acesso as flores, e a distância intertegular, um *proxy* de tamanho das abelhas (Araujo et al. 2004).

Resultados

Foram registradas 99 espécies de abelhas, sendo 64,64% solitárias, 30,31% sociais e 5,05% primitivamente sociais. Quase metade das espécies (47,48%) nidificam no solo, 40,4% nidificam em cavidades pré-existentes, 8,08% fora de cavidades e 4,04% são cleptoparasitas. As abelhas foram registradas visitando 127 espécies de plantas, das quais 41,74% possuem flores brancas, 20,47% amarelas, 16,53% creme ou esverdeadas, 11,02% flores cor de rosa, 7,87% roxas ou lilás, 2,37% vermelhas. A maioria das espécies apresentou hábito arbustivo (41,84%), 23,93% das espécies apresentou hábito arbóreo, 19,76% herbáceo e 14,38% trepadeira.

Tabela 3. Índices de riqueza, abundância, diversidade Alfa de Fisher e componentes da diversidade funcional (riqueza funcional - FRic, uniformidade funcional – FEve, e divergência funcional - FDiv), referentes às comunidades de plantas e abelhas encontradas nos 14 remanescentes de Cerrado do município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

Plantas														
Áreas														
Índices	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Riqueza	8	5	27	35	11	33	22	10	21	19	12	15	22	10
Abundância	9	8	107	83	21	86	47	35	79	46	16	44	95	23
Diversidade	6,367	2,626	13,19	25,96	8,755	16,2	11,16	5,746	12,41	10,44	7,413	10,26	13,35	6,177
Fric	0,008	0,003	0,62	0,582	0,014	0,427	0,251	0,209	0,520	0,069	0,205	0,227	0,476	0,017
FEVe	0,733	0,93	0,726	0,686	0,681	0,654	0,650	0,56	0,746	0,685	0,723	0,716	0,764	0,708
FDiv	0,842	0,926	0,959	0,894	0,881	0,867	0,904	0,729	0,922	0,874	0,897	0,865	0,874	0,811
Abelhas														
Áreas														
Índices	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Riqueza	5	8	29	32	8	27	18	14	25	13	13	23	34	8
Abundância	16	11	120	101	21	119	59	32	88	44	21	54	105	15
Diversidade	3,98	13,19	12,09	16,15	4,717	10,89	8,827	9,49	11,65	6,227	14,56	15,15	17,45	6,966
Fric	0,112	0,626	0,225	0,37	0,061	0,277	0,478	0,18	0,704	0,379	0,635	0,306	0,131	0,155
FEVe	0,673	0,783	0,748	0,696	0,802	0,561	0,774	0,747	0,751	0,751	0,727	0,701	0,75	0,759
Fdiv	0,874	0,732	0,937	0,862	0,857	0,851	0,903	0,753	0,922	0,939	0,515	0,832	0,859	0,784

A riqueza de espécies abelhas foi positivamente afetada pela riqueza de espécies ($p=0,0001$; $R^2=0,716$) e pela riqueza funcional ($p=0,002$; $R^2=0,87$) de plantas (Figura 2 A e B), mas não pela uniformidade (FEve) ($p=0,69$) e nem pela divergência funcional (FDiv) ($p=0,282$). Nenhuma medida de diversidade funcional de abelhas foi afetada pela riqueza de espécies de plantas (FRic: $p=0,89$; FEve= $0,08$; FDiv: $p=0,09$). A riqueza funcional de plantas esteve fortemente relacionada à riqueza de espécies desse grupo ($p=0,0001$; $R^2=0,702$) (Figura 2 C), porém a riqueza de espécies de abelhas não esteve relacionada à sua riqueza funcional ($p=0,865$; $R^2=0,002$). O isolamento dos remanescentes de Cerrado não explicou nenhuma das medidas de diversidade funcional de plantas (FRic: $p=0,57$; FEve: $p=0,858$; Fdiv: $p=0,397$) nem das abelhas (FRic: $p=0,882$; FEve: $p=0,536$; FDiv: $p=0,739$).

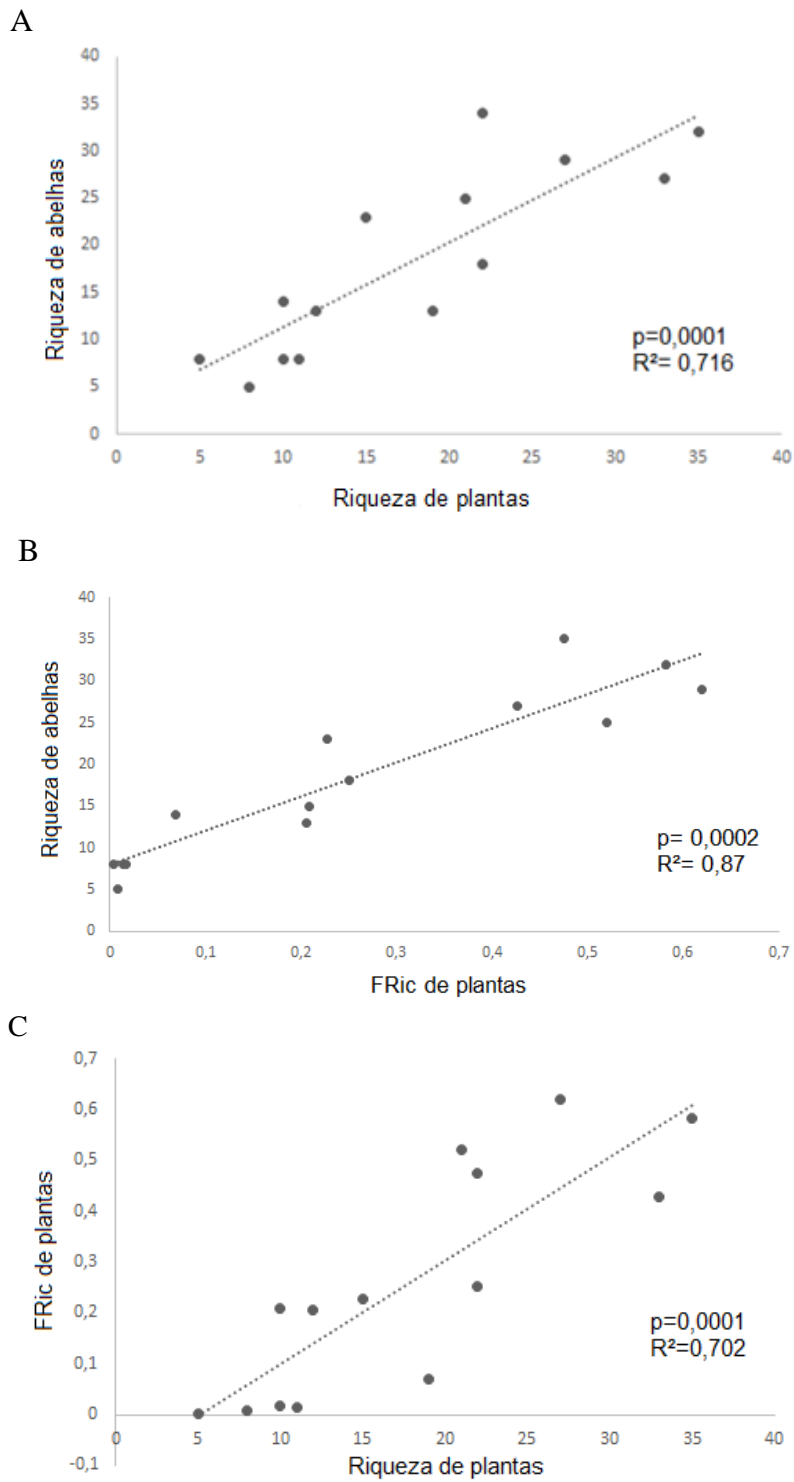


Figura 2. Reta de regressão mostrando o efeito da Riqueza de espécies de plantas sobre a riqueza de espécies de abelhas (A), da riqueza funcional (FRic) de plantas sobre a riqueza de espécies de abelhas e da riqueza de espécies de plantas sobre a riqueza funcional (FRic) desse grupo (C), nos 14 remanescentes de Cerrado amostrados.

As análises de GLM em que as variáveis resposta foram FRic e FEve para o grupo das abelhas, não foram incluídas, pois esses modelos não foram significativos mesmo após a seleção por AICc ($p=0,075$ e $p=0,076$, respectivamente). Os modelos significativos para as abelhas revelaram que houve efeito negativo da cobertura de pastagem/campo aberto na escala de 2 km sobre a divergência funcional (Tabela 4-A). Com relação às plantas, o aumento de pastagem/campo aberto na escala de 2 km, levou à diminuição da riqueza funcional. O aumento das áreas verdes na escala de 2 km levou à diminuição da uniformidade funcional e da divergência funcional. Foi detectado ainda efeito negativo da cobertura de água à 500 metros sobre a divergência funcional (Tabela 4-B).

Apenas o modelo linear misto que testou os efeitos das coberturas do solo sobre a distância intertegular das abelhas teve significância estatística, sendo que essa medida se correlacionou positivamente à quantidade de cobertura urbana na escala de 500 metros (Tabela 5). As coberturas do solo não afetaram as medidas do comprimento da probóscide das abelhas ($p=0,973$), nem o comprimento ($p=0,755$) e largura ($p=0,498$) da corola das flores.

Tabela 4. Resultados dos modelos lineares generalizados (GLM) para a comunidade de abelhas (A) e de plantas (B). A influência dos componentes da paisagem nas métricas de redes foi avaliada e o melhor modelo é apresentado junto aos valores de AIC para o modelo completo e de AICc (Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas) do modelo selecionado, o valor da estatística F, o valor de p e o valor do R² ajustado. A comparação dos modelos inclui os valores dos graus de liberdade residuais (Residual Df), desvio dos resíduos (Resid. Dev), a diferença entre o AICc do modelo considerado e do melhor modelo (Δ AICc) e o peso de evidência (Weight). O modelo completo para calcular a relação entre as variáveis exploratórias e as métricas de rede é dado pela fórmula: componente da diversidade funcional (FRic, FDiv ou FEVe) ~ cobertura_urbana_500m + cobertura_natural_2km + cobertura_natural_500m + Água_2Km + Água_500m + pastagem_campo_aberto_1km + pastagem_campo_aberto_2km.

A								
Abelhas								
	AIC modelo completo	p do modelo pós seleção	Melhor modelo	Coefficientes	AICc	F	P	R ² ajust
FDiv	-41,993	0,041	Fdiv ~ P.CA_2km + P.CA_1km	P.CA_2km: -0,001	-34,64	3,46	*0,02	0,27
Comparação de modelos								
	Modelo	Residual Df	Resid. Dev	AICc	Δ AICc	Weight		
FDiv	P.CA_2km	12	0,042	-34,28	0,4	0,46		
	P.CA_2km + P.CA_1km	11	0,032	-34,64	0	0,54		
	Completo	6	0,011	-13,19	21,5	0		

B		Plantas						
	AIC modelo completo	p do modelo pós seleção	Melhor modelo	Coeficientes	AICc	F	p	R ² ajust
FRic	2,188	0,042	Fric ~ P.CA_2km + A_2Km	P.CA_2km: -0,006	0,746	4,79	*0,02	0,43
FEve	-34,387	0,003	FEve ~ AV_2km	AV_2km: -0,004	-21,62	6,56	*0,003	0,35
FDiv	-63,93	0,004	Fdiv~ AV_2km + A_500m"	AV_2km: -0,003 A_500m: - 0,043	-43,55	25,7	*0,0003	0,83
Comparação de modelos								
	Modelo	Residual Df	Resid. Dev	AICc	Δ AICc	Weight		
FRic	P.CA_2km	9	0,36	1,38	0	0,5		
	P.CA_2km + A_2km	8	0,24	1,38	0	0,5		
	Completo	3	0,15	74,18	72,8	0		
FEve	AV_2km	9	0,04	-21,62	0	1		
	Completo	3	0,005	37,61	59,2	0		
FDiv	AV_2km	9	0,008	-40,63	2,9	0,19		
	AV_2km + A_500m	8	0,004	-43,55	0	0,81		
	Completo	3	0,003	8,06	51,6	0		

Legenda: AV- cobertura de áreas verdes; P.CA- cobertura de pastagem/campo aberto; A- cobertura com água.

Tabela 5: Resultados dos modelos lineares mistos (LMM) que apresentaram significância. A influência dos componentes da paisagem nas métricas para espécies foi avaliada e o modelo completo é apresentado junto aos valores do Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas (AICc), o valor da estatística F, o p valor e o R² ajustado. Os valores de LogLik, Df, AICc, Δ LogLik, Δ AICc e Weight para os modelos, incluindo para o melhor modelo são apresentados, bem como a significância (*p*- valor).

	Modelo	p do modelo	Coeficiente	AICc	Valor F	<i>p</i>	R2 ajus
Distância intertegrular (DIT)	DIT ~ U_500m + AV_2km + AV_500m + A_2Km + A_500m + P.CA_1km + P.CA_2km	0,11	U_500m:0,00018	124,9	7,79	0,0055	0,997
Comparação de modelos							
	LogLik	AICc	Δ Loglik	Δ AICc	Df	Weight	
*Melhor modelo: U_500m	-43,2	94,6	28,5	0	4	0,909	
Água_2km + Água_500m	-44,4	99,2	27,3	4,6	5	0,091	
AV_500m + AV_2km	-51,2	112,8	20,5	18,2	5	< 0,001	
P.CA_2km + P.CA_1km	-52,4	115,2	19,3	20,6	5	< 0,001	
Completo	-71,7	164,7	0	70,1	10	< 0,001	

Discussão

O aumento da riqueza funcional e taxonômica das plantas, oferece mais nichos de alimentação aos polinizadores, o que pode permitir a coexistência de mais espécies devido à maior variedade de recursos florais disponíveis (Blüthgen e Klein, 2011), explicando assim a relação positiva observada dessas medidas com a riqueza de espécies de abelhas. Por outro lado, a riqueza de espécies de abelhas não relacionou-se à sua riqueza funcional, o que sugere que a riqueza funcional deste grupo está respondendo à filtragem ambiental de maneira independente da sua riqueza taxonômica (Pakeman 2011).

O isolamento dos remanescentes de Cerrado não exerceu efeito sobre a diversidade funcional de plantas e abelhas. De modo semelhante, em estudo conduzido na Mata Atlântica, também não houve efeito do isolamento de fragmentos de floresta primária sobre a riqueza, divergência e uniformidade funcional de abelhas, sendo sugerido que a redução na abundância das abelhas não foi suficiente para causar efeitos significativos na força e complexidade das interações a nível funcional (Montoya-Pfeiffer et al. 2019). No presente estudo, não houve efeito significativo do isolamento dos remanescentes sobre a riqueza e abundância desses insetos (vide capítulo 1), o que pode justificar também a ausência de efeito sobre os componentes de diversidade funcional. De modo similar, para espécies vegetais lenhosas em florestas tropicais e subtropicais australianas, somente a quantidade de cobertura florestal foi significativamente associada à diversidade funcional (riqueza funcional e uniformidade funcional), não tendo sido detectado efeito do isolamento das florestas sobre esses índices (Sams et al. 2017).

No presente estudo, a cobertura da paisagem também parece ter tido maior efeito sobre os índices de diversidade funcional. O aumento de pastagem/campo aberto a 2 km, levou a diminuição da riqueza funcional das abelhas, sugerindo uma redução na quantidade de espaço de nicho ocupado pelas espécies relacionada à essa cobertura de solo. Esse resultado condiz como esperado, uma vez que as pastagens são constituídas principalmente por gramíneas forrageiras e o

campo aberto por solo exposto ou terrenos abandonados dominados por plantas ruderais. Essa vegetação pouco rica e diversa afeta de maneira negativa a diversidade funcional de polinizadores (Ebeling et al. 2008, Potts et al. 2003). Além disso, esse tipo de cobertura tem menor capacidade de oferecer locais adequados à nidificação e reprodução das abelhas (Aizen & Feinsinger 1994) o que reduz a disponibilidade de nichos para utilização dessa comunidade (Mason et al. 2005).

O aumento de pastagem/campo aberto nessa mesma escala, também associou-se à redução da riqueza funcional das plantas, o que pode ser explicado pelo fato de essa cobertura ter influenciado a capacidade de dispersão de sementes entre os remanescentes. A dispersão de sementes é fortemente influenciada pela matriz na qual os fragmentos de vegetação estão inseridos (Crooks & Sanjayan 2006) e as pastagens/campo aberto, por não possuírem vegetação adequada, podem ter limitado a dispersão de sementes por animais. Por exemplo, mamíferos e pássaros frugívoros comumente evitam áreas abertas desmatadas e, mesmo quando podem usar a matriz não florestada, tendem a usar pequenos aglomerados de árvores ou árvores remanescentes espalhadas pela paisagem (GalindoGonzález et al. 2000, Herrera & García 2009). Mesmo para pastagens próximas a remanescentes florestais, observa-se em vários estudos uma queda significativa do número de sementes dispersas por animais para distâncias a partir de 5-40 m da borda, já que muitos pássaros e morcegos frugívoros evitam grandes áreas abertas que poderiam expô-los a predadores (Hooper et al. 2005, Günter et al. 2007). Essa dispersão é comprometida sobretudo para plantas menos generalistas (Gimenes & Anjos 2003), o que pode ter levado a uma menor riqueza de espécies e, conseqüentemente à menor riqueza funcional do grupo, levando em conta que essas duas medidas estiveram fortemente relacionadas.

A redução tanto da riqueza funcional de plantas como da divergência funcional de abelhas em paisagens com pastagem/campo aberto a 2Km pode indicar que composição funcional da comunidade vegetal local é importante para garantir uma distribuição uniforme da funcionalidade das comunidades de polinizadores. Outro resultado que demonstrou a interdependência desses dois grupos foi o efeito positivo da riqueza funcional de plantas (FRic)

sobre o número de espécies de abelhas (Figura 4). De acordo com Junker et al. (2015), isso deve-se ao fato de comunidades de plantas com maior diversidade de características florais permitir que mais espécies de polinizadores coexistam por meio de partição de nicho (McGill et al. 2006).

Com o aumento da cobertura de áreas verdes na escala de 2km, houve redução da uniformidade funcional de plantas, concordando com a sugestão de que esse componente da diversidade funcional de plantas tende a ser menor em menores intensidades de perturbação (Biswas & Mallik 2010, Pakeman 2011). Entretanto, de acordo com nossos resultados, o aumento da perturbação (aqui medido como a proporção de cobertura urbana) não levou ao aumento da uniformidade funcional. Isso fornece algumas evidências de que baixos níveis de FEve são indicativos de locais com menor perturbação, mas em comunidades mais perturbadas, onde a filtragem ambiental tem maior importância que a competição na estruturação de comunidades, a FEve pode não ser afetada. Já em habitats menos perturbados, tanto a maior intensidade de competição como a filtragem ambiental são possivelmente importantes na estruturação da comunidade, levando a concentração de abundâncias das espécies em uma pequena parte do gradiente de traços funcionais, onde as espécies dominantes tem valores semelhantes (Pakeman 2011).

O aumento de áreas verdes na escala mais ampla também levou à redução dos valores de divergência funcional das plantas. De acordo com a hipótese da “divergência de paisagem”, diferentes regimes de perturbação que ocorrem entre fragmentos florestais e ao longo das bordas podem atuar de forma a promover a diferenciação na composição de comunidades arbóreas nesses ambientes (Laurance et al. 2007, Tschardtke et al. 2012, Arroyo-Rodríguez et al. 2013). Portanto, no presente estudo, a redução dos valores de divergência funcional associada ao aumento das áreas verdes, pode ser explicada pelo fato de esse tipo de cobertura promover maior qualidade ambiental como um todo, reduzindo os efeitos da perturbação ambiental através do movimento de animais e propágulos vegetativos entre essas áreas, atuando no equilíbrio térmico da paisagem, entre outros (Lima & Amorim 2006).

A proporção de áreas de curso d'água em escala proximal (500 metros) também teve efeitos negativos sobre a divergência funcional das plantas. Em áreas sujeitas a influência de rios, córregos e nascentes, devido à maior disponibilidade de água e de nutrientes no solo, as plantas investem mais no desenvolvimento da parte aérea do que nas raízes (Shiple & Meziane 2002). O estudo de Nathan et al. (2016) mostrou que quando a quantidade de água disponível para as plantas é abundante, pode haver a coexistência tanto de espécies que investem em biomassa acima do solo como das que investem na biomassa abaixo do solo, levando a um aumento da diversidade funcional nessas comunidades. Se a disponibilidade de água for muito baixa ou muito alta, apenas as espécies de um dos grupos irão persistir no ambiente. Isso está de acordo com a hipótese de "tolerância fisiológica" (Currie et al. 2004) relacionada ao conceito de filtragem ambiental de espécies (Cornwell & Ackerly 2009, Weiher et al. 2011). No presente estudo, os remanescentes de Cerrado sujeitos à influência direta da água, devido à presença de cursos d'água em escala proximal (500 metros), eram mata ciliares ou veredas, cuja composição de espécies é predominantemente formada por plantas de hábito arbóreo-arbustivo. Os outros remanescentes distantes de corpos d'água apresentaram, de fato, uma composição mais variada, com maior representatividade de plantas de hábitos herbáceo, sub-arbustivo e arbustivo. O aumento de áreas urbanizadas em escala proximal (500 m) influenciou positivamente a distância intertegular das abelhas, uma medida que reflete o tamanho desses insetos e é associada à dispersão à longas distâncias (Büchi & Vuilleumier 2012).

O aumento do tamanho corporal relacionado à urbanização, está de acordo com a mudança geral observada em insetos voadores (Merckx et al. 2018, Theodorou et al. 2020) e uma possível explicação para esse resultado é que as áreas urbanas que circundam os remanescentes amostrados são mais degradadas e altamente modificadas se comparadas às naturais (Araujo et al. 2004, Antonini et al. 2013). Essas áreas podem ser consideradas um tipo de matriz que apenas as abelhas com maior tamanho corporal conseguem atravessar para migrar de um remanescente de vegetação a outro, para forragearem ou se estabelecerem (Greenleaf et al. 2007, Theodorou et al.

2020). Porém, seguindo essa lógica, as abelhas maiores também poderiam emigrar desses locais; no entanto, embora a distância de forrageio esteja relacionada ao tamanho corporal, muitas espécies de abelhas grandes também podem ter menor amplitude de forrageio se a estrutura local do habitat for mais importante que a estrutura da paisagem em larga escala (Gathmann & Tscharrntke 2002). Assim, se a disponibilidade de recursos no remanescente for adequada, esses indivíduos com maior capacidade de dispersão e conseqüentemente maior necessidade de recursos (Cresswell et al. 2000), podem permanecer por vários dias no mesmo local (Kroodsma 1975).

Conclusão

Levando em conta que a diversidade funcional influencia as funções do ecossistema, os resultados aqui encontrados mostraram que certos tipos de função do ecossistema podem ser mantidas em paisagens alteradas pelo homem. O estudo mostrou também que os padrões de diversidade funcional são muito mais variáveis do que os padrões relacionados à diversidade de espécies, oferecendo uma visão que vai além da diversidade taxonômica. Esses resultados reforçam a importância da conservação de áreas naturais para a manutenção das funções ecossistêmicas relacionadas à polinização, dentro dos espaços urbanos. A composição da paisagem influenciou alguns componentes da diversidade funcional nos remanescentes de Cerrado estudados, mas seu isolamento, não. O aumento da cobertura de áreas verdes em escala mais ampla teve papel importante reduzindo a uniformidade e a divergência funcional das plantas. As áreas de pastagem/campo aberto foram associadas à uma menor riqueza funcional de plantas o que pode ter levado à menor diversidade funcional de abelhas, e portanto a uma maior sobreposição no uso de recursos. A expansão da cobertura urbana se relacionou ao aumento do tamanho corporal das abelhas, sugerindo que a dispersão e o estabelecimento desses insetos

podem ser influenciados pela degradação da paisagem no entorno dos remanescentes, mas também pela qualidade desses habitats naturais. Recomendamos que novos estudos, considerando a composição da paisagem em ambientes urbanos e incorporando também outros atributos funcionais, como características vegetativas e sistema reprodutivo das espécies de plantas, e dados fenológicos das comunidades de abelhas e plantas, sejam realizados para compreender melhor os impactos que cada cobertura de solo tem sobre a persistência dessas comunidades em ambientes antropizados.

Capítulo 3

Efeitos da paisagem sobre as interações entre plantas e a abelha exótica *Apis mellifera* em remanescentes urbanos de Cerrado

Resumo

A abelha exótica *Apis mellifera* é frequentemente encontrada em áreas urbanas, o que pode ser relacionado à sua maior tolerância a ambientes alterados e à sua dieta altamente generalista. Avaliamos como diferentes coberturas de solo no entorno de remanescentes urbanos de Cerrado afetam as interações entre essa espécie e as plantas que utilizam como recurso, através de amostragem zoocêntrica e fitocêntrica. As abelhas carregaram 125 morfotipos de pólen pertencentes às 41 famílias de plantas (amostragem zoocêntrica); e foram registradas em visita à 50 espécies de plantas pertencentes a 21 famílias (amostragem fitocêntrica). A família Asteraceae destacou-se dentre as mais representativas nas duas abordagens. A riqueza e diversidade de plantas nos remanescentes amostrados afetou positivamente a riqueza de plantas visitadas por *A. mellifera*. Ou seja, essa abelha utiliza maior variedade de recursos florais em locais onde a riqueza de plantas é mais alta, o que poderia ser esperado dado o seu hábito generalista. A abundância de *A. mellifera* foi afetada positivamente pela presença de cobertura urbana, de áreas verdes/cursos d'água e de pastagem/campo aberto em diferentes escalas. Essas coberturas favoreceram a permanência dos indivíduos nos remanescentes amostrados, possivelmente por ampliarem a oferta de recursos alimentares e/ou locais para nidificação. O aumento da cobertura urbana e de áreas verdes e da pastagem/campo aberto levaram a um aumento na riqueza de grãos de pólen carregados, indicando que essas áreas são amplamente utilizadas por *A. mellifera*. A abordagem fitocêntrica revelou que a presença de áreas de pastagens/campo aberto na escala de 1 km afetou positivamente a riqueza de plantas visitadas, porém na escala de 2 km, o efeito foi negativo. Isso pode ser devido ao fato de essa abordagem ter sido menos abrangente, já que

contemplou menor riqueza de espécies vegetais visitadas com relação a zoocêntrica. O isolamento dos remanescentes de Cerrado não interferiu na abundância desses insetos, nem na riqueza de plantas visitadas em ambas as abordagens, indicando que os remanescentes de Cerrado devem prover os recursos necessários à sobrevivência de *A. mellifera*. A grande adaptabilidade de *A. mellifera* a diferentes ambientes bem como seu hábito generalista permitem o uso da paisagem de forma ampla, sugerindo que o mosaico de ambientes na área urbana estudada provem os recursos necessários para a espécie. As abordagens fito e zoocêntrica trouxeram informações complementares das interações entre *A. mellifera* e as plantas que utilizam como recurso. Assim, de modo a obter um conhecimento mais abrangente dessas interações, contribuindo assim para ações de conservação mais efetivas dessas comunidades, sugerimos, sempre que possível, a análise combinada das abordagens fito e zoocêntrica.

Abstract

The exotic bee *Apis mellifera* is pervasive in urban areas, which may be related to its greater tolerance to modified environments and its highly generalized diet. We evaluated how different land covers around urban remnants of Cerrado affect the interactions between this species and the plants used as resources, through the zoocentric and phytocentric approaches. The bees carried 125 pollen morphotypes from 41 plant families (zoocentric sampling) and were recorded visiting 50 plant species from 21 families (phytocentric sampling). The richness and diversity of plants in the sampled remnants positively affected the richness of plants visited by *A. mellifera*. In other words, this bee uses a greater variety of floral resources in places where plant richness is higher, which could be expected given its generalist habit. The abundance of *A. mellifera* was positively affected by the coverage of urban and green areas, watercourses, and pasture/open fields, at different scales. These coverages favored the permanence of bees in the sampled remnants, expanding the supply of food resources and/or nesting sites. The increase in urban cover and green areas, as well as pasture /open fields, led to an increase in the richness of pollen grains carried, indicating that these areas are widely used by *A. mellifera*. The phytocentric approach revealed that the presence of pasture/open fields at the scale of 1 km positively affected the richness of plants visited, but at the scale of 2 km, the effect was negative. This may be because this approach has been less comprehensive, as it contemplated a lower richness of plant species visited compared to the zoocentric one. The isolation of the Cerrado areas did not affect the abundance of these insects, nor the richness of the visited plants in both approaches, indicating that the studied urban remnants probably provided the resources required for the survival of *A. mellifera*. The great adaptability of *A. mellifera* to different environments as well as its generalist foraging behaviour allows the use of the landscape in a wide way, suggesting that the mosaic of environments in the studied urban area provides the resources required by the species. The phytocentric and zoocentric approaches brought up complementary informations about

interactions between *A. mellifera* and the plants they use as resources. In this sense, to achieve an wide understanding of these interactions, contributing for more effective conservation actions of these communities, we suggest to, whenever possible, combine the use of both phytocentric and zoocentric approaches.

Introdução

A composição e estrutura da paisagem têm fortes efeitos sobre as comunidades de abelhas e das plantas que polinizam, particularmente no que diz respeito a abundância desses insetos e nos serviços de polinização prestados (Steffan-Dewenter et al. 2002, Steffan-Dewenter & Kuhn 2003). Neste sentido, as cidades podem ser excelente modelo para examinar os efeitos da fragmentação e dos distúrbios antrópicos, que podem variar ao longo de toda a sua extensão, e geralmente aumentam em intensidade e frequência, em direção ao centro urbano (McDonnell et al. 1997). Nesses locais, as abelhas generalistas tendem a ser favorecidas, enquanto as especialistas são severamente afetadas (Matteson et al. 2008) uma vez que a urbanização frequentemente reduz a quantidade de habitat natural (Steffan-Dewenter et al. 2002) e, conseqüentemente, a riqueza e diversidade de espécies (Geslin et al. 2013). Além disso, ambientes fragmentados, como o urbano, podem levar ao isolamento das populações de polinizadores em pequenas áreas florestadas, impedindo ou reduzindo o fluxo de indivíduos entre os fragmentos (Benevides 2009).

A análise das interações entre polinizadores e plantas pode se feita a partir de uma perspectiva fitocêntrica, que consiste na observação dos visitantes florais em plantas focais; ou zoocêntrica, em que as interações são inferidas por meio da identificação dos grãos de pólen aderidos ao corpo dos polinizadores (Bosch et al. 2009, Jordano et al. 2009, Vizentin-Bugoni et al. 2018). A abordagem zoocêntrica é vantajosa por não depender da observação instantânea do visitante na flor e ser mais abrangente, uma vez que considera os grãos de pólen de praticamente todas as plantas cujas anteras foram contactadas pelo polinizador (Vizentin-Bugoni et al. 2018). No entanto, a identificação desses grãos demanda demorado trabalho de laboratório e depende da existência de guias polínicos, que nem sempre estão disponíveis. Além disso, como não se sabe a distância de forrageio que cada inseto percorreu, a escala espacial nesse tipo de estudo é frequentemente desconhecida (Freitas et al. 2014). Por outro lado, na abordagem fitocêntrica há

maior facilidade na identificação das plantas visitadas e é possível delimitar a área de estudo em que as observações serão feitas. Além disso, pode-se agregar informações sobre o comportamento dos visitantes nas flores (Ballantyne et al. 2015).

As abelhas africanizadas *Apis mellifera* L. existentes no Brasil são populações poli-híbridas resultantes dos cruzamentos naturais, embora acidentais, entre a abelha africana *Apis mellifera scutellata* Lepeletier com algumas subespécies de abelhas melíferas europeias (Kerr 1967). Essas abelhas promovem alta produtividade em muitos cultivos agrícolas, possuem forte comportamento de defesa de ninhos, alta capacidade de enxameação e, comparativamente às abelhas nativas, reprodução com ciclo de vida mais curto, maior tolerância a ambientes inóspitos e maior resistência a pragas e patógenos (Moreti et al. 1996). No Brasil, a abelha *A. mellifera* está presente em ambientes urbanos, agrícolas e naturais, sob diferentes estados de preservação ou degradação, ao contrário das abelhas nativas, que são mais sensíveis às modificações do habitat natural (Kremen et al. 2002). Devido à sua maior tolerância às alterações ambientais, *A. mellifera* é bastante frequente em áreas urbanas, o que poderia, de certa forma, compensar a perda de outros polinizadores nestes locais, fenômeno conhecido como “efeito de resgate” (Winfrey et al. 2009).

Com relação à sua dieta, é uma espécie altamente generalista, buscando recursos em plantas dos mais diversos grupos (Minussi & Alves dos Santos 2007). Essa característica pode explicar sua alta frequência em espaços verdes localizados em áreas urbanas, onde interage com grande número de espécies de plantas. Em um trabalho compilando dados de 86 estudos de interações planta-polinizador em ambientes urbanos no Brasil (Nascimento et al. 2020), *A. mellifera* foi a abelha que visitou o maior número de espécies de plantas. Embora existam estudos avaliando como a composição da paisagem influencia a carga polínica carregada por abelhas (e.g., Jha et al. 2013, Piroux et al. 2014, Cusser et al. 2019, Hass et al. 2019, Kratschmer et al. 2020, Montoya-Pfeiffer & Nates-Parra 2020), nenhum estudo ainda avaliou essas interações em remanescentes urbanos de Cerrado.

Neste estudo avaliamos como as diferentes coberturas de solo no entorno de remanescentes urbanos de Cerrado afetam a abundância de *Apis mellifera*, bem como a riqueza de espécies de plantas visitadas e de grãos de pólen carregados por essas abelhas. De modo a avaliar a eficiência das abordagens zoo e fitocêntrica para o registro das plantas visitadas por *A. mellifera*, analisamos como variam a riqueza de grãos de pólen carregada e de plantas visitadas por essas abelhas, utilizando esses dois métodos. Testamos ainda se a riqueza e a diversidade de plantas presentes nos remanescentes afetam o número de espécies visitadas, definido com base nos dados obtidos através dessas duas abordagens. Investigamos ainda o efeito do isolamento dos remanescentes sobre a abundância de *A. mellifera* e sobre a riqueza de plantas visitadas, registrada usando ambas as abordagens.

Tendo em vista que abelhas africanizadas tendem a ser tolerantes à certo grau de modificação da paisagem (Gruver & CaraDonna 2021) e que são pouco seletivas no uso dos recursos florais (Minussi & Alves dos Santos 2007), as hipóteses para este estudo são: 1) Que haja um aumento na abundância de *A. mellifera* e uma redução na riqueza de grãos de pólen e de espécies de plantas visitadas, com o aumento da cobertura urbana e de pastagem/campo aberto na paisagem, devido à menor variedade de plantas nesses locais. 2) A cobertura de áreas verdes, por sua vez, deverá levar ao efeito contrário, pois esse tipo de paisagem pode favorecer a visita das abelhas em mais espécies de plantas. 3) A amostragem zoocêntrica deve revelar maior riqueza de plantas visitadas, uma vez que abrange maior área espacial. 4) Remanescentes com maior riqueza e diversidade de plantas terão mais espécies visitadas, registradas em ambas as abordagens. 5) O isolamento dos remanescentes deve reduzir a riqueza de plantas visitadas tanto nas abordagens zoocêntrica como fitocêntrica, bem como a abundância de *A. mellifera*.

Métodos

Coleta de dados

As coletas foram realizadas ao longo de um ano (setembro de 2018 a agosto de 2019) em parcelas de 130 m de comprimento e oito metros de largura (1040 m²) estabelecidas nas bordas de 14 remanescentes de diferentes fitofisionomias de Cerrado (vereda, cerradão, mata ciliar, cerrado em regeneração natural), no perímetro urbano de Campo Grande, Mato Grosso do Sul (Figura 1, tabela S1). Para minimizar a autocorrelação espacial mantivemos uma distância mínima de 3Km entre a maioria dos remanescentes estudados (Zurbuchen et al. 2010), com exceção dos pares de áreas 7- 9 e 13-14, cuja distância foi de 2,2 Km e 2,1 Km, respectivamente.

Mensalmente, todas as plantas floridas nas parcelas foram observadas durante 15 minutos, e as abelhas *A. mellifera* que visitavam as flores foram coletadas com um puçá. Ramos férteis de todas as plantas visitadas também foram coletados para herborização e identificação por especialistas, e tiveram sua nomenclatura verificada na base de dados The Plant List (<http://www.theplantlist.org>). Somente plantas com até 4 metros de altura foram contempladas, devido à dificuldade de visualizar e capturar abelhas em alturas mais elevadas.

Metade dos locais era amostrado de manhã (7:00 às 10:30 horas) e metade à tarde (11:00 às 14:30), sendo os períodos invertidos entre os locais a cada mês. Após as capturas, as abelhas eram acondicionadas em frasco limpo, contendo algodão embebido em éter. Posteriormente, esses insetos eram levados ao laboratório para a inspeção do pólen aderido ao seu corpo. Para isso, pequenos cubos de glicerina a 50%, coradas com fucsina básica a 0,5% em etanol 50% (Dafni 1992, Bosch et al. 2009), presos à ponta de uma pinça, foram esfregados nos indivíduos, evitando as corbículas por serem áreas de armazenamento de pólen. Esses cubos foram colocados sobre lâminas e lamínulas de microscopia que foram rapidamente aquecidas para derretimento da gelatina (Dafni 1992, Bosch et al. 2009).

Algumas flores também foram coletadas, fixadas em recipientes com álcool 70% e

levadas ao laboratório para a preparação de um banco de referência a ser utilizado para auxiliar na identificação dos grãos carregados pelas abelhas. Para preparar as lâminas de pólen das flores, as anteras foram removidas e maceradas sobre lâminas para microscopia, em seguida foram adicionados os cubos de glicerina corada, e as lâminas foram aquecidas e fixadas com lamínula. Esta técnica de fácil confecção permite a identificação das principais características dos grãos de pólen. As lâminas de pólen das flores e das abelhas foram então fotografadas sob microscópio óptico da marca Nikon, modelo Coolpix 950, com aumento de 40 vezes. A identificação dos grãos de pólen carregados por *A. mellifera* foi feita à nível de morfotipo, que foram agrupados por família, através da comparação com o banco de referência e com a ajuda de especialistas.

Com base em imagens de satélite Google Earth Pro os 14 remanescentes estudados foram localizados e, a partir do ponto central das parcelas de amostragem, foram estabelecidos raios de 500, 1000 e 2000 metros (Figura 1). A maior escala foi definida com base na informação de que embora as abelhas *A. mellifera* sejam capazes de voar a longas distâncias (Zurbuchen et al. 2010), o raio de vôo comumente é menor do que 2 km (Rowell et al. 1992). A proporção das cobertura de solo urbana (i.e., construções, ruas), áreas verdes (i.e. Cerrado, florestas estacionais), corpos d'água e pastagens/campo aberto dentro dos buffers foi calculada. O isolamento de cada remanescente amostrado foi calculado através da distância euclidiana, medindo a distância de sua borda à borda do remanescente mais próximo, em linha reta (McGarigal & Marks 1995) e que tivessem área mínima de 0,1 km², que corresponde a área do menor remanescente estudado.

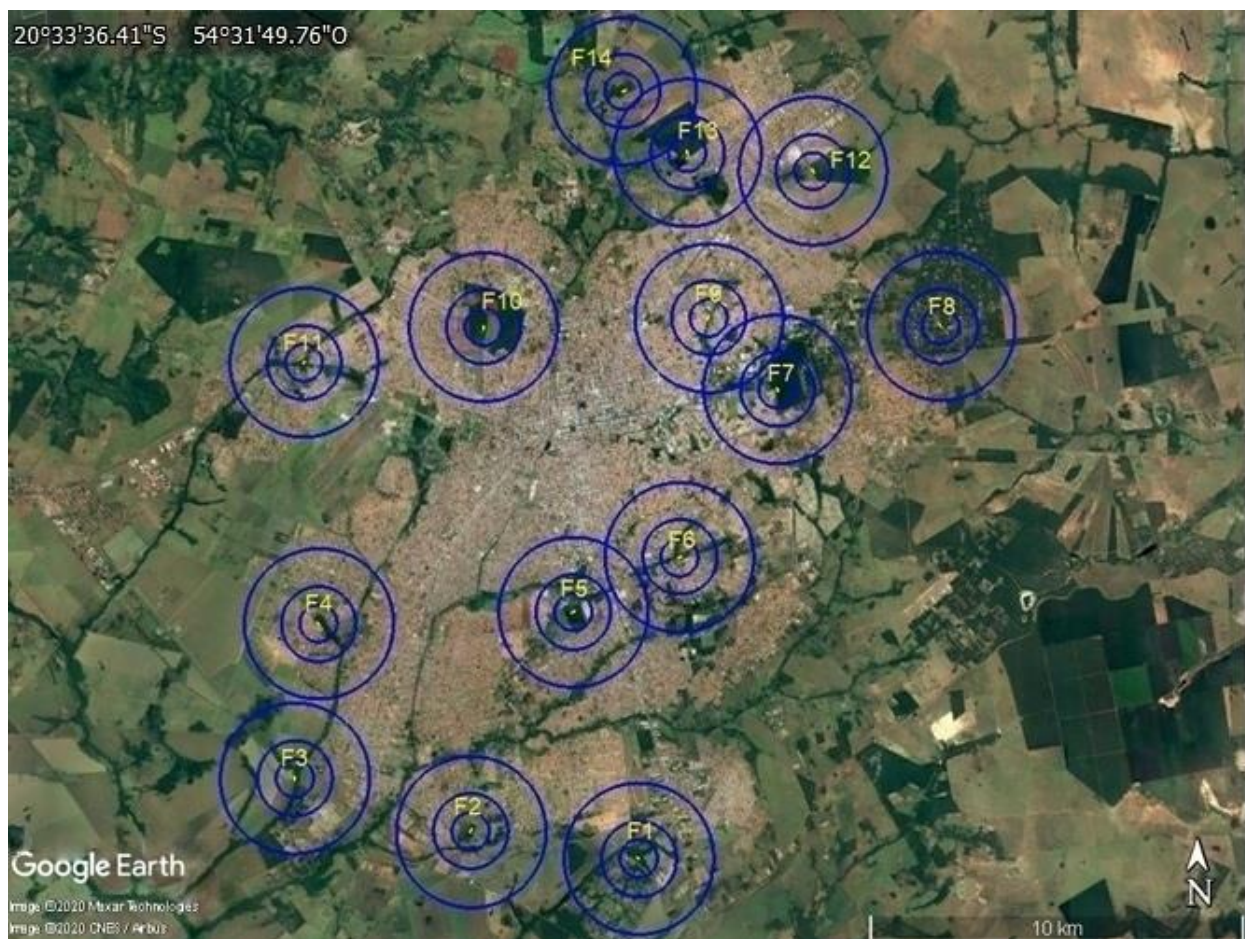


Figura 1. Localização dos 14 remanescentes urbanos de Cerrado (1- 14) e respectivas parcelas amostrais (pontos amarelos) no centro dos buffers de raios: 500, 1000 e 2000 metros (círculos em azul), no perímetro urbano de Campo Grande, MS. Imagens do Google Earth (2020).

Análises estatísticas

Foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (GLM), com distribuição de Poisson e função de ligação logarítmica para analisar o efeito dos tipos de paisagem em cada escala espacial avaliada (variáveis preditoras) sobre a abundância de *A.mellifera*, a riqueza de plantas visitadas e de grãos de pólen carregados por essas abelhas (variáveis resposta). As variáveis preditoras incluíram as proporções dos tipos de cobertura do solo (urbana, áreas verdes, pastagens/solo exposto e corpos d'água) nos raios de 500 m, 1 km e 2 km ao redor de cada remanescente.

Para a seleção das variáveis preditoras a serem incluídas nos modelos, foi feita uma correlação de Pearson, seguindo o critério de Callegari-Jacques (2006). De acordo com este autor as correlações são classificadas em: correlação nula: $r=0$; fraca: $0 < r \leq 0,3$; regular: $0,3 < r \leq 0,6$; forte: $0,6 < r \leq 0,9$; muito forte: $0,9 < r \leq 1$. As variáveis que apresentaram correlação positiva forte/muito forte foram: cobertura urbana a 1km e 2 km com cobertura urbana a 500 metros; cobertura de áreas verdes a 1 km com a mesma a 500 metros, cobertura de curso d'água a 1 km com a mesma a 2 km e a pastagem/campo aberto a 500 metros com a mesma a 2 km. Assim, retiramos do modelo as variáveis cobertura urbana a 1km, cobertura urbana a 2km, cobertura de áreas verdes a 1km, cursos d'água a 1km, pastagem/campo aberto a 500 metros. Após retirar essas variáveis, avaliamos as matrizes de correlação entre as restantes, par a par, usando o Fator de Inflação de Variância (Variance Inflation Factor – VIF, Dormann et al. 2013), uma medida da importância da multicolinearidade em um conjunto de múltiplas variáveis de regressão, e cujo valor aceitável é ≤ 10 (Hair et al. 2010). O valor do VIF médio obtido foi de 2,8. Dessa maneira, as variáveis preditoras incluídas nas análises foram: cobertura urbana a 500 m, cobertura de áreas verdes a 500 m e 2 km, pastagem/campo aberto a 1 km e 2 km, cursos d'água a 500 m e 2 km.

Para avaliar se houve diferença entre a riqueza dos grãos de pólen coletados por *A. mellifera* (análise da carga polínica) e a riqueza de plantas visitadas pelas abelhas, (observações focais nas flores), realizamos um teste t de Student para amostras independentes. Para verificar se

a riqueza da carga polínica e o número de espécies botânicas visitadas por *A. mellifera* estão relacionados à riqueza e diversidade de plantas encontradas nos remanescentes amostrados e, para avaliar se o isolamento dos remanescentes afeta a abundância de *A. mellifera*, a riqueza de grãos de pólen carregados e a riqueza de espécies de plantas visitadas, utilizamos regressões lineares simples, verificando, para tal, o pressuposto de normalidade dos resíduos.

Resultados

Foram coletados 224 indivíduos de *A. mellifera* nos 14 remanescentes estudados. Na abordagem zoocêntrica foram identificados 125 morfotipos de pólen pertencentes às 41 famílias de plantas, sendo as mais representativas: Fabaceae (13,6%), Asteraceae (10,4%) e Malvaceae (7,2%) (Tabela 1). A riqueza de grãos de pólen carregada por indivíduo variou entre um e nove, sendo que cada abelha carregou pólen de, em média $2,71 \pm 1,55$ espécies de plantas. Na abordagem fitocêntrica, foram registradas visitas dessas abelhas à 50 espécies de plantas pertencentes a 21 famílias, sendo Asteraceae a família mais visitada (25,44% das abelhas), seguida por Sapindaceae (18,75%) e Bignoniaceae (15,17%) (Tabela 2). Algumas famílias foram registradas somente em uma das abordagens, como é o caso de Bromeliaceae, Erythroxylaceae, Moutigiaceae e Onagraceae, registradas exclusivamente na amostragem fitocêntrica. Por sua vez, a amostragem zoocêntrica registrou de maneira exclusiva as famílias Araliaceae, Brassicaceae, Cannabaceae, Caryophyllaceae, Chrysobalanaceae, Commeliaceae, Elaeagnaceae, Lythraceae, Liliaceae, Menispermaceae, Ochnaceae, Polygalaceae, Rosaceae, Smilicaceae, Turneraceae, Urticaceae (Tabelas 1 e Tabela 2).

A riqueza de plantas visitadas por *A. mellifera*, detectada através das observações focais, foi significativamente mais baixa e apresentou menor amplitude do que a riqueza de grãos de pólen carregados por essas abelhas nas áreas amostradas ($p < 0,001$; $t = 5,21$ - Figura 2). A riqueza

de grãos de pólen carregados foi positivamente afetada pela riqueza ($p < 0,001$; $R^2 = 0,75$) e pela diversidade de plantas ($p = 0,023$; $R^2 = 0,357$) nos remanescentes amostrados (Figura 3A e 2B). De modo semelhante, o número de espécies visitadas pelas abelhas nas observações focais foi positivamente afetado pela riqueza de plantas ($p = 0,003$; $R^2 = 0,521$) (Figura 3C) das áreas, porém não por sua diversidade ($p = 0,222$; $R^2 = 0,12$).

Tabela 1. Número de tipos polínicos, agrupados por família botânica, carregados por indivíduos de *Apis mellifera* em 14 remanescentes urbanos de Cerrado no município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

Família botânica	Riqueza de morfotipos	Família botânica	Riqueza de morfotipos
Acanthaceae	4	Liliaceae	1
Asteraceae	13	Malpighiaceae	2
Anacardiaceae	1	Malvaceae	9
Araliaceae	1	Melastomataceae_	3
Bignoniaceae	5	Menispermaceae	1
Boraginaceae	2	Myrtaceae	1
Brassicaceae	3	Ochnaceae	1
Cannabaceae	2	Oxalidaceae	1
Caryophyllaceae	1	Poaceae	3
Chrysobalanaceae	1	Polygalaceae	1
Commelinaceae	2	Ranunculaceae	1
Convolvulaceae	5	Rosaceae	1
Cucurbitaceae	1	Rubiaceae	3
Lythraceae	1	Sapotaceae	1
Dilleniaceae	1	Sapindaceae	7
Elaeagnaceae	1	Smilicaceae	1
Ericaceae	1	Solanaceae	7
Euphorbiaceae	5	Turneraceae	1
Fabaceae	17	Urticaceae	1
Lamiaceae	3	Verbenaceae	7
Lauraceae	2	Total de morfotipos: 125	

Tabela 2. Número de indivíduos de *Apis mellifera* que visitaram flores das 50 espécies de plantas, registrados através da abordagem fitocêntrica, em 14 remanescentes urbanos de Cerrado em Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

Família	Espécie	Nº de indivíduos de <i>A. mellifera</i>
Anacardiaceae	<i>Manguifera indica</i>	2
Asteraceae	<i>Austroeupatorium inuliifolium</i>	8
	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	1
	<i>Chromolaena cylindrocephala</i>	4
	<i>Chromolaena laevigata</i>	7
	<i>Chromolaena maximiliani</i>	8
	<i>Chromolaena_squalida</i>	1
	<i>Eclipta prostrata</i>	1
	<i>Elephantopus mollis</i>	1
	<i>Mikania micrantha</i>	4
	<i>Pluchea quitoc</i>	2
	<i>Trixis antimenorrhoea</i>	3
	<i>Vernonanthura brasiliiana</i>	12
	<i>Tithonia diversifolia</i>	4
	<i>Vernonanthura sp</i>	1
Bignoniaceae	<i>Fridericia florida</i>	22
	<i>Fridericia platyphylla</i>	1
	<i>Tecoma stans</i>	11
Boraginaceae	<i>Varronia polycephala</i>	4
Bromeliaceae	<i>Pseudonanas sagenarius</i>	1
Convolvulaceae	<i>Ipomoea triloba</i>	1
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i>	3
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum citrifolium</i>	2
	<i>Erythroxylum suberosum</i>	4
Euphorbiaceae	<i>Chamaesyce hyssopifolia</i>	1
	<i>Croton urucurana</i>	5
	<i>Maprounea guianensis</i>	1
Fabaceae	<i>Bauhinia unguolata</i>	1
	<i>Centrosema macrocarpum</i>	1

	<i>Centrosema_sagittatum</i>	3
	<i>Mimosa_adenocarpa</i>	1
	<i>Mimosa_setosa</i>	4
	<i>Mimosa_verrucosa</i>	2
Lamiaceae	<i>Lantana trifolia</i>	1
Malpigiaceae	<i>Heteroperysaphrodisiaca</i>	1
Malvaceae	<i>Pavonia communis</i>	15
	<i>Sidrastum paniculatum</i>	1
Melastomataceae	<i>Miconia nervosa</i>	1
Mountigiaceae	<i>Montija calabura</i>	1
Onagraceae	<i>Ludwigia</i> sp	1
	<i>Ludwigia laurotteana</i>	2
Rubiaceae	<i>Palicourea rigida</i>	2
	<i>Psychotria_carthagenensis</i>	10
Sapindaceae	<i>Mataiba guianensis</i>	20
	<i>Serjania acoma</i>	7
	<i>Serjania caracasana</i>	15
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i>	2
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i>	1
	<i>Solanum lycocarpum</i>	1
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	16
Total de individuos: 225		

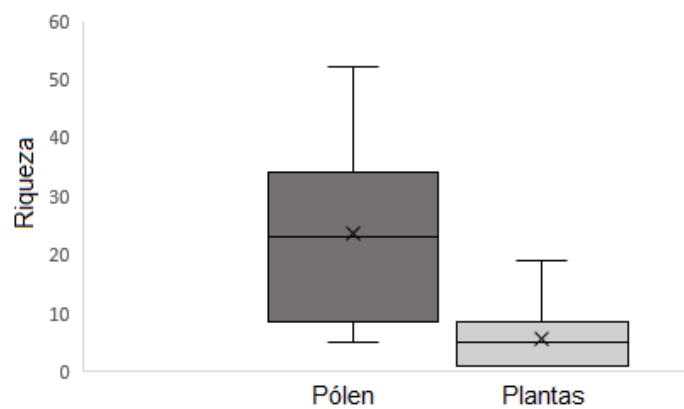


Figura 2. Riqueza de grãos de pólen carregados (Pólen) e de plantas visitadas (Plantas) por abelhas *Apis mellifera* nos 14 remanescentes de Cerrado localizados na área urbana de Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

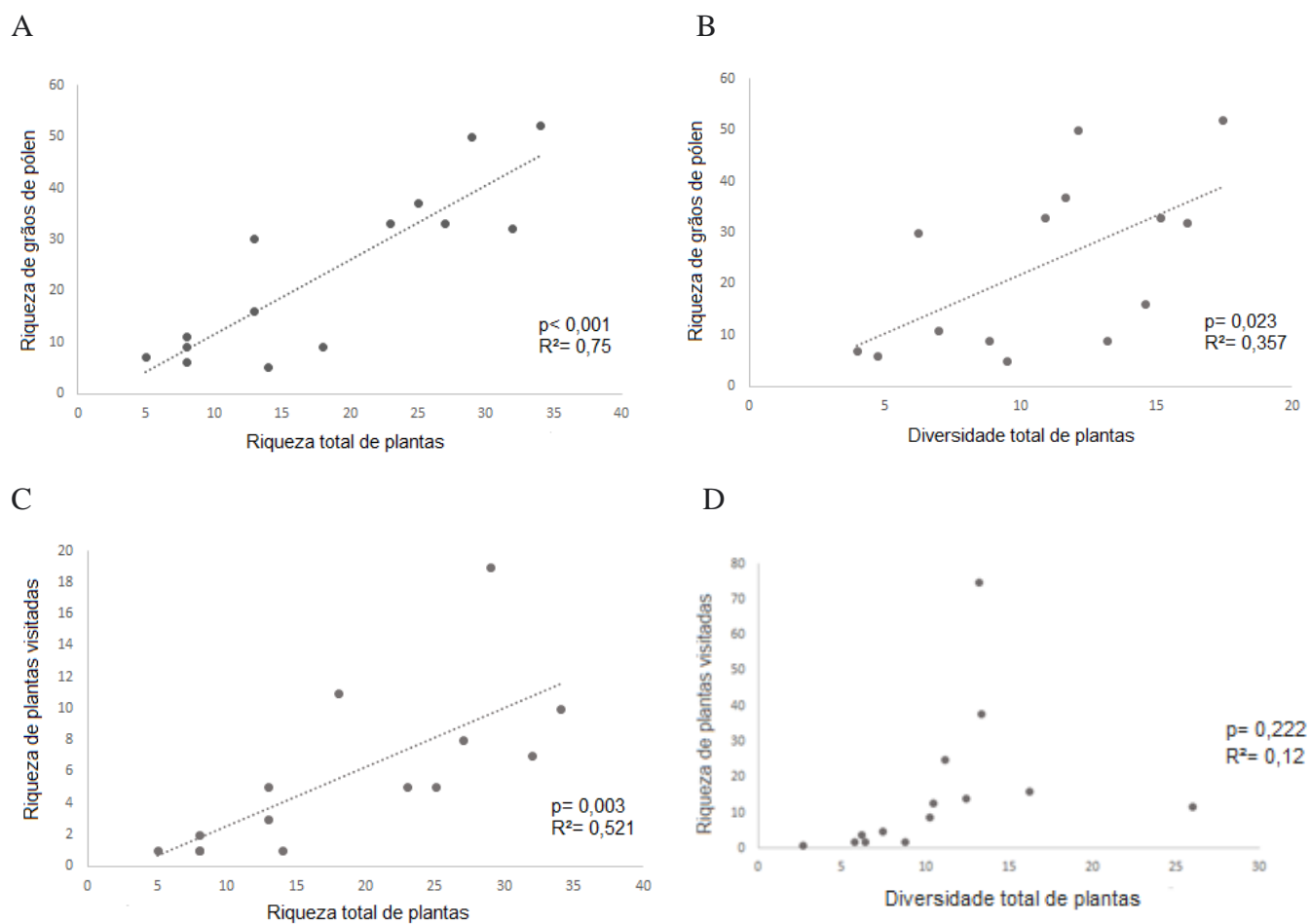


Figura 3. Efeito da riqueza (A) e da diversidade (B) total de plantas nas áreas sobre a riqueza de grãos de pólen carregados pelas abelhas *A. mellifera*. Efeito da riqueza (C) e da diversidade (D) total de plantas nas áreas sobre a riqueza de plantas visitadas por essas abelhas em 14 remanescentes urbanos de Cerrado em Campo Grande, Mato Grosso do Sul.

O isolamento dos remanescentes não afetou a abundância de *A. mellifera* ($p=0,302$; $R^2=0,088$), a riqueza de grãos de pólen carregados ($p=0,057$; $R^2=0,269$), nem tampouco riqueza de plantas visitadas ($p=0,231$; $R^2=0,116$) por essas abelhas.

Os resultados do GLM revelaram que a abundância de indivíduos de *A. mellifera* foi afetada positivamente pela cobertura urbana, de áreas verdes e de cursos d'água na escala de 500 metros, bem como pela cobertura de áreas de pastagem/campo aberto na escala de 1 km. O aumento da cobertura urbana e de áreas verdes na escala de 500 metros e da pastagem/campo aberto na escala de 1 km, levou a um aumento na riqueza de grãos de pólen carregados. A presença de áreas de pastagens/campo aberto também na escala de 1 km afetou positivamente a riqueza de plantas visitadas, porém na escala de 2 km, o efeito foi negativo (Tabela 3).

Tabela 3. Resultados dos Modelos Lineares Generalizados (GLM), sendo o melhor modelo apresentado junto aos valores de AIC para o modelo completo e de AICc (Critério de Informação de Akaike para amostras pequenas) do modelo selecionado, o valor da estatística F, o valor de p e o valor do R² ajustado. A comparação dos modelos inclui os valores dos graus de liberdade residuais (Residual Df), desvio dos resíduos (Resid. Dev), a diferença entre o AICc do modelo considerado e do melhor modelo (Δ AICc) e o peso de evidência (Weight). O modelo completo para calcular a relação entre as variáveis explicativas e as variáveis resposta é dado pela fórmula: variável resposta (Abundância de *Apis mellifera*, riqueza de grãos de pólen, riqueza de plantas visitadas) ~ U_500m + AV_2km + AV_500m + Ag_2Km + Ag_500m + P.CA_1km + P.CA_2km.

AIC modelo completo	p do modelo pós seleção	Melhor modelo	Coeficientes	AICc	Valor F	p	R ² ajus	
Abundância de <i>A.mellifera</i>	115,08	0,01	P.CA_1km + P.CA_2km + Ag_500m + AV_500m + U_500m	P.CA_1km: 0,036 Ag_500m: 1,736 AV_500m: 0,081 U_500m: 0,072	128,36	6,631	<0,001 <0,001 <0,001 <0,001	0,994
Riqueza de grãos de pólen	212,15	0,47	AV_2km + U_500m + P.CA_1km + AV_500m	U_500m: 0,025 P.CA_1km: 0,016 AV_500m: 0,019	193,66	0,951	<0,001 <0,001 <0,001	0,834
Riqueza de plantas visitadas	73,638	0,088	P.CA_1km + P.CA_2km	P.CA_1km: 0,018 P.CA_2km:-0,023	89,08	3,046	<0,001 <0,001	0,829
Comparação de modelos								
Modelo	Residual Df	Resid. Dev	AICc	Δ AICc	Weight			

Abundância de <i>A.mellifera</i>	P.CA_1km +	12	192,172	252,65	124,3	0
	P.CA_1km + P.CA_2km	11	159,884	223,68	95,3	0
	P.CA_1km + P.CA_2km + Ag_500m	10	147,818	215,65	87,3	0
	P.CA_1km + P.CA_2km + Ag_500m + AV_500m	9	138,959	211,85	83,5	
	P.CA_1km + P.CA_2km + Ag + AV_500m + U_500m	6	48,972	128,36	0	1
	Completo	6	43,685	143,88	15,5	0
	Riqueza de grãos de pólen	AV_2km	12	144,587	215,83	22,2
AV2km + U_500m		11	139,54	214,51	20,8	0
AV2km + U_500m + P.CA_1km		10	124,356	202,95	9,3	0,01
AV_2km +AV_1km U_500m + P.CA_1km		9	110,013	193,66	0	0,99
Completo		6	101,2	212,15	18,5	0
Riqueza de plantas visitadas		P.CA_1km	12	49,63	99,719	10,6
	P.CA_1km + P.CA_2km	11	35,688	89,085	0	0,99
	Completo	6	12,646	102,43	13,4	0

Legenda: AV- cobertura de áreas verdes, U- cobertura urbana, P.CA- cobertura de pastagens/campo aberto, Ag- corpos d'água.

Discussão

A riqueza de plantas visitadas, detectada através da amostragem fitocêntrica, foi significativamente menor do que a registrada pela zoocêntrica, o que seria esperado, tendo em vista que essa última abordagem permite detectar praticamente todas as plantas cujas anteras foram contatadas pelo polinizador, independente de observações em tempo real. Abrange ainda uma maior escala espacial, que é até mesmo desconhecida, em contraste com a amostragem fitocêntrica (Freitas et al. 2014). Porém, a abordagem fitocêntrica tem a vantagem de permitir a identificação em nível de espécie com mais frequência do que a zoocêntrica. Muitas famílias de plantas visitadas foram registradas exclusivamente em uma das abordagens, de modo que ao utilizar ambas as abordagens, a amostragem torna-se mais abrangente, permitindo uma compreensão mais completa dos recursos efetivamente utilizados por *Apis mellifera*.

As três famílias com os maiores números de espécies visitadas por *A. mellifera* com base nos dados da amostragem zoocêntrica (Fabaceae, Asteraceae e Malvaceae) estão entre as mais representativas do domínio do Cerrado, com alta riqueza de espécies (Souza et al. 2018b). Assim, a sua alta frequência na dieta de *A. mellifera* poderia ser explicada pelo fato dessa espécie apresentar comportamento generalista (Minussi & Alves dos Santos 2007), coletando recursos disponíveis em maior abundância (Rosa et al. 2010). Na amostragem fitocêntrica, além de Asteraceae, as famílias mais visitadas foram Sapindaceae (*Matayba guianensis*, *Serjania acoma*, *Serjania caracasana*) e Bignoniaceae (*Fridericia florida*, *Fridericia platyphylla*, *Tecoma stans*). As espécies de Sapindaceae e Bignoniaceae exibem floração massiva com a abertura de grande número de flores por dia (Rosa et al. 2010) e foram frequentes nas áreas de estudo.

O registro de maior amplitude de valores de riqueza de grãos de pólen carregados (abordagem zoocêntrica) do que da riqueza de plantas visitadas (abordagem fitocêntrica) por *A. mellifera* era esperado, tendo em vista que na primeira abordagem, foi quantificada a riqueza de

pólen que cada abelha *A. mellifera* estava carregando, já na segunda, registrou-se quantos indivíduos dessa espécie de abelha visitaram cada planta.

A riqueza de plantas visitadas por *A. mellifera* aumentou com a riqueza e diversidade de plantas dos remanescentes para a abordagem zoocêntrica, enquanto para a fitocêntrica, ela não foi afetada pela diversidade. Isso pode ter ocorrido em virtude de a abordagem zoocêntrica ter registrado maior riqueza de plantas visitadas. Esse resultado sugere que o aumento na variedade de recursos florais leva a um aumento no número de espécies visitadas, conforme já registrado em outros estudos (e.g., Cusser et al. 2019). O comportamento generalista dessa espécie permite que utilize os recursos florais abundantes no ambiente com baixa seletividade (Minussi & Alves dos Santos 2007), sendo a sua ocorrência influenciada pela riqueza da comunidade floral local (Wojcik & McBride 2012).

O isolamento dos remanescentes não afetou a abundância de *A. mellifera*, a riqueza de plantas visitadas e nem de grãos de pólen coletados. Embora essa espécie tenha capacidade de voar até 10 km em busca de alimento (Zurbuchen et al. 2010) é provável que forrageie com maior frequência em locais próximos à colônia que, em geral, ocupa posição central em relação ao raio de voo (Araújo et al. 2004). É conhecido que a distância mínima entre os ninhos e o ponto de forrageio é de aproximadamente 100 metros (Pacheco et al. 1985), por isso, levando em conta que os remanescentes de Cerrado amostrados possuem vegetação que parece ser adequada para nidificação e manutenção das colônias, provavelmente as abelhas *A. mellifera* concentram sua atividade de forrageio dentro desses locais, reduzindo assim o gasto de energia e os riscos de sobrevivência associados a deslocamentos mais amplos (Levin 1961, Lee 1965, Pacheco et al. 1985). De modo semelhante, em um estudo que sintetizou dados de comunidades de polinizadores em diferentes biomas (Garibaldi et al. 2011), a taxa de visitação para todos os insetos avaliados, com exceção de *A. mellifera*, diminuiu com a distância entre áreas naturais (i.e., isolamento). Os autores argumentam que os efeitos do isolamento são menos sentidos para essa espécie devido à sua dieta generalista, seus intervalos de forrageamento mais longos em

comparação com a maioria das abelhas solitárias, além de ter alta capacidade de localizar e utilizar manchas discretas de recursos de forma eficiente em uma paisagem mais ampla.

As coberturas urbanas e de áreas verdes em escala proximal (500 metros) estiveram positivamente relacionadas tanto à abundância de *A. mellifera* como à riqueza polínica carregada. O ambiente urbano pode favorecer as abelhas exóticas, o que é corroborado por estudos que associam a prevalência dessas abelhas com a urbanização (Cane et al. 2006, Fitch 2017). É conhecido que as abelhas africanizadas utilizam cavidades em árvores para a construção dos seus ninhos, mas podem utilizar também substratos artificiais como tubulações, cavidades em postes ou rochas, cupinzeiros, telhados, forros de casas, latas abandonadas, tambores, pneus, caixas de madeira ou de papelão, entre outros substratos associados a ambientes urbanizados (Toledo et al. 2006, Santos & Mendes 2016). Além disso, é comum a existência de jardins urbanos com plantas cultivadas, que incluem, muitas vezes, espécies exóticas muito visitadas por *A. mellifera* (Zanette et al. 2016, Goulson 2003), o que pode ter levado a uma maior riqueza de pólen coletado. Um estudo que confirma a relação positiva entre coberturas urbanas e riqueza de grão de pólen foi realizado comparando apiários localizados em paisagens urbanas e rurais na França, onde maior riqueza polínica foi detectada nas abelhas dos apiários urbanos (Piroux et al. 2014).

A abelha *A. mellifera* parece ampliar sua dieta com o aumento da riqueza floral local, o que geralmente não ocorre com abelhas nativas, como demonstrado no estudo de Cusser et al. (2019), que comparou a abelha africanizada com *Melissodes tepaneca*. Nesse sentido, as áreas verdes foram amplamente utilizadas na atividade de forrageio em adição aos recursos florais oferecidos por plantas introduzidas nos jardins urbanos (Luz et al. 2007). A cobertura de áreas verdes na escala de 500m também foi relacionada positivamente à riqueza de espécies de plantas nas áreas amostradas (vide capítulo 01), indicando que as abelhas aproveitaram a maior oferta de recursos florais diferenciados (Cusser et al. 2019). Além disso, essa escala abrangeu, em alguns casos, áreas vegetadas que estão fora dos remanescentes de Cerrado amostrados (Figura 1), o que mostra que as flores desses locais também puderam ser visitadas, elevando ainda mais a riqueza

polínica. De modo semelhante, em um estudo conduzido no leste da Áustria, o aumento das proporções de áreas verdes dentro da região urbana, afetou positivamente a riqueza de pólen carregada por uma espécie de abelha solitária (*Osmia cornuta* - Megachilidae) (Kratschmer et al. 2019). Os autores atribuíram esse resultado ao fato de as paisagens complexas fornecerem maior variedade de alimentos na forma de plantas diferentes para as abelhas.

Além dos recursos florais, provavelmente as áreas verdes também ofereceram substrato adequado à nidificação (i.e., árvores), elevando ainda mais a abundância de *A. mellifera* nos remanescentes amostrados. De fato, a cobertura de cursos d'água na escala de 500 metros também correlacionou-se positivamente à abundância desses insetos. É conhecido que a presença de água permite o estabelecimento de árvores de maior porte, tendo em vista que, em linhas gerais, a necessidade total hídrica das plantas está associada ao tamanho dos indivíduos (Meinzer et al., 2001). Além disso, a água pode ter efeitos diretos sobre os polinizadores, já que é recurso essencial à sua sobrevivência (Herbert, 1992).

O aumento das áreas de pastagem/campo aberto na escala de 1 km, levou ao aumento tanto da abundância das abelhas amostradas nos remanescentes de Cerrado, como da riqueza de plantas visitadas nas duas abordagens. Essa cobertura de solo é considerada hostil para a nidificação das abelhas que dependem de substratos específicos, como árvores de maior porte (Morandin et al. 2007). Por esse motivo, é provável que quanto maior a proporção de pastagens/campo aberto, mais as *A. mellifera* foram impelidas para os remanescentes de Cerrado para estabelecerem suas colônias, elevando assim a sua abundância nesses locais e contribuindo com o aumento do número de tipos polínicos. Além disso as áreas de pastagens/campo aberto podem ter sido utilizadas, eventualmente, para o forrageio de *A. mellifera*, tendo em vista que elas são capazes de voar distâncias maiores em busca de alimento (Wolff & Santos 2008). Embora as pastagens/campo aberto sejam formadas basicamente por gramíneas e plantas ruderais, possuindo, portanto, baixa riqueza vegetal se comparada aos remanescentes de Cerrado, apresentam grande abundância dessas plantas, que podem também ser amplamente utilizadas por abelhas

generalistas (Franz et al. 2019). De modo semelhante, a presença de vegetação ruderal em plantações de girassol aumentou os recursos florais oferecidos aos visitantes, inclusive elevando a produtividade do cultivo (Carvalho et al. 2011).

Para a abordagem fitocêntrica, a cobertura de pastagem/campo aberto na escala de 2 km não apresentou relação com a abundância de *A. mellifera*. Isso sugere que, como mencionado anteriormente, embora essas abelhas tenham a capacidade de voar à longas distâncias (Zurbuchen et al. 2010), evitam forragear muito distante de suas colônias (Levin 1961, Lee 1965, Pacheco et al. 1985). Tendo em vista que os polinizadores podem memorizar seu ambiente circundante e responder adequadamente a ele (Lihoreau et al. 2011), apenas quando os recursos estão escassos no local, são substituídos por recursos alternativos, disponíveis em outra área próxima (Dunnig et al. 1992, Fahrig et al. 2011). Além disso, para abordagem fitocêntrica, essa cobertura na escala de 2km, teve um efeito contrário ao observado na escala de 1 km sobre a riqueza de plantas visitadas. Dessa forma, o fenômeno observado na maior escala deve ter resultado de processos relacionados à maior heterogeneidade da paisagem (Ostfeld 1992), os quais ainda precisam ser melhor investigados.

Portanto, podemos observar que, exceto a pastagem/campo aberto na escala de 2 km, as outras coberturas de solo no entorno dos remanescentes de Cerrado avaliados, exerceram influência positiva no número de plantas visitadas por *A. mellifera*, detectadas na abordagem zoocêntrica e fitocêntrica, e também na abundância dessas abelhas, o que confirma que essa espécie é capaz de adaptar-se aos diferentes ambientes, sendo capaz de persistir em locais circundados por diferentes tipos de cobertura de solo.

Conclusão

As abelhas exóticas *A. mellifera* que ocorrem em remanescentes urbanos de Cerrado em Campo Grande exploraram flores de uma ampla variedade de espécies, com destaque para a família

Asteraceae, entre as mais representativas, tanto na amostragem de pólen quanto nas observações focais das abelhas nas flores. As áreas com maior riqueza de plantas foram aquelas que tiveram mais espécies visitadas, o que indica que *A. mellifera* amplia sua dieta com ao aumento na disponibilidade de recursos. Essas abelhas não parecem ser afetadas pelo isolamento dos remanescentes, uma vez que a riqueza de plantas visitadas e a abundância das abelhas não foi afetada por esse fator, o que indica que essas áreas provêm os recursos necessários para *A. mellifera*. Todos os tipos de cobertura do solo em alguma escala, (exceto a presença de cursos d'água) favoreceram a riqueza de plantas visitadas e/ou a abundância e riqueza de grãos de pólen carregados, o que pode ser explicado pelo fato de *A. mellifera* apresentar dieta generalista, incluindo recursos dos diferentes tipos de paisagem, além de serem capazes de utilizar substratos antrópicos para a construção de seus ninhos. A presença de água e de áreas verdes em escalas proximais (500m) tiveram efeito positivo sobre a abundância dessas abelhas, o que poderia estar relacionado à presença de árvores maiores para nidificação nesses locais. O uso da abordagem zoocêntrica combinada à fitocêntrica permitiu uma compreensão mais completa do uso de recursos por *A. mellifera* em remanescentes urbanos de Cerrado. Os efeitos da paisagem de entorno sobre a riqueza de espécies visitadas diferiram entre as duas abordagens, e a listagem de espécies visitadas foi ampliada ao combiná-las, o que sugere que, sempre que possível, ambas as abordagens devem ser utilizadas para uma avaliação mais abrangente das interações. Concluímos que a grande adaptabilidade dessa abelha aos diversos ambientes e seu hábito generalista permitiram o uso da paisagem de forma ampla, que parece fornecer os recursos necessários para sua persistência no ambiente urbano de Campo Grande.

Conclusão geral

Nesta tese, avaliamos os efeitos do isolamento e das diferentes coberturas de solo no entorno de 14 remanescentes urbanos de Cerrado sobre as redes de interação plantas-polinizadores, sobre a diversidade funcional desses grupos e sobre as interações entre a abelha *A. mellifera* e as plantas. A cidade de Campo Grande abrigou ampla riqueza de espécies e interações. Observamos o importante papel desempenhado por *A. mellifera* nas redes de interação, por ter interagido com mais espécies de plantas em relação aos outros visitantes e por ter atuado como conectora de redes. Com relação às plantas, o destaque foi para a família Asteraceae, pois muitas espécies tiveram papéis centrais nas redes. A composição vegetacional de cada fitofisionomia determinou a substituição das interações entre polinizadores e plantas nas redes, o que mostra que, para a cidade, a conservação dessas áreas torna-se importante para a ocorrência de interações específicas. Os resultados indicam também que os remanescentes proveram recursos suficientes para o estabelecimento das espécies, tanto que seu isolamento não exerceu efeitos sobre as redes locais, sobre as interações realizadas por *A. mellifera* e nem sobre a diversidade funcional das abelhas e plantas. Porém, mesmo assim, a conectividade entre eles deve ser mantida para permitir que mais interações ocorram, visto que o isolamento levou a mudanças nas interações de espécies compartilhadas com a metarede. Os tipos de cobertura de solo influenciaram as métricas das redes e das espécies de diferentes formas; além disso, tiveram influência sobre a diversidade funcional de plantas e abelhas e sobre as interações entre *A. mellifera* e as plantas. Dessa forma, percebemos que a paisagem como um todo, pode ser amplamente utilizada pelos insetos polinizadores e deve ser vista como um mosaico integrado de diferentes habitats e usos na terra. Considerando todos os resultados desta tese, sugerimos que estudos futuros: 1) Sejam realizados nas matrizes representando as diferentes coberturas de solo para compreender os efeitos diretos do tipo de uso do solo sobre as interações entre polinizadores e plantas; 2) Utilizem a abordagem zoocêntrica de forma combinada à fitocêntrica, tendo em visto que esses métodos retornam

informações complementares; 3) Incorporem outros atributos funcionais que tenham relevância para a sobrevivência das comunidades de plantas e abelhas.

Literatura citada

- Aguiar AJC. 2009. Taxonomic revision of the bee genus *Lophopedia* Michener and Moure (Hymenoptera, Apidae, Tapinotaspidini). *Zootaxa*, 2193: 1–52.
- Ahrné K, Bengtsson J, Elmqvist T. 2009. Bumble Bees (*Bombus* spp) along a Gradient of Increasing Urbanization. *PloS ONE*, 4 (5) (2009), p. e5574.
- Aizen MAS & Feinsinger P. 1994. Habitat Fragmentation, Native Insect Pollinators, and Feral Honey Bees in Argentine ‘Chaco Serrano’. *Ecological Applications*, 4(2): 378-392.
- Aizen MA, Sabatino M, Tylianakis JM. 2012. Specialization and rarity predict nonrandom loss of interactions from mutualist networks. *Science*, v. 335, p. 1486–1489.
- Almeida-Neto M, Guimarães P, Guimarães PR, Loyola RD & Ulrich W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* 117: 1227-1239.
- Alves-dos-Santos I, Silva CI, Pinheiro M, Kleinert AMP. 2016. Quando um visitante floral é um polinizador. *Rodriguésia* 67: 295-307.
- Andrieu E, Dornier A, Rouifed S, Schatz B & Cheptou PO. 2009. The town Crepis and the country Crepis: How does fragmentation affect a plant–pollinator interaction? *Acta Oecologica*, 35, 1–7.
- Arellano-Rivas A, De-Nova JA, Munguía-Roses MA. 2016. Patch isolation and shape predict plant functional diversity in a naturally fragmented forest. *Journal of Plant Ecology*. 52:1–36.
- Arnfield AJ. 2003. Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology*, 23:1–26.
- Arroyo-Rodríguez V, M Rös, F Escobar, FPL Melo, BA Santos, M Tabarelli & R. Chazdon. 2013. Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101:1449–1458.
- Ashworth L, Aguilar R, Galetto L, Aizen MA. 2004. Why do pollination generalist and specialist 127 plant species show similar reproductive susceptibility to habitat fragmentation? *Journal of Ecology*, 92:717–719.
- Ballantyne G, Baldock KCRR & Willmer PG. 2015. Constructing more informative plant-pollinator networks: visitation and pollen deposition networks in a heathland plant community. *Proceedings of the Royal Society B*, 282(1814): 1–9.
- Baldock KC, Goddard MA, Hicks DM, Kunin WE, Mitschunas N, Osgathorpe LM, Potts SG, Robertson KM, Scott AV, Stone GN & Vaughan IP. 2015. Where is the UK’s pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings. Biological Science*, 282:10.

- Banaszak-Cibicka W, Dylewski L. 2021. Species and functional diversity — A better understanding of the impact of urbanization on bee communities, *Science of The Total Environment*; 774,145729.
- Bartholomé O, Aullo A, Becquet J, Vannier C & Lavorel, S. 2020. Pollinator presence in orchards depends on landscape-scale habitats more than in-field flower resources. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 293 p.
- Bascompte J, Jordano P, Melián CJ, Olesen JM. 2003. The nested assembly of plant animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.*, 100, pp. 9383-9387.
- Bascompte J. 2009. Mutualistic Networks. *Frontiers Ecology Environment*, 7: 429– 436.
- Batagelj V & Mrvar A. 2003. Pajek: analysis and visualization of large networks. – Preprint Series 41: 1–28.
- Beckett SJ. 2016. Improved community detection in weighted bipartite networks. *Royal Society. Open, Science*, 3:140536.
- Bates AJ, Sadler JP, Fairbrass AJ, Falk SJ, Hale JD, Matthews TJ. 2011. Changing Bee and Hoverfly Pollinator Assemblages along an Urban-Rural Gradient. *PLoS ONE*, 6: e23459.
- Bawa, K.S. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rain forest. *Annual Review of Ecological and Systematics* 21: 399-422.
- Bellamy CC, Van der Jagt APN, Barbour S, Smith M, Moseley D. 2017. A spatial framework for targeting urban planning for pollinators and people with local stakeholders: a route to healthy, blossoming communities? *Environmental Research*, 158, pp. 255-268.
- Bendel CR, Kral-O'Brien KC, Hovick TJ, Limb RF, Harmon JP. 2019. Plant–pollinator networks in grassland working landscapes reveal seasonal shifts in network structure and composition. *Ecosphere*. 10(1):e02569.
- Benevides CR, Gaglianoni MC & Hoffmann M. 2009. Visitantes florais do maracujá amarelo (*Passiflora edulis* f. *flavicarpa* Deg.: Passifloraceae) em áreas de cultivo com diferentes proximidades a fragmentos florestais na região Norte Fluminense, RJ. *Revista Brasileira de Entomologia*, 53(3):415-421.
- Berry PE. 2002. Diversidad y endemismo en los bosques neotropicales de bajura. En: Guariguata M, Catan G (eds.). *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. N°1. Cartago: Ed. LUR; 83-96 p.
- Biesmeijer JC, Roberts SPM, Reemer M, Ohlemüller R, Edwards M, Peeters T, Schaffers AP, Potts SG, Kleukers R, Thomas CD, Settele J, Kunin WE. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313 (2006), p. 251-353.

- Biswas & Mallik. 2010. Disturbance effects of species diversity and functional diversity in riparian and upland plant communities. *Ecology*, 91 (2010), pp. 28-35
- Blüthgen N, Fründ J, Vázquez D, Menzel F. 2008. What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits? *Ecology*, 89:3387–3399
- Blüthgen N, Menzel F, Blüthgen N. 2006. Measuring specialization in species interactions networks, *Ecology* February, pp. 6-9.
- Blüthgen N & Klein AM. 2011. Functional complementarity and specialisation: the role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic and Applied Ecology*, 12, 282-291p.
- Boring LR, Monk CD & Swank WT. 1981, in press. Early regeneration of a clearcut southern Appalachian forest. *Ecology*
- Bosch J, González AMM, Rodrigo A, Navarro D. 2009. Plant- pollinator networks: adding the pollinator's perspective. *Ecology Letters*. 12:409-419.
- Boscolo D, Tokumoto, P M, Ferreira PA, Ribeiro JW, Santos JS. 2017. Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15:18–24.
- Brossi, BJ. 2009. The complex responses of social stingless bees (Apidae: Meliponini) to tropical deforestation. *Forest Ecology and Management*, 258:1830-1837.
- Broström G, Holberg H. 2011. glmmML: Generalized linear models with clustering. R package version 0.82-1. Disponível em: <<http://cran.r-project.org/package=glmmML>>
- Brown MJF, Paxton RJ. 2009. The conservation of bees: a global perspective. *Apidologie*, 40, p. 410-416.
- Büchi L & Vuilleumier S. 2014. Coexistence of Specialist and Generalist Species Is Shaped by Dispersal and Environmental Factors. *The American Naturalist*, 183(5): 612-624.
- Buchholz S & Egerer MH. 2020. Functional ecology of wild bees in cities: towards a better understanding of trait-urbanization relationships. *Biodiversity and Conservation* 29: 2779–2801.
- Buchholz S, Gathof AK, Grossmann, AJ, Kowarik I, Fischer LK. 2020. Wild bees in urban grasslands: urbanisation, functional diversity and species traits *Landscape and Urban Planning*., 196, Article 103731, 10.1016/j.landurbplan.2019.103731
- Burkle LA, Alarcon R. 2011. The future of plant-pollinator diversity: understanding interaction networks across time, space, and global change. *American Journal of Botany*, 98: 528–538.
- Bussab WO & Morettin PA. 1986. *Estatística básica*. 3a ed., Atual, São Paulo, 321p.
- Cagnolo L, Valladares G, Salvo A, Cabido M, Zak M. 2009. Habitat fragmentation and species loss across three interacting trophic levels: effects of life-history and food-web traits.
- Callegari-Jacques, SM. 2006. *Bioestatística: princípios e aplicações*(3rd ed.), Artmed, Porto

Alegre.

Camargo JMF, Moure JS. 1994. Meliponinae Neotropicais: os gêneros *Paratrigona* Schwarz, 1938 e *Aparatrigona* Moure, 1951 (Hymenoptera, Apidae). *Arquivos de Zoologia*, 32: 33–109.

Cane JH, Minckley RL, Kervin LJ, Roulston TH & Neal M. 2006. Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Applications*, 16: 632-644.

Cane JH, Minckley RL, Kervin LJ, Roulston TH & Neal M. 2006. Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Applications*, 16: 632-644.

Carstensen DW, Sabatino M, Trojelsgaard K, Morellato LPC. 2014. Beta diversity of plant-pollinator networks and the spatial turnover of pairwise interactions. *PLoS One* 9, e112903

Carvalho FMV, de Marco P, Ferreira Junior LG. 2009. The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, 142, pp. 1392-1403.

Celis CJ, Cure JR. 2017. Filogenia y clasificación taxonómica de los subgéneros de *Augochloropsis* (Hymenoptera: Halictidae). *Revista de Biología Tropical*, 65: 1277–1306.

Chacoff, NP, Vazquez DP, Lomascolo SB, Stevani EL, Dorado J & Padron B. 2012. Evaluating sampling completeness in a desert plant-pollinator network. *Journal of Animal Ecology*, 81

Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK & Ellison AM. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45–67.

Chalcraft, D. R., Cox, S. B., Clark, C., Cleland, E. E., Suding, K. N., Weiher, E., & Pennington, D. 2008. Scale-dependent responses of plant biodiversity to nitrogen enrichment. *Ecology*. doi: 10.1890/07-0971.1

Cheptou, PO & Avendaño LG. 2006. Pollination processes and the Allee effect in highly fragmented populations: consequences for the mating system in urban environments. *The New Phytologist*, 172, 774–783.

Cheung KC, Marques MCM, Liebsch D. 2009. Relação entre a presença de vegetação herbácea e a regeneração natural de espécies lenhosas em pastagem abandonadas na floresta ombrófila densa do sul do Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 23(4):1048- 1056.

Coelho BWT & Gonçalves RBA. 2010. taxonomic revision of the augochlorine bee genus *Ceratalictus* Moure (Hymenoptera, Apoidea). *Zootaxa*, 2675, p. 1–25, 2010.

Cohen H, Philpott SM, Liere H, Lin BB, Jha S. 2021. The relationship between pollinator community and pollination services is mediated by floral abundance in urban landscapes. *Urban*

Ecosystem, 24, 275–290.

Cornelissen JHC, Lavorel S, Garnier E, Diaz S, Buchmann N, Gurvich DE, Reich PB, Steege H, Morgan HD, Heijden MGA, Pausas JG & Poorter H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, 51: 335-380.

Cornwell W K, Schwilk DW & Ackerly DD. 2006. A trait-based test for habitat filtering: Convex hull volume. *Ecology*, 87(6):1465– 1471.

Cornwell WK & Ackerly DD. 2009. Community assembly and shifts in plant trait distributions across an environmental gradient in coastal California. *Ecological Monographs*, 79: 109–126.

Cristóbal CL. 2001. Taxonomía del género *Helicteres* (Sterculiaceae); revisión de las especies Americanas. *Bonplandia*, 11:1-206.

Crooks KR & Sanjayan MA. 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. pp. 1-19. In: K. Crooks & M.A. Sanjayan (eds.). *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, NY. 448 p.

Cure JR. 1989. Revisão de *Pseudagapostemon* Schrottky e descrição de *Oragapostemon*, gen. n. (Hymenoptera, Halictidae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 33: 229– 335.

Currie DJ, Mittelbach GG, Cornell HV, Field R, Guégan JF, Hawkins BA & Turner JRG. 2004. Predictions and tests of climate based hypotheses of broad scale variation in taxonomic richness. *Ecology Letters*, 7: 1121–1134.

Cusser S, Neff JL & Jha S.2019. Landscape context differentially drives diet breadth for two key pollinator species. *Oecologia*, 191 (4): 873-886.

Danner N, Molitor AM, Schiele S, Härtel S, Steffan-Dewenter I.2016. Season and landscape composition affect pollen foraging distances and habitat use of honey bees. *Ecological Applications*, 26,p. 1920-1929.

Dias-Filho MB. 2006. Competição e sucessão vegetal em pastagens. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006. 38 p. (Documentos, 240)

Díaz S, Lavorel S, de Bello F, Quétier F, Grigulis K, Robson TM .2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 20684–20689.

Discover Life 2020. Disponível em

<https://www.discoverlife.org/mp/20q?guide=Apoidea_species&flags=HAS:>. Acesso em: 13 jun. 2021.

Dormann CF, Gruber B, Fründ J. 2008. Introducing the bipartite package: analysing ecological networks. *R News*, 8: 8–11.

- Dormann, CF, Elith J, Bacher S, Buchmann C, Carl G, Carré G, García Marquéz JR, Gruber B, Lafourcade B, Leitão PJ, Münkemüller T, McClean, C, Osborne PE, Reineking B, Schröder B, Skidmore AK, Zurell D, Lautenbach S. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36: 27–46.
- Dunning JB, Danielson BJ & Pulliam HR. 1992. Ecological Processes That Affect Populations in 131 Complex Landscapes. *Oikos*, 65: 169–175.
- Dyderski MK, Wronska-Pilarek D & Jagodzinski AM. 2017. Ecological lands for conservation of vascular plant diversity in the urban environment. *Urban Ecosystems*, 20: 639–650.
- Dyer FC. 2002. The biology of the dance language. *Annual review of entomology*, 47:917–949.
- Ebeling A, Klein AM, Schumacher J, Weisser WW, Tschardt T. 2008. How does plant richness affect pollinator richness and temporal stability of flower visits? *Oikos*, 117, pp. 1808-1815.
- Faeth SH, Warren PS, Shochat E, Marussich WA. 2005. Trophic dynamics in urban communities. *BioScience*, 55(5):399-407.
- Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487-515.
- Fahrig L, Baudry J, Brotons L, Burel FG, Crist TO, Fuller RJ, Sirami C, Siriwardena GM & Martins JL. 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14: 101–112. pmid:21087380.
- Ferrari RRA. 2019. revision of *Colletes* Latreille (Hymenoptera: Colletidae: Colletinae) from Brazil, Paraguay and Uruguay. *Zootaxa*, 4606, p. 001–091.
- Ferreira PA, Boscolo DLG, Carvalheiro JC, Biesmeijer PL, Rocha BF, Viana BF. 2015. Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest, *Landscape Ecology*, 30:2067-2078.
- Ferreira PA, Boscolo D, Lopes LE, Carvalheiro LG, Biesmeijer JC, Rocha PLB., et al. (2020). Forest and connectivity loss simplify tropical pollination networks. *Oecologia* 192, 577–590.
- Fitch GM. 2017. Urbanization-mediated context dependence in the effect of floral neighborhood on pollinator visitation. *Oecologia*, 185: 713-723.
- Fontaine C, Dajoz I, Meriguet J, Loreau M. 2006. Functional diversity of plant- pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PLoS Biology*, 4: 129–135.
- Fornoff F, Klein AM, Hartig F, Benadi G, Venjakob C, Schaefer HM & Ebeling A. 2017. Functional flower traits and their diversity drive pollinator visitation. *Oikos*, 126: 1020–1030.
- Forrest JRK, Thorp RW, Kremen C, Williams NM. 2015. Contrasting patterns in species and functional-trait diversity of bee in agricultural landscape. *Journal of Applied Ecology*, 52 (3): 706-715.

- Fortel L, Henry M, Guibaud L, Guirao AL, Kuhlmann M, Mouret H, Rollin O, Vaissière BE. 2014. Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PLoS ONE*, 9: e104679.
- Franceschinelli EV. 2005. The pollination biology of two species of *Helicteres* (Malvaceae) with different mechanisms of pollen deposition. *Flora*, 200: 65-73.
- Franz GM, Ferreira JO, Longo L, Loureiro EM, Mendonça JDC, Bárbara KG & Galbiati C. 2018. Análise polínica e compostos fenólicos de mel e própolis do Pantanal, Mato Grosso, Brasil. 132 p. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 9(1): 13-25.
- Freitas BM. 1991. Potencial da caatinga para produção de pólen e néctar para a exploração apícola. Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza.
- Freitas LJ, Vizenin-Bugoni M, Wolowski JMT, Souza & Varassin IG. 2014. As interações planta-polinizador e a estruturação das comunidades. In Rech AR, Agostini K, Machado ICS, Oliveira PE. 2015 (Eds.). *Biologia da Polinização*, 496–533 p. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brazil.
- Fitch GM. 2017. Urbanization-mediated context dependence in the effect of floral neighborhood on pollinator visitation. *Oecologia*, 185: 713-723.
- Fründ J, Linsenmair KE, Blüthgen N. 2010. Pollinator diversity and specialization in relation to flower diversity. *Oikos* 119, 1581–1590.
- Galindo-González J, Guevara S & Sosa VJ. 2000. Bat- and bird generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology*, 14:1693–1703.
- Garcia RC, Curti M, Lohmann TR, Pires BG, Camargo SC, Britzke AL, Fulber VM, Machado MRF. 2008. Flora apícola em fragmentos de Mata Ciliar no município de Marechal Cândido Rondon (BR). *Revista Scientia Agraria Paranaensis*, 7: 91-100.
- Garibaldi LA, Aizen MA, Klein AM, Cunningham as & Harder LD. 2011. Global growth and stability in agricultural yield decrease with dependence on 24 pollinator services. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108: 5909-5914.
- Gaston KJ. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature*, 405:220–227
- Gathmann A, Tscharntke T. 2002. Foraging ranges of solitary bees. *Journal of Animal Ecology*, 71: 757–764.
- Geslin B, Gauzens B, Thébault E & Dajoz I. 2013. Plant pollinator networks along a gradient of urbanisation. *PLoS ONE*, 8: e63421
- Giannini TC, Garibaldi LA, Acosta AL, Silva JS, Maia KP, Saraiva AM, Jr. PR. & Kleinert AMP. 2015. Native and Non-Native Supergeneralist Bee Species Have Different Effects on Plant-Bee Networks. *PLoS One*, 10: 1-13.

- Gimenes MR, Anjos L. 2003. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum*, Maringá, 25(2): 391-402.
- Gonçalves RB, Melo GAR. 2006. Revision of the bee genus *Thectochlora* Moure (Hymenoptera, Apidae, Halictinae). *Zootaxa*, 1331: 1–30.
- Gonçalves RB. 2010. Phylogeny and revision of the Neotropical bee genus *Rhectomia* s.l. Moure (Hymenoptera, Apidae, Augochlorini). *Systematic Entomology*, 35: 90– 117.
- Gonçalves RB. 2017. Phylogeny and new species of the Neotropical bee genus *Paroxystoglossa* Moure (Hymenoptera, Apoidea). *Revista Brasileira de Entomologia*, 61: 178–191.
- Gonçalves RB. 2019a Phylogeny of the Augochlora clade with the description of four new species (Hymenoptera, Apoidea). *Revista Brasileira de Entomologia*, 63: 91– 100.
- Gonçalves RB. 2019b. New species of *Neocorynura* Schrottky from Brazil (Hymenoptera: Apoidea). *Zootaxa*, 4542: 001–132.
- Gong CF, 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.
- González-Vaquero RA. 2010. Revisión sistemática del género *Halictillus* (Hymenoptera: Halictidae: Augochlorini) en la Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, v. 69:65–89.
- Goulson D. 2003. Effects of introduced bees on native ecosystems. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 1-26.
- Greenleaf SS, Williams NM, Winfree R. & Kremen C. 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153: 589– 596.
- Gruchowski- Woitowicz FC, Silva CI, Ramalho M. 2020. Experimental field test of the influence of generalist stingless bees (Meliponini) on the topology of a bee–flower mutualistic network in the tropics. *Ecological Entomology*, 45:854-866.
- Gruver A & CaraDonna P. 2021. Chicago Bees: Urban Areas Support Diverse Bee Communities but With More Non-Native Bee Species Compared to Suburban Areas. *Environmental Entomology*. Jun 11: nvab048.
- Guimarães AJM, Araújo GM & Corrêa GF. 2002. Estrutura fitossociológica em área natural e antropizada de uma vereda em Uberlândia, MG. *Acta Botanica Brasilica*, 16: 317-330.
- Guimerà R, Sales-Pardo M & Amaral LAN. 2004. Modularity from fluctuations in random graphs and complex networks. *Physical Review E*, 70:25-101.
- Guimerà R & Amaral LAN. 2005. Functional cartography of complex metabolic networks. *Nature* 433: 895-900.
- Günter S, Weber M, Erreis R, Aguirre N. 2007. Influence of distance to forest edges on natural

regeneration of abandoned pastures: a case study in the tropical mountain rain forest of Southern Ecuador. *European Journal of Forest Research*, Freising, 126(1):67-75.

Hair JF, Black WC, Babin B J, Anderson RE. 2010. *Multivariate data analysis: A global perspective*. NJ: Pearson.

Häussler J, Sahlin U, Baey C, Smith HG, Clough Y (2017). Pollinator population size and pollination ecosystem service responses to enhancing floral and nesting resources. *Ecology and Evolution* 7, pp. 1898-1908.

Hall MA, Nimmo DG, Cunningham SA, Walker K, Bennett AF. 2019. The response of wild bees to tree cover and rural land use is mediated by species' traits. *Biology Conservation*, 231: 1-12.

Harrell FE Jr & Dupont C. 2019. Hmisc: Harrell miscellaneous. R package version 4.4-0.

Harrison T, Winfree R. 2015. Urban drivers of plant-pollinator interactions. *Functional Ecology*, 29:879–888.

Hass AL, Brachmann L, Batáry P, Clough Y, Behling H & Tschardt T. 2019. Maize-dominated landscapes reduce bumblebee colony growth through pollen diversity loss. *Journal of Applied Ecology*, 56: 294-304.

Hachuy-Filho L, Ballarin CS & Amorim FW. 2020. Changes in plant community structure and decrease in floral resource availability lead to a high temporal β -diversity of plant-bee interactions. *Arthropod-Plant Interactions* 14, 571–583.

Herbert EWJ (1992) Honey bee nutrition. In J.M. Graham (ed.) *The Hive and the Honey Bee*. Dadant and Sons, Hamilton, IL, pp. 197–233.

Hennig EI, Ghazoul J. 2011. Plant-pollinator interactions within the urban environment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 13: 137–150.

Herrera JM & García D. 2009. The role of remnant trees in seed dispersal through the matrix: being alone is not always so sad. *Biological Conservation*, 142:149–158.

Hooper E, Legendre P, Condit R. 2005. Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. *Journal of Applied Ecology*, London, 42(6):1165–1174.

Hsieh TC, Ma KH & Chao A. 2014. CRAN - Package iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0. Retrieved from <http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download>

Hung K.-LJ, Kingston JM, Albrecht M, Holway DA, Kohn JR. 2018. The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285:8.

Hunter MD. 2002. Landscape structure, habitat fragmentation, and the ecology of insects. *Agricultural And Forest Entomology*, 4:159-166.

- IBGE .2020. Instituto Brasileiro de geografia e Estatística. População.
- Jędrzejewska-Szmek K, Zych M. 2013. Flower-visitor and pollen transport networks in a large city: structure and properties. *Arthropod-Plant Interact*, 7:503–516.
- Jha S, Stefanovich L, Kremen C. 2013. Bumble bee pollen use and preference across spatial scales in human-altered landscapes. *Ecological Entomology*, 38:570-579.
- Joly AB. 1987. *Botânica: Introdução à taxonomia vegetal*. 8. ed. São Paulo. Editora Nacional.
- Jones JA, Hutchinson R, Moldenke A, Pfeiffer V, Helderop E, Thomas E, Griffin J, Reinholtz A. 2019. Landscape patterns and diversity of meadow plants and flower-visitors in a mountain landscape. *Landscape Ecology*, 34 (5): 997-1014
- Johnson AL, Fethers AM, Ashman TL. 2017. Considering the unintentional consequences of pollinator gardens for urban plants: is the road to extinction paved with good intentions? *New Phytologist*. 215: 1298–1305.
- Jordano P, Vázquez DP & Bascompte J. 2009. Redes complexas de interação mutualistas planta-animal. In: Medel R, Aizen MA, Zamora R (eds) *Ecología y evolución de interacciones planta-animal*, 1st edn. Editorial Universitaria, Santiago, pp17–41
- Junker RR, Blüthgen N. & Keller A. 2015. Functional and phylogenetic diversity of plant communities differently affect the structure of flower-visitor interactions and reveal convergences in floral traits. *Evolutionary ecology*, 29: 437–450.
- Karuppanan S, Baharuddin ZM, Sivam A, Daniels CB. 2013. Urban green space and urban biodiversity: Kuala Lumpur, Malaysia. *Journal of Sustainable Development*, 7(1):1-15.
- Kato E & Hiura T. 1999. Fruit set in *Styrax obassia* (Styracaceae): the effect of light availability, display size, and local floral density *American Journal of Botany*, 86: 495-501
- Kembel S, Cowan P, Helmus M, Cornwell W, Morlon H, Ackerly D, Blomberg S & Webb C. 2010. Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, 26: 1463–1464.
- Kerr WE. 1967. The history of the introduction of Africanized honey bees to Brazil. *African Bee Journal*, 39: 3–5.
- Kratschmer S, Petrović B, Curto M, Meimberg H & Pachinger B. 2020. Pollen availability for the Horned mason bee (*Osmia cornuta*) in regions of different land use and landscape structures. *Ecological Entomology*, 45 (9):525-537.
- Kremen, CRL, Bugg N, Nicola SA, Thorp SRW & Williams NM. 2002. Native bees, native plants, and crop pollination in California. *Fremontia*, 30:41-49.
- Kremen C, Williams NM, Bugg RL et al. 2004. The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters*, 7:1109–1119.
- Krombein KV. 1967. *Trap-nesting wasps and bees: life histories, nests and associates*.

Washington, Smithsonian Press, 510 p.

Kroodsma DE. 1975. Flight distance of male Euglossine bees in orchid pollination. *Biotropica*, 7: 71-72.

Kuznetsova A, Brockhoff PB, Christensen RH. 2014. lmerTest: Tests for random and fixed effects for linear mixed effect models (lmer objects of lme4 package). R package version 2.0-6. <http://cran.rproject.org/web/packages/lmerTest/index.html>

Laliberté E. & Legendre P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91: 299-305.

Laliberté E & Shipley B. 2011. FD: Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. R Package version 1.0 -11.

Lara-Romero C, Seguí J, Pérez-Delgado A, Nogales M, & Traveset A. 2019. Beta diversity and specialization in plant–pollinator networks along an elevational gradient. *Journal of Biogeography*, 46:1598–1610.

Laroca S. 1970. Contribuição para o conhecimento das relações entre abelhas e flores: coleta de pólen das anteras tubulares de certas Melastomataceae. *Revista Floresta*, 2: 69-74.

Laurance WF, HE Nascimento, SG Laurance, A Andrade, RM Ewers, KE Harms, RC Luizão & JE Ribeiro. 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PloS one*, 2: e1017.

Lázaro A & Alomar D. 2019. Landscape heterogeneity increases the spatial stability of pollination services to almond trees through the stability of pollinator visits. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 279:149–155.

Lee WR. 1965. Relation of Distance to Foraging Intensity of Honey Bees (*Apis mellifera*) on Natural Food sources. *Annals of the Entomological Society of America*, Columbus, 58(1): 94-100.

Levin MD. 1961. Distribution of Foragers from honey-bee colonies placed in the middle of a large field of alfafa. *Journal of economic entomology*, Menasha, 54(3): 431-4, 1961.

Lihoreau M, Chittka L, Raine NE & Kudo G. 2011. Trade-off between travel distance and prioritization of high-reward sites in traplining bumblebees. *Functional Ecology*, 25: 1284–1292.

Lima V & MCCT Amorim. 2006. A importância das áreas verdes para a qualidade ambiental das cidades *Rev. Formação (online)*, 13 (2006), 139-165 p.

Lowry DB, Modliszewski JL, Wright KM, Wu CA, Willis JH. 2008. The strength and genetic basis of reproductive isolating barriers in flowering plants. *Philosophical Transaction of the Royal Society B. Biological Sciences*, 363:3009–3021

Luz CFP, Thomé ML & Barth OM. 2007. Recursos tróficos de *Apis mellifera* (Hymenoptera,

- Apidae) na região de Morro Azul do Tinguá, estado do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Botânica*, 30 (1):27-34.
- Machado IC & Lopes AV. 2004. Floral Traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian Tropical Dry Forest. *Annals of Botany*, 94: 365-376
- Magnago LFS, Edwards DP, Edwards FA, Magrach A, Martins SV & Laurance WF. 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of Ecology*, 102(2), 475-485.
- Maia KP, Vaughan IP, Memmott J. 2019. Plant species roles in pollination networks: an experimental approach *Oikos*, 128: 1446-1457.
- Merckx T, Kaiser A & Van Dyck H. 2018. Increased body size along urbanization gradients at both community and intraspecific level in macro-moths. *Global Change Biology*, 24 (8), 3837-3848.
- Martins FQ & Batalha MA. 2007. Vertical and Horizontal Distribution of Pollination Systems in Cerrado Fragments of Central Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 50(3): 503-514.
- Martins KT, Gonzalez A, Lechowicz MJ. 2015. Pollination services are mediated by bee functional diversity and landscape context. *Agriculture, Ecosystems and Environment.*, pp. 12-20.
- Maruyama PK, Bonizário C, Marcon AP, D'Angelo G, da Silva NN, Silva Neto EN, Júnior M. 2019. Plant-hummingbird interaction networks in urban areas: Generalization and the importance of trees with specialized flowers as a nectar resource for pollinator conservation. *Biological Conservation*, 230, pp. 187-194.
- Marzluff, JM & Ewing K. 2001. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: a general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Restoration Ecology*, 9: 280-
- Mazerolle MJ. 2013. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). Disponível em: <<http://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>>.
- Mason, NWH, Mouillot D, Lee WG & Wilson JB. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*. 111(1):112-118.
- Matteson KC, Ascher JS & Langellotto GA. 2008. Bee richness and abundance in New York City urban gardens. *Annals of the Entomological Society of America*, 101:140–150.
- Mazerolle MJ. 2010. AICcmodavg: model selection and multimodal inference based on (Q)AIC(c). R package version 1.08. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- McDonnell M, Pickett S, Groffman P, Bohlen P, Pouyat R, Zipperer W, Parmelee R, Carreiro M & Medley K. 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems*,

1:21–36.

McGarigal K & Marks BJ. 1995. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122 p.

McGill BJ, Enquist BJ, Weiher E, Westoby M. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21:178–185.

McKinney, M. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *Bioscience* 52:883-890.

Meinzer FC, Goldstein G, & Andrade JL. 2001. Regulation of water flux through tropical forest canopy trees: Do universal rules apply? *Tree Physiology*, 21: 19–26.

Melo GAR, Gonçalves RB. 2005. Higher-level bee classifications (Hymenoptera, Apoidea, Apidae sensu lato). *Revista Brasileira de Entomologia*, 22: 153–159.

Micheli F & Halpern B. 2005. Low functional redundancy in coastal marine assemblages. *Ecology Letters*, 8:391-400

Michener CD. 1974. The brazilian bee problem. *Annual Review of Entomology*, v.20, p.399-416.

Michener CD. 1985. Fourth species of *Eulonchopria* and a key to the species (Hymenoptera: Colletidae). *Journal of the Kansas Entomological Society*,58:236–239.

Michener CD. 2007. *The Bees of the world*. 2 Ed., The Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA, 953p.

Millard J, Outhwaite CL, Kinnersley, R. 2021. Global effects of land-use intensity on local pollinator biodiversity. *Nature Communications* 12, 2902.

Minussi LC, & Alves-dos-Santos I. 2007. Abelhas nativas versus *Apis mellifera* Linnaeus, espécie exótica (Hymenoptera: Apidae). *Bioscience Journal*, 23: 58-62.

Monasterio M & Sarmiento G. 1976. Phenological strategies of plant species in the tropical savanna and semi-deciduous forest of the Venezuelan Llanos. *Journal of Biogeography*, 3:325-356.

Montoya-Pfeiffer, Rodrigues PMRR & dos Santos IA. 2019. Bee pollinator functional responses and functional effects in restored tropical forests. *Ecological Applications*, 30: e 02054.

Montoya-Pfeiffer & Nates-Parra 2020. Landscape structure and climate seasonality affect the amount, richness and diversity of pollen collected by honeybees in a Neotropical region of Colombia. *bioRxiv*,.05.01.072082.

Morales-Castilla I, Matias MG, Gravel D & Araújo MB. 2015. Inferring biotic interactions from proxies. *Trends in Ecology and Evolution*, 30: 347–356.

Morandin, LA. Winston ML, Abbott VA & Franklin MT. 2007. Can pastureland increase wild bee

- abundance in agriculturally intense areas? *Basic and Applied Ecology*, 8: 117-124.
- Moreira EF, Boscolo D, Viana BF. 2015. Spatial heterogeneity regulates plant-pollinator networks across multiple landscape scales. *PLoS ONE*, 10(4): e0123628
- Moreti AC, Silva RMB, Silva ECA, Alves MLTMF, Otsuk IP. 1996. Aumento na produção de sementes de girassol (*Helianthus annuus*) pela ação de insetos polinizadores. *Scientia Agricola*, 53: 2-3.
- Moure JSI. 1940. Apoidea Neotropica. *Arquivos do Museu Paranaense*, 2:39–64.
- Moure JS. III. 1941. Apoidea Neotropica. *Arquivos do Museu Paranaense*, 1:41– 99.
- Moure JS, Sakagami SF. 1962. As mamangabas sociais do Brasil (*Bombus* Latreille) (Hymenoptera, Apoidea). *Studia Entomologica*, 5:65–194.
- Mueller LD & Altenberg L. 1985. Statistical inference on measures of niche overlap. *Ecology*, 66:1204–1210.
- Myers N, Mittermeier R, Mittermeier C, Fonseca G, & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853–858.
- Nascimento VT, Agostini K, Souza CS, Maruyama PK. 2020. Tropical urban areas support highly diverse plant-pollinator interactions: An assessment from Brazil *Landscape and Urban Planning*, 198 p.
- Nascimento VT, Agostini K, Souza CS & Maruyama PK. 2020. Tropical urban areas support highly diverse plant-pollinator interactions: An assessment from Brazil *Landscape and Urban Planning*, 198.
- Nathan J, Osem Y, Shachak M, Meron E. 2016. Linking functional diversity to resource availability and disturbance: a mechanistic approach for water limited plant communities. *Journal of Ecology*, 104: 419-429
- Nery LS, Takata JT, Camargo BB, Chaves AM, Ferreira PA, Boscolo D. 2018. Bee diversity responses to forest and open areas in heterogeneous Atlantic Forest. *Sociobiology*, 65: 686–695.
- Niesenbaum RA. 1993. Light or pollen: seasonal limitations on female reproductive success in the understory shrub *Lindera benzoin*. *Journal of Ecology*, 81:315–23.
- Noreika N, Bartomeus I, Winsa M, Bommarco R, Öckinger E. 2019. Pollinator foraging flexibility mediates rapid plant-pollinator network restoration in semi-natural grasslands. *Scientific Reports* 9, 15473.
- Nogueira-Neto P. 1997. *Vida e Criação de Abelhas indígenas sem Ferrão*. São Paulo: Nogueirapis, 446p.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Kindt R, Legendre P, McGlinn D, Minchin PR, O’Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MH, Szoecs E & Wagner H. 2019. *Vegan: community ecology*

- package. R package version 2.5-6. <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>.
- Ollerton J, Winfree R, Tarrant S. 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120, pp. 321-326.
- Ollerton J, Erenler H, Edwards M, Crockett R. 2014. Extinctions of aculeate pollinators in Britain and the role of large-scale agricultural changes. *Science*, 346:1360-1362.
- Olesen JM, Bascompte J, Dupont YL, Jordano P. 2007. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104(50):19891–19896
- Oliveira MO. 2015. Declínio populacional das abelhas polinizadoras de culturas agrícolas. *ACTA Apicola Brasilica*, 3 (2): 01-06.
- Ostfeld. 1992. In: *Effects of Resource Distribution on Animal-Plant Interactions*. Hunter T, Ohgushi PW. Price, Eds. (Academic Press, Orlando FL), pp. 43-74.
- Ostfeld RS. 2001. Effect of habitat patchiness on population dynamics: A modelling approach. Pages 851- 863 in McCullough DR & Barrett RH. 1992. (Eds), pages 1-163 *Wildlife 2001: Populations*. London; Elsevier Applied Sciences.
- Pacheco IA, Kageyama PY, Berti-Filho E & Wiendl FM. 1985. Efeito de Colméias de *Apis mellifera* L. em Pomar de Sementes de *Eucalyptus saligna* Smith. *IPEF*, 29: 11-17.
- Packer L. 2008. Phylogeny and classification of the Xeromelissinae (Hymenoptera: Apoidea, Colletidae) with special emphasis on the genus *Chilicola*. *Systematic Entomology*, 33: 72–96.
- Pakeman RJ. 2011. Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. *Journal of Ecology*, 99:1143–1151.
- Pascual M & Dunne J. 2006. The network structure of food webs. In: *Ecological Networks: Linking Structure to Dynamics in Food Webs*. Oxford University Press, Oxford UK.
- Petanidou T, Kallimanis AS, Tzanopoulos J, Sgardelis SP, Pantis JD. 2008. Long-term observation of a pollination network: fluctuation in species and interactions, relative invariance of network structure and implications for estimates of specialization. *Ecology Letters*, 11: 564–575.
- Pirani JR & Cortopassi Laurino M. 1994. *Flores e abelhas em São Paulo*. São Paulo. Edusp/Fapesp. 192p.
- Piroux M, Lambert O, Puyo S, Farrera I, Thorin C, L’Hostis M, Vignes M & Bastian BS. 2014. Correlating the Pollens Gathered by *Apis Mellifera* with the Landscape Features in Western France. *Applied Ecology and Environmental Research*, 12(2):423–439.
- Poisot T, Canard E, Mouillot D, Mouquet N, Gravel D. 2012. The dissimilarity of species interaction networks. *Ecology Letters*, 15 2012, pp. 1353-1361.

- Potts SG, Vulliamy B, Dafni A, Ne'eman G, Willmer P. 2003. Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities? *Ecology*, 84:2628-2642.
- Potts SG, Petanidou T, Roberts S, O'Toole C, Hulbert A, Willmer P. 2006. Plant-pollinator biodiversity and pollination services in a complex Mediterranean landscape. *Biological Conservation*, 129:519-529.
- Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(6):345-353. pmid:20188434.
- Prendergast KS, Ollerton J. 2021. Plant-pollinator networks in Australian urban bushland remnants are not structurally equivalent to those in residential gardens. *Urban Ecosystems*.
- Pyke GH. 1980. Optimal foraging in bumblebees: calculation of net rate of energy intake and optimal patch choice. *Theoretical Population Biology*, 17: 232-246.
- R Core Team .2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ramalho CE, Laliberté E, Poot P, Hobbs R. 2018. Effects of fragmentation on the plant functional composition and diversity of remnant woodlands in a young and rapidly expanding city. *Journal of Vegetation Science*, 29: 285-296.
- Rebêlo JMM & Garófalo CA. 1997. Comunidade de machos de Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em matas semidecíduas do Nordeste do estado de São Paulo. *Anais da Sociedade Entomológica Brasileira, Jaboticabal*, 26: 243-255.
- Redhead JW, Woodcock BA, Pocock MJO, Pywell RF, Vanbergen AJ, Oliver TH. 2018. Potential landscape-scale pollinator networks across Great Britain: structure, stability and influence of agricultural land cover. *Ecology Letters*, 21:1821-1832
- Ribeiro SR, Fortes CC, Oliveira SCC & Castro CFS. 2007. Avaliação da atividade antioxidante de *Solanum paniculatum* (Solanaceae). *Arquivos de Ciências e Saúde Unipar*, 11: 179-183.
- Roberts RB. 2012. Revision of the bee genus *Agapostemon* (Hymenoptera: Halictidae). *The University of Kansas Science Bulletin*, XLIX: 437-590.
- Rodrigues RR, Nave AG. 2000. Heterogeneidade Florística das matas ciliares. In: Leitão Filho HF. (Org.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP-FAPESP. cap. 4, 45-50 p.
- Roig-Alsina A. 2013. El género *Ceratina* en la Argentina: revisión del subgénero *Neoclavicera* subg. n. (Hymenoptera, Apidae, Xylocopinae). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, n. s. 15:121-143.
- Roig-Alsina A. 2016. A revision of the bee genus *Ceratina*, subgenus *Rhysoceratina*

(Hymenoptera, Apidae, Xylocopinae). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, n. s., 18: 125-146.

Ropars L, Dajoz I, Fontaine C, Muratet A, Geslin B .2019. Wild pollinator activity negatively related to honey bee colony densities in urban context. *PLoS ONE*, 14:1–16

Rosa AS, Blochtein B, Ferreira NR & WitterITTER S. 2010. *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) as a potencial *Brassica napus* pollinator (cv. Hyola 432) (Brassicaceae), in Southern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 70(4), São Carlos.

Roubik DW. 1980. Foraging behavior of competing Africanized honey bees and stingless bees. *Ecology*, 61 (4): 836-845.

Roubik DW. 1989. *Ecology and Natural History of tropical bees*. Cambridge Univ. Press (USA). 514 p.

Roubick, DW. 1992. *Ecology and natural history of tropical bees*, 1.ed. Cambridge: CambridgeUniversity Press, (Cambriedge Tropical Biology series).

Rowell GA, Taylor OR, Long-Rowell MA. 1992. Spatial Dynamics of the Honey Bee Mating System (*Apis mellifera* L.). *J Kansas Entomological Society*;65: 218–222.

Santos AMM & Mendes EC. 2016. Abelha africanizada (*Apis mellifera* L.) em áreas urbanas no Brasil: necessidade de monitoramento de risco de acidentes. *Revista Sustinere*, 4:. 117-143.

Scaramuzza CAM, Sano EE, Adami M, Bolfe EL, Coutinho AC, Esquerdo JCDM, Maurano LEP, Narvaes IS, Oliveira Filho FJB, Da Rosa

R,Silva EB, Valeriano DM, Victoria DC, Bayma AP, Oliveira GH, Bayma-Silva G. 2017.

Land-use and land-cover mapping of the Brazilian Cerrado based mainly on Landsat-8 satellite images. *Revista Brasileira de Cartografia*, 69 (7).

Scariot A, Freitas S, Neto R, Nascimento EM, Oliveira MT, Sanaiotti LC, Sevilha T & Villela DM. 2005. Vegetação e Flora. In: Rambaldi, DM & Oliveira DAS (org.). *Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. Ministério do Meio Ambiente. (2aed.), MMA/SBF. p. 103 -123.

Schleuning M, Frund J, Klein AM, Abrahamczyk S, Alarcon R, Albrecht M. 2012. Specialization of mutualistic interaction networks decreases toward tropical latitudes. *Current Biology*, 22:1–7.

SEMADUR (Secretaria Municipal do Meio Ambiente e Gestão Urbana). 2020. Disponível em: <http://www.campogrande.ms.gov.br/semadur/canais/arborizacao-urbana-programa-de-arborizacao-urbana/> Acesso em: 05/05/2020.

Shipley B, Meziane D. 2002. The balance-growth hypothesis and the allometry of leaf and roots biomass allocation. *Functional Ecology*, 16:326–31.

- Sigrist MR, Aoki C, Souza CS de Laroça S, Maier JE, Vicente MR, Oda FH, Consolaro HN. 2017. Listagem da entomofauna antófila do estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia* 107(Suppl.): e2017150.
- Silveira FA, Melo GAR, Almeida, EAB. 2002. *Abelhas brasileiras: Sistemática e Identificação*. Belo Horizonte: Fernando A. Silveira.
- Silva AG. 2006. Relações entre plantas e polinizadores - uma abordagem para o cerrado em comparação com outras formações vegetais. *Natureza on line*, 4: 14-24.
- Silva SD, Mateus R, Braz V, Peixoto J. 2015. A Fronteira do Gado e a *Melinis minutiflora* P. Beauv. (Poaceae): A História Ambiental e as Paisagens Campestres do Cerrado Goiano no Século XIX. *Sustentabilidade em Debate*, 6, p. 17-32.
- Sonnier G, Jamoneau A & Decocq G. 2014. Evidence for a direct negative effect of habitat fragmentation on forest herb functional diversity. *Landscape Ecology*, 29: 857–866.
- Souza CS, Maruyama PK, Aoki C, Sigrist MR, Raizer J, Gross C & Araujo AC. 2018a. Temporal variation in plant–pollinator networks from seasonal tropical environments: higher specialization when resources are scarce. *Journal of Ecology*, 106: 2409–2420.
- Souza VC, Flores TB, Colleta GD & Coelho RLG. 2018b. *Guia das plantas do Cerrado*, 1a ed., Piracicaba, São Paulo: Taxon Brasil Editora e Livraria, 584 p.
- Souza CS, Maruyama PK, Santos KCBS, Varassin IG, Gross CL, Araujo AC. 2021. Plant-centred sampling estimates higher beta diversity of interactions than pollinator-based sampling across habitats. *New Phytologist*, 230 (6): 2501-2512
- Stang M, Klinkhamer GL & Van der Meijden E. 2006. Size constraints and flower abundance determine the number of interactions in a plant-flower visitor web. *Oikos*, 112: 111-121.
- Stewart AB, Sritongchuay T, Teartisup P, Kaewsomboon S, Bumrungsri S. 2018. Habitat and landscape factors influence pollinators in a tropical megacity, Bangkok, Thailand. *PeerJ*, 6, p. e5335.
- Steffan-Dewenter I, Münzenberg U, Bürger C, Thies C, Tschardt T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83:1421–32.
- Steffan-Dewenter I, Kuhn A. 2003. Honey bee foraging in differentially structured landscapes. *Proceedings of the Royal Society B*, 270: 569-575.
- Stevens R, Cox S, Strauss RE & Willig M. 2003. Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. *Ecology Letters*, 6:1099-1108.
- Taura HM, Laroça S. 1991. Abelhas altamente sociais (Apidae) de uma área restrita em Curitiba (Brasil): Distribuição dos ninhos e abundância relativa. *Acta Biologica Paranaense*, Curitiba, PR,

20 (1,2,3,4): n. 85-101.

Theodorou P, Albig K, Radzevičiūtė R, Settele J, Schweiger O, Murray TE, Paxton RJ. 2017. The structure of flower visitor networks in relation to pollination across an agricultural to urban gradient. *Functional Ecology*, 31:838–847.

Theodorou P, Baltz LM, Paxton RJ & Soro A. 2020. Urbanisation is associated with shifts in bumblebee body size, with cascading effects on pollination. *Evolutionary Applications*, 10, 1–16.

Threlfall CG, Walker K, Williams NS, Hahs AK, Mata L, Stork N, Livesley SJ. 2015.

The conservation value of urban green space habitats for Australian native bee communities.

Biological Conservation, 187, p. 240-248

Tishler W. 1973. Ecology of arthropod fauna in man-made habitats: the problem of synanthropy.

Zoologischer Anzeiger, Leipzig, 109 (3/4): 157-161.

Toledo M, Donatelli R & Batista G. 2012. Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems*, 15:111-131.

Toledo VAA, Toral FLB, De Miranda SB, Shiraishi A, Hashimoto JH & SILVA WR. 2006.

Ocorrência e coleta de colônias e de enxames de abelhas africanizadas na zona urbana de Maringá, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Scientiarum*, 28 (3)3: 353-359.

Traveset A & Richardson DM. 2006. Biological invasions as disruptors of plant-animal

Trøjelsgaard K, Jordano P, Carstensen DW, Olesen JM. 2015. Geographical variation in mutualistic networks: Similarity, turnover and partner fidelity. *Proceedings of the Royal Society, B, Biological Sciences*, 282: 20142925.

Tscharntke T, JM Tylianakis, RK Rand, RK Didham, L Fahrig, P. Batary, et al. 2012. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87:661–685.

Tuomisto H. 2010. A diversity of beta diversities: straightening up a concept gone awry. Part 1.

Defining beta diversity as a function of alpha and gamma diversity. *Ecography*, 33: 2-22.

Tyler CL & Kowalewski M. 2014. Utility of marine benthic associations as a multivariate proxy of paleobathymetry: A direct test from recent coastal ecosystems of North Carolina. *PloS One*, 9: e95711.

Urban D. 1973 As espécies Sulamericanas do gênero *Melissodes* (Latreille, 1829). (Hymenoptera, Apoidea). *Revista Brasileira de Biologia*, 33: 201–220.

Urban D. 1989. Espécies novas e notas sobre o gênero *Gaesischia* Michener, Laberge & Moure, 1955 (Hymenoptera, Apoidea). *Revista Brasileira de Entomologia*, 33: 75–102.

Urban D. 1991. *Ctenanthidium*, gen. n. de Dianthidiini com quatro espécies novas da América do Sul (Hymenoptera, Megachilidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 8:85–93.

- Urban D. 1995. *Moureanthidium*, gen. n. de Dianthidiini do Brasil (Hymenoptera, Megachilidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 12: 37–45.
- Urban D. 1997. Espécies novas de *Hypanthidium* Cockerell (Hymenoptera, Megachilidae). *Acta Biológica Paranaense*, 26: 95–123.
- Urban D. 1998. Espécies novas de *Melissoptila* Holmberg da América do Sul e notas taxonômicas (Hymenoptera, Anthophoridae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 15:1–46.
- Urban D. 1999. Espécies novas e notas sobre *Anthodiocetes* Holmberg (Hymenoptera, Apoidea, Megachilidae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 16:135–169.
- Urban D. 2002. Duas espécies novas de *Dicranthidium* Moure & Urban (Hymenoptera, Megachilidae) e chave para identificação das espécies. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19: 637–643.
- Urban D. 2005. Espécies novas de *Anthrenoides* Ducke (Hymenoptera, Andrenidae) do Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 49:36–62.
- Urban D. 2007. Espécies novas de *Anthrenoides* Ducke (Hymenoptera, Andreninae) do Sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 51: 23–34.
- Valido A, Rodríguez-Rodríguez MC, Jordano P. 2019. Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. *Scientific Reports*, 9:1-11.
- Vamosi JC, Moray CM, Garcha NK, Chamberlain SA, Mooers AO. 2014) Pollinators visit related plant species across 29 plant-pollinator networks. *Ecology and Evolution*, 4: 2303–2315.
- variation in plant–pollinator networks from seasonal tropical environments: Higher specialization when resources are scarce. *Journal of Ecology*, 106: 2409-2420.
- Vázquez DP & Aizen MA. 2003. Null model analyses of specialization in plant-pollinator interactions. *Ecology*, 84(9):2493–2501.
- Vázquez DP, Blüthgen N, Cagnolo L, Chacoff NP. 2009. The determinants of patterns in mutualistic networks: a review. *Annals of Botany*, 103: 1445– 1457.
- Vázquez DP, Melián CJ, Williams NM, Blüthgen N, Krasnov BR & Poulin R. 2007. Species abundance and asymmetric interaction strength in ecological networks. *Oikos*, 116: 1120–1127.
- Villéger S, Mason NWH & Mouillot D. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8): 2290–2301.
- Vizentin-Bugoni J, Maruyama PK, Souza CS, Ollerton J, Rech AR & Sazima M. 2018. Plant-pollinator networks in the tropics: A review. In W Dáttilo, V Rico-Gray (Eds.), *Ecological networks in the tropics*, pp. 73–91. Dordrecht, the Netherlands: Springer.
- Vizentin-Bugoni, J, Maruyama PK, Debastiani VJ, Duarte LDS, Dalsgaard B & Sazima M. 2016. Influences of sampling effort on detected patterns and structuring processes of a Neotropical

- plant–hummingbird network. *Journal of Animal Ecology*, 85: 262–272.
- Weiher E, Freund D, Bunton T, Stefanski A, Lee T & Bentivenga S. 2011. Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366, 2403–2413.
- Wenzel A, Grass A, Belavadi VV, Tschardt T. 2019. How urbanization is driving pollinator diversity and pollination—a systematic review. *Biological Conservation*, 241:108321
- Williamson NM, Crone EE, Roulston TH, Minckley RL, Packer L, Potts SG. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation*, 143:2280–2291.
- Willmer P. 2011. *Pollination and floral ecology*. Princeton University Press, Princeton, NJ, USA, 828 p.
- Winfree R, Aguilar R, Vázquez DP, LeBuhn G & Aizen MA. 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90: 2068–2076.
- Winfree R. 2010. *The conservation and restoration of wild bees*. New Jersey. 169–197p.
- Wise MJ. 2009. To duck or not to duck: resistance advantages and disadvantages of the candy-cane stem phenotype in tall goldenrod, *Solidago altissima*. *New Phytologist*, 183:900–907.
- Wolff LF & Santos RSS. 2008. Abelhas melíferas: bioindicadores de qualidade ambiental e de sustentabilidade da agricultura familiar de base ecológica. Embrapa Clima Temperado-Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/543990/1/documento244.pdf>
- Wolowski M, Ashman TL, Freitas L. 2014. Meta-analysis of pollen limitation reveals the relevance of pollination generalization in the Atlantic forest of Brazil. *Plos One*, 9 (2):1–8.
- Zanette LRS, Martins RP, Ribeiro SP. 2005. Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. *Landscape and Urban Planning*, 71: 105–121.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey, 931p.
- Zotarelli HGS, Evans DM, Bego LR, Sofia SH. 2014. A Comparison of Social Bee–Plant Networks between Two Urban Areas. *Neotropical Entomology*, 43: 399–408.
- Zurbuchen A, Landert L, Klaiber J, Müller A, Hein S, Dorn S. 2010. Maximum foraging ranges insolitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143:669–676.

Material suplementar

Tabela S1. Localização dos 14 fragmentos de mata amostrados no perímetro urbano de Campo Grande, MS.

Fragmento	Nome do local	Coordenadas geográficas
1	Propriedade particular	20°34'0.38"S 54°35'58.92"O
2	Propriedade particular	20°33'41.33"S 54°38'32.03"O
3	Propriedade particular	20°32'55.17"S 54°41'13.79"O
4	Área de Proteção Ambiental (APP)	20°30'39.11"S 54°40'30.05"O
5	Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN) da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)	20°30'36.33"S 54°36'56.32"O
6	Área de Preservação Permanente (APP) do córrego Bandeira	20°29'43.49"S 54°35'18.07"O
7	Parque Estadual do Prosa	20°27'17.85"S 54°33'44.16"O
8	Propriedade particular	20°26'21.75"S 54°31'15.21"O
9	Via Parque- (prefeitura)	20°26'15.69"S 54°34'50.18"O
10	20º Regimento de Cavalaria Blindado (exército)	20°26'25.89"S 54°38'16.99"O
11	Centro de Educação Ambiental (CEA) Imbirussu	20°26'55.54"S 54°41'15.50"O
12	Exentão do CEA Florestinha	20°24'5.23"S 54°33'7.50"O
13	Parque Estadual Matas do Segredo	20°23'50.72"S 54°35'5.94"O
14	Fazenda Escola da Universidade Católica Dom Bosco	20°22'57.10"S 54°36'10.91"O

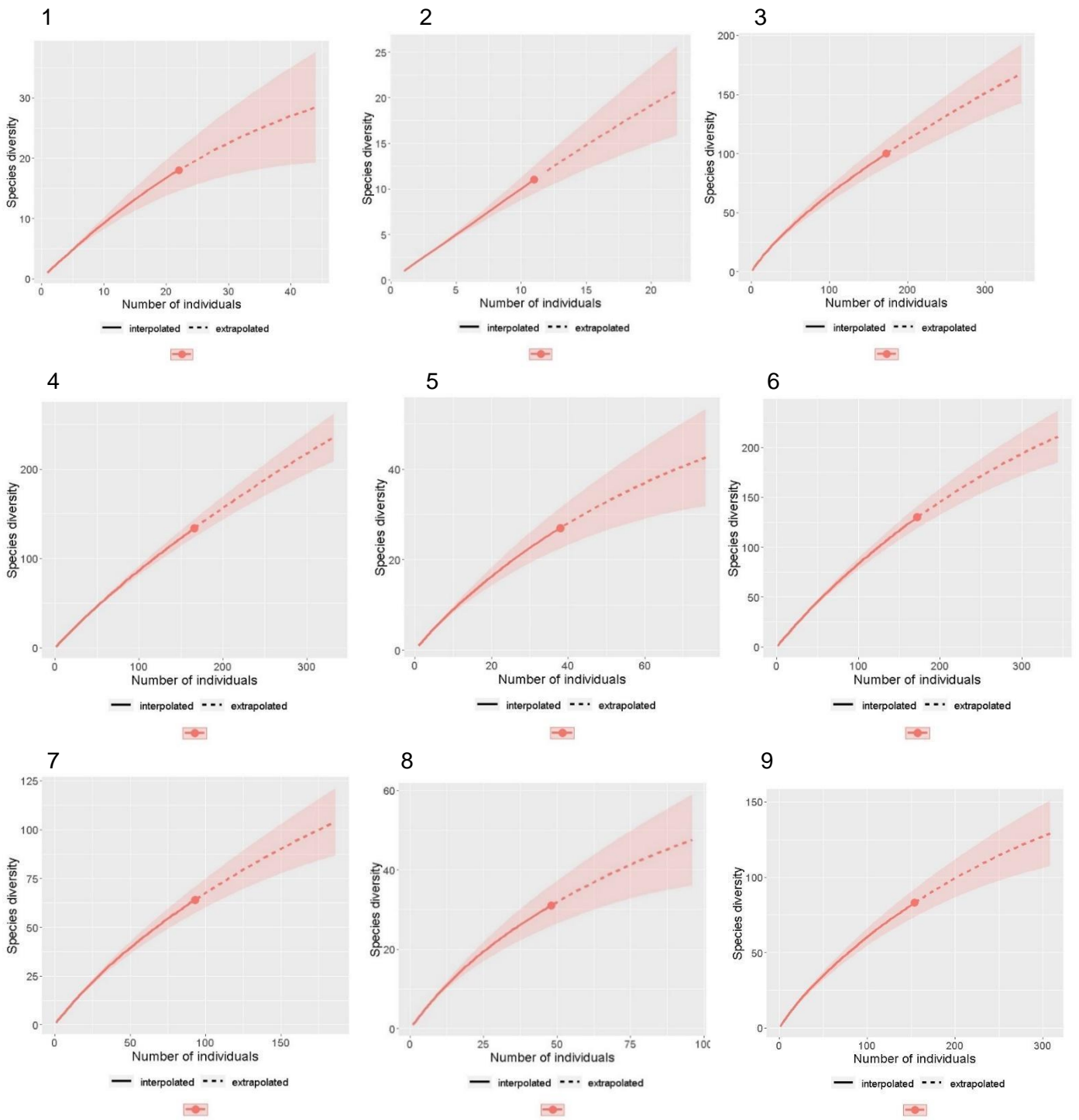
Tabela S2. Chao 1 (estimador de riqueza de espécies) e completude amostral para as redes de interação plantas- insetos dos 14 fragmentos amostrados (1-14).

1 (Frutilla)		8 (Ch. Poderes)	
Chao 1(SE; 95%CI)	13,13	Chao 1(SE; 95%CI)	21,19
Sampling completeness %	49,7%	Sampling completeness %	46%
2 (Fazendinha)		9 (Via Parque)	
Chao 1(SE; 95%CI)	66	Chao 1(SE; 95%CI)	39,56
Sampling completeness %	16%	Sampling completeness %	43%
3 (Trilho)		10 (20º Batalhão)	
Chao 1(SE; 95%CI)	109,2	Chao 1(SE; 95%CI)	131,07
Sampling completeness %	25,9%	Sampling completeness %	20%
4 (Portal Caiobá)		11 (CEA Imbirussu)	
Chao 1(SE; 95%CI)	160,53	Chao 1(SE; 95%CI)	66,9
Sampling completeness %	21%	Sampling completeness %	25%
5 (Cerradinho)		12 (Bosque dos Ipês)	
Chao 1(SE; 95%CI)	19,52	Chao 1(SE; 95%CI)	50,03
Sampling completeness %	46%	Sampling completeness %	33,4%
6 (Córrego Bandeiras)		13 (Matas do Segredo)	
Chao 1(SE; 95%CI)	61,22	Chao 1(SE; 95%CI)	80,37
Sampling completeness %	38%	Sampling completeness %	32%
7 (Prosa)		14 (UCDB)	
Chao 1(SE; 95%CI)	48,37	Chao 1(SE; 95%CI)	31,80
Sampling completeness %	36,1%	Sampling completeness %	31,6%

Tabela S3. Espécies de plantas visitadas pelos insetos polinizadores nos fragmentos de Cerrado localizados no perímetro urbano de Campo Grande, MS.

Espécie	Família
<i>Austroeuatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae
<i>Baccharis trinervis</i> Pers.	Asteraceae
<i>Chromolaena congesta</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob	Asteraceae
<i>Chromolaena cylindrocephala</i> (Sch.Bip. ex Baker) R.M.King	Asteraceae
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae
<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae
<i>Chrysolaena sceptrum</i> (Chodat) Dematt.	Asteraceae
<i>Clibadium armanii</i> (Balb.) Sch.Bip. ex O.E.Schulz	Asteraceae
<i>Campuloclinium macrocephalum</i> (Less.) DC.	Asteraceae
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Asteraceae
<i>Cosmos sp</i> Cav.	Asteraceae
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L	Asteraceae
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	Asteraceae
<i>Lepidaploa muricata</i> (DC.) H.Rob.	Asteraceae
<i>Mikania micrantha</i> Kunth	Asteraceae
<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	Asteraceae
<i>Pluchea quitoc</i> DC.	Asteraceae
<i>Praxelis clematidea</i> (Griseb.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae
<i>Senecio pohlii</i> Sch.Bip. ex Baker	Asteraceae
<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.) A.Gray	Asteraceae
<i>Trixis antimenorrhoea</i> (Schrank) Kuntze	Asteraceae
<i>Unxia kubitzkii</i> H.Rob.	Asteraceae
<i>Vernonanthura brasiliiana</i> H.Rob.	Asteraceae
<i>Vernonanthura membranacea</i> (Gardner) H.Rob.	Asteraceae
<i>Vernonanthura sp</i> H.Rob.	Asteraceae
<i>Bauhinia unguolata</i> L.	Fabaceae
<i>Camptosema elipticum</i> (Desv.) Burkart	Fabaceae
<i>Canavalia mattogrossensis</i> (Barb.Rodr.) Malme	Fabaceae
<i>Centrosema macrocarpum</i> Benth.	Fabaceae
<i>Centrosema sagittatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.)	Fabaceae
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	Fabaceae
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	Fabaceae
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Fabaceae
<i>Macroptilium bracteatum</i> (Benth.) Urb.	Fabaceae
<i>Mimosa adenocarpa</i> Benth.	Fabaceae
<i>Mimosa setosa</i>	Fabaceae
<i>Mimosa verrucosa</i>	Fabaceae
<i>Senna alata</i> (L.)Roxb.	Fabaceae
<i>Senna pendula</i> (Humb.& Bonpl.ex Willd.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae
<i>Senna pilifera</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae
<i>Sesbania exasperata</i> Kunth	Fabaceae
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae
<i>Helicteris denticulenta</i> Cristóbal	Malvaceae
<i>Pavonia communis</i> A.St.-Hil.	Malvaceae
<i>Sida rhombifolia</i> (Miq.) K.Schum.	Malvaceae
<i>Sida sp</i> L.	Malvaceae
<i>Sidastrum paniculatum</i> (L.) Fryxell	Malvaceae
<i>Urena lobata</i> L.	Malvaceae
<i>Waltheria indica</i> L.	Malvaceae

<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	Rubiaceae
<i>Borreria</i> sp G. Mey.	Rubiaceae
<i>Cordia sessilis</i> (K.Schum.) Kuntze	Rubiaceae
<i>Palicourea crocea</i> (Sw.) Roem. & Schult.	Rubiaceae
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Rubiaceae
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Rubiaceae
<i>Psychotria</i> sp Jacq.	Rubiaceae
<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	Malpighiaceae
<i>Byrsonima verbacifolia</i> (L.) CD.	Malpighiaceae
<i>Christianella multiglandulosa</i> (Nied.) W.R.Anderson	Malpighiaceae
<i>Heteropterys aphrodisiaca</i> A. Juss	Malpighiaceae
<i>Mascagnia cordifolia</i> (A.Juss.) Griseb.	Malpighiaceae
<i>Stigmaphyllon</i> sp A. Juss	Malpighiaceae
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Sapindaceae
<i>Serjania acoma</i> Radlk.	Sapindaceae
<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	Sapindaceae
<i>Serjania erecta</i> Radlk.	Sapindaceae
<i>Sapindus saponari</i> L.	Sapindaceae
<i>Serjania meridionalis</i> Cambess.	Sapindaceae
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	Myrtaceae
<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia</i> sp (Kunth) L.	Myrtaceae
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Solanaceae
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	Solanaceae
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Solanaceae
<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	Solanaceae
<i>Adenocalymma pedunculatum</i> (Vell.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae
<i>Anemopaegma</i> sp. Mart. ex Meisn	Bignoniaceae
<i>Fridericia florida</i> (DC.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae
<i>Fridericia platyphylla</i> (Cham.) L.G.Lohmann	Bignoniaceae
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	Bignoniaceae
<i>Chamaesyce hyssopifolia</i> (L.) Small	Euphorbiaceae
<i>Julocroton montividentis</i> Klotzsch ex Baill.	Euphorbiaceae
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae
<i>Croton urucurana</i> Baill	Euphorbiaceae
<i>Couepia grandiflora</i> Benoist	Chrysobalanaceae
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook.f.) Prance	Chrysobalanaceae
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schldl.	Chrysobalanaceae
<i>Justicia carnea</i> Lindl.	Acanthaceae
<i>Ruellia brevifolia</i> (Pohl) C.Ezcurra	Acanthaceae
<i>Thunbergia grandiflora</i> Retz	Acanthaceae
<i>Ludwigia</i> sp L.	Onagraceae
<i>Ludwigia laruotteana</i> (Cambess.) H.Hara	Onagraceae
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	Erythroxylaceae
<i>Erythroxylum suberosum</i>	Erythroxylaceae
<i>Cayaponia</i> sp. Silva Manso	Cucurbitaceae
<i>Momordica charantia</i> L.	Cucurbitaceae
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacq.) Sarg.	Cannabaceae



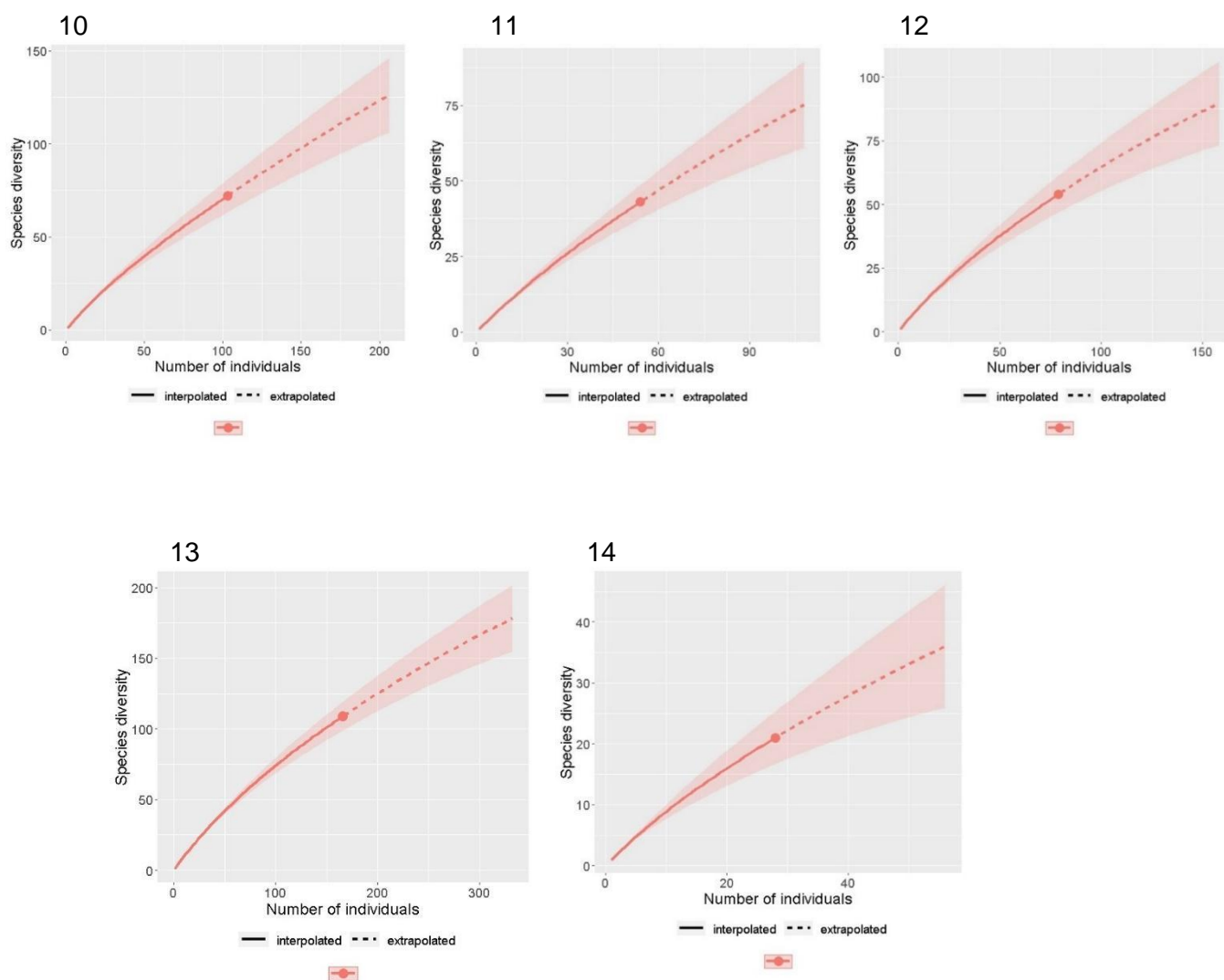


Figura S1. Curvas de rarefação e extrapolação com números de Hill para avaliação da riqueza de interações nos 14 fragmentos estudados. Cada combinação de uma espécie de polinizador e uma de planta foi considerada equivalente a “espécie” e a frequência de cada interação em pares como sua abundância.

Tabela S4. Atributos funcionais das espécies de abelhas registradas nos 14 fragmentos de vegetação estudados no município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, de acordo com o local de registro (Locais 1 a 14), número de indivíduos registrados (N), Média \pm desvio padrão comprimento da probóscide (Comp. Probóscide – mm.) do comprimento do tarso (Comp. Tarso – mm.), da largura do tarso (Larg. Tarso-em mm.), distância intertegular (DIT-em mm.), socialidade (Socia.: S- sociais, SL- solitárias, PS- primitivamente social e substrato de nidificação (Nidif.: CP- cavidades pré-existentes, S- solo, FC- fora de cavidades, C-cleptoparasitismo).

Família Apidae	Local	N	Comp. probóscid	Comp. tarso	Larg. tarso	DIT	Socia.	Nidif.
Subfamília Megachilinae:								
<i>Acentron</i> sp Mitchell, 1943	3, 4	2	4,25 ($\pm 0,25$)	2,05 ($\pm 0,05$)	0,95 ($\pm 0,07$)	3,8 ($\pm 0,1$)	SL	CP
<i>Anthidini</i> sp1 Asmead, 1899	13	1	3,3	1,1	0,22	2,6	SL	CP
<i>Anthidini</i> sp2 Asmead, 1899	3	1	1,9	0,9	0,2	1,9	SL	CP
<i>Coelioxys</i> sp1 Latreille, 1809	13, 3	2	1,85 ($\pm 2,61$)	1,05 ($\pm 0,05$)	0,225 (0,025)	2,7 ($\pm 0,0$)	SL	C
<i>Coelioxys</i> sp2 Latreille, 1809	13, 4, 12	3	1,85 ($\pm 0,25$)	1,05 ($\pm 0,035$)	0,225 ($\pm 0,25$)	2,7 ($\pm 0,032$)	SL	C
<i>Dactylomegachile</i> sp1 Mitchell, 1943	3	1	2,7	1,1	0,3	2,4	SL	CP
<i>Epanthidium tigrinum</i> (Schrottky, 1905)	3, 4, 12	5	1,56 (0,835)	0,932 ($\pm 0,075$)	0,448 ($\pm 0,107$)	2,314 ($\pm 0,279$)	SL	CP
<i>Leptorachis</i> sp Mitchell, 1934	3	1	4,1	2	0,95	3,8	SL	CP
<i>Moureapis</i> sp Raw, 2002	4	1	3,4	2,8	0,9	3,9	SL	CP
<i>Nananthidium willineri</i> Moure, 1947	13, 4	2	0,1 ($\pm 0,0$)	0,7 ($\pm 0,0$)	0,2 ($\pm 0,0$)	1,1 ($\pm 0,025$)	SL	CP
<i>Pseudocentron</i> sp Mitchell, 1980	6, 4	2	3,95 ($\pm 0,05$)	1,1 ($\pm 0,0$)	0,25 ($\pm 0,05$)	3,05 ($\pm 0,05$)	SL	CP
<i>Ptilosarus</i> sp Mitchell, 1943	7	1	1	0,5	0,2	0,9	SL	CP
Subamília Halictinae:								
			0,975 ($\pm 0,02$)					
<i>Augochlora</i> sp Smith, 1853	7, 6, 3	3		1,2 ($\pm 0,15$)	0,2 ($\pm 0,0$)	1,1 ($\pm 0,15$)	PS	CP
	7, 5, 9, 6,		0,66	0,6				
<i>Augochlora braziliensis</i> Vachal, 1911	3, 4, 12	5	($\pm 0,471$)	($\pm 0,424$)	0,13 ($\pm 0,094$)	0,93 ($\pm 0,659$)	PS	CP
<i>Augochlora esox</i> (Vachal, 1911)	9, 6	2	1,7 ($\pm 0,45$)	1 ($\pm 0,5$)	0,2 ($\pm 0,05$)	1,15 ($\pm 0,324$)	PS	C
<i>Augochlora morrae</i> Almeida, 2008	4	1	0,2	0,95	0,25	1,3	SL	S
	8, 2, 13, 14,, 5		0,26	0,92				
<i>Augochlora mulleri</i> Cockerell, 1900	7, 9, 6, 3, 4, 12	5	($\pm 0,131$)	($\pm 0,134$)	0,23 ($\pm 0,022$)	0,72 ($\pm 0,271$)	PS	C
	10, 13, 7,							
<i>Augochloropsis</i> sp1 Cockerell, 1897	5, 9, 4	3	1,108 ($\pm 0,892$)	1,4 ($\pm 0,057$)	0,315 ($\pm 0,085$)	1,24 ($\pm 0,51$)	SL	S

<i>Dialictus</i> sp Robertson, 1902	2, 6, 8, 9, 12, 13	5	3,1 (±0,083)	1,6 (±0,1)	0,45 (±0,082)	3,0 (0,01)	SL	S
<i>Habralictus</i> sp1 Moure, 1941	9	1	0,25	1,3	0,15	0,9	SL	S
<i>Neocorynura atromarginata</i> (Cockerell, 1903)	9, 13, 14	5	1,9 (±0,15)	1,2	0,9	1,7(±0,07)	SL	S
<i>Oxystoglossela</i> sp Eickwort, 1969	3	1	1,6	0,6	0,2	1,2	SL	S
	5, 6, 7, 9, 10,							
<i>Paraugochloripsis</i> sp1 Schrottky 1906	11, 13	5	2,5 (±0,14)	1,5	0,3	2,0 (±0,07)	SL	S
<i>Paraugochloripsis</i> sp2 Schrottky 1906	9, 12	2	1,05 (±0,07)	1,25 (±0,05)	0,37 (±0,07)	1,92 (±0,054)	SL	S
			0,825	1,4				
<i>Pseudaugochlora erythrogaster</i> Almeida, 2008	4, 6, 7, 11	4	(± 0,075)	(± 0,3)	0,325 (± 0,025)	1,65 (± 0,15)	SL	S
<i>Pseudaugochlora graminea</i> (abricius, 1804)	13	1	2	1,7	0,32	2,3	SL	S
	2, 4, 6, 7,							
<i>Pseudaugochlora_ lammula</i> Almeida2008	10	5	1,5 (±0,054)	1,65 (±0,067)	0,67 (±0,042)	2 (±0,075)	SL	S
Sub amília Apinae:								
<i>Ancyloscelis api ormis</i> (abricius, 1793)	6	1	3	2	0,3	2,7	SL	S
	1, 2, 3, 4, 5, 6							
	7, 8, 9, 10, 11,		3	3,75				
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	12 13, 14	5	(± 0,204)	(± 0,14)	1,1 (± 0,04)	2,8 (± 0,108)	S	CP
<i>Centris analis</i> Lepeletier, A. L. M. (1841)	10, 13, 9, 4, 12	5	7,9625 (± 1,34€	1,86 (± 0,404)	0,82 (± 0,112)	3,84 (± 0,408)	SL	CP
<i>Centris denudans</i> Lepeletier, 1841	6	1	5,1	7,8	2,3	8	SL	CP
<i>Centris danunciae</i> Moure, 2002	10	1	2,9	1,4	0,25	2,1	SL	S
<i>Centris violacea</i> Lepeletier, 1841	8	1	3,08	6,3	4,1	7,8	SL	CP
<i>Ceratinula</i> sp1 Moure, 1941	6, 13	2	0,9 (±0,07)	0,4	0,2	0,9 (±0,075)	PS	CP
	1, 4, 6, 7, 9, 10,							
<i>Ceratinula</i> sp2 Moure, 1941	11, 13, 14,	5	1,1 (±0,063)	0,45 (±0,05)	0,2	1,0 (±0,054)	os	CP
<i>Crewella</i> sp1 Cockerell, 1903	4		0,9	1,3	0,15	0,9	SL	C
<i>Crewella</i> sp2 Cockerell, 1903	4, 7, 9, 12, 13	5	1,4 (±0,074)	0,9 (0,1)	0,15 (±0,005)	1,7 (0,05)	SL	C
<i>Calloceratina chloris</i> (abricius, 1804)	7, 12	2	2,4 (0,14)	1,1	0,3	1,8 (±0,07)	SL	C
<i>Eulaema cingulata</i> (abricius, 1804)	13	1	1,39	3,8	2,9	6,5	SL	CP
			7,56					
<i>Eulaema nigrita</i> Lepeletier, 1841	13, 6	2	(± 2,63)	4 (± 0,14)	2 (± 0,04)	5,1 (± 0,22)	SL	CP
<i>Epicharis</i> sp Klug, 1807	13	3	6,554 (± 0,23)	4,03 (± 0,138)	2,38 (± 0,721)	4,9 (± 0,17)	SL	S
<i>Epicharis analis</i> Lepeletier, 1841	13	1	5,9	5,5	3,1	5,2	SL	S
<i>Epicharis cockerelli</i> rise, 1900	8	1	3,65	2,05	1	3,1	SL	CP
<i>Epicharis lava</i> riese, 1900	10	1	7	3	1,35	4,9	SL	S
<i>Exomalopsis</i> sp1 Spinola, 1853	10	1	2,1	1,1	0,35	2,0	SL	S
<i>Exomalopsis</i> sp2 Spinola, 1853	9, 11, 4, 12	5	1,95	1,75	0,31	1,81	SL	S
<i>Exomalopsis</i> sp3 Spinola, 1853	13	1	2,8	2,4	1,0	2,0	SL	S
	10, 8, 2, 11,							
<i>Iorilegus melectoides</i> (Smith, 1879)	6, 3, 4, 12	5	0,6 (± 0,1)	0,9 (± 0,012)	0,4 (± 0,0)	2,2 (± 0,21)	SL	CP
<i>rieseomelitta</i> sp	6	1	1,3	3	0,1	2	SL	CP
<i>Leurotrigona muelleri</i> (riese, 1900)	5, 12, 13	5	2,4 (±0,24)	1,5 (±0,04)	0,4	2,6 (±0,054)	S	CP
	1, 3, 4, 5, 6,							
<i>Lophopedia paranaenses</i> Aguiar, 2009	7, 11, 12, 14	5	1,55 (± 0,4	1,35 (± 0,05)	0,8 (± 0,0)	1,95 (± 0,05)	SL	CP
<i>Lophopedia savanicola</i> Aguiar, 2009	1	1	1	0,7	0,4	1,5	SL	CP

<i>Melipona avosa</i> (abricius, 1798)	8, 2	2	3,65 (±0,25)	2,05 (±0,05)	1 (±0,0)	3,1 (±0,1)	S	CP
<i>Melipona quinque asciata</i> Lepeletier, 183	10, 13	2	6,02 (±1,02)	1,7 (±0,0)	0,25 (±0,0)	2,7 (±0,5)	S	CP
<i>Melissoptila</i> sp1 Holmberg, 1884	6	1	2,1	1,2	0,3	2,9	S	S
<i>Melissoptila minarum</i> (Bertoni & Schrottky, 1	3, 4, 12	3	2,5 (±0,347)	1,53 (±0,339)	0,28 (±0,023)	2,56 (±0,339)	SL	S
<i>Melitoma segmentaria</i> (abricius, 1804)	9	1	5	2	0,2	2,5	SL	S
<i>Osirini</i> sp1 Handlirsch, 1925	13	1	2,2	1,0	0,36	1,9	SL	C
	2, 13, 7, 6,		0,8					
<i>Paratetrapedia laveola</i> Aguiar e Melo, 2011	4, 12	5	(±0,342)	0,4 (±0,02)	0,2 (±0,04)	1,1 (±0,1)	SL	CP
	4, 5, 6, 13, 8,		1,45			0,85		
<i>Paratrigona lineata</i> (Lepeletier, 1836)	9, 10, 13	5	(±0,45)	0,475 (±0,125)	0,3 (±0,0)	(±0,15)	S	S
	10 8, 7, 5, 9,							
<i>Scaptotrigona</i> sp Moure, 1942	6, 4, 12	5	2,3 (±1,03)	1,1 (±0,12)	0,25 (±0,05)	2 (±0,04)	S	CP
	10, 8, 13, 14, 9		2,8					
<i>Tetragona clavipes</i> (abricius, 1804)	6, 3, 4, 1	5	(±1,043)	1,4 (±0,025)	0,8 (±0,01)	1,9 (±0,165)	S	CP
	8, 13, 14, 9,		0,78	0,382	0,2	1,1		
<i>Tetragonisca angustula</i> (Latreille, 1811)	6, 4, 12	5	(±0,09)	(±0,022)	(±0,0)	(±0,063)	S	CP
<i>Tetrapedia</i> sp1 Klug, 1810	13, 9, 4	3	2 (±0,1)	1,85 (±0,05)	0,3 (±0,0)	1,95 (±0,05)	SL	CP
<i>Tetrapedia</i> sp2 Klug, 1810	2, 4, 7, 9	5	2,0 (±0,13)	1,85 (±0,07)	0,3	1,95 (±0,005)	SL	CP
<i>Tetrapedia</i> sp3 Klug, 1810	12, 13	4	2,13 (±0,14)	0,5	2,2 (±0,057)	2,1 (±0,05)	SL	CP
<i>Thalestria spinosa</i> (abricius, 1804)	3	1	1,9	1,95	0,2	2	SL	C
<i>Thygater palliventris</i> (riese, 1908)	12	1	0	0,9	0,2	2	SL	S
	3, 13, 14, 7, 5, 4							
<i>Trigona spinipes</i> (abricius, 1793)	6, 3, 4, 12	5	3,131 (±1,87)	1,4 (±0,028)	0,9 (±0,032)	2,1 (±0,02)	S	C
<i>Trigonopedia</i> sp Moure, 1941	11	1	2,9	2	1,62	2,6	SL	CP
<i>Xylocopa nogueirai</i> Hurd & Moure, 1960	4	2	1 (±0,5)	3,5 (±0,1)	1 (±0,0)	4,65 (±0,15)	SL	C
<i>Xylocopa suspecta</i> Moure & Camargo, 1988	3	1	6	6,1	1,85	6,9	SL	C
<i>Xylocopa rontalis</i> Olivier, 1789	11	1	5,59	6,9	5,27	7,5	SL	CP
Sub amília Colletinae:								
<i>Colletes petropolitanus</i> Dalla Torre, 1896	9, 13	2	1,0 (±0,07)	0,7	0,2	1,6 (±0,04)	S	S
<i>Tetraglossula deltivaga</i> Oglobin, 1948	13, 9, 3	3	2,5 (±0,62)	2,2 (±0,01)	0,25 (±0,01)	3 (±0,1)	SL	S
Sub amília Andreninae:								
<i>Rhophitulus</i> sp Ducke, 1907	6, 9	3	1,95 (±0,052)	1,05 (±0,005)	0,15	1,7 (±0,057)	SL	S
<i>Rhophitulus</i> sp2 Ducke, 1907	6		3,1	3,75	1,1	2,8	SL	S
<i>Hylaeus</i> sp1 abricius, 1793	13	1	1,2	0,9	0,16	1,1	SL	CP
<i>Hylaeus</i> sp2 abricius, 1793	13	1	1,2	0,9	0,15	1,1	SL	CP
	10, 8, 2, 11,							
<i>Iorilegus melectoides</i> (Smith, 1879)	6, 3, 4, 12	5	0,6 (±0,1)	0,9 (±0,012)	0,4 (±0,0)	2,2 (±0,21)	SL	CP
<i>Oxaea lavescens</i> Klug, 1807	8, 13	3	3,505 (±1,65)	4,54 (±1,747)	0,705 (±0,159)	1,225 (±0,644)	SL	S

Tabela S5: Atributos funcionais das espécies de plantas registradas nos 14 fragmentos de Cerrado no município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, de acordo com o local de registro (Local: 1 a 14), número de indivíduos registrados (N), Média \pm desvio padrão de largura da corola (larg. Corola – em mm.), comprimento do cálice (comp. cálice – em mm.), comprimento da corola (comp. corola-em mm.); cor da flor e hábito da planta.

família/Espécie	Local	N	larg. corola	comp. cálice	comp. corola	cor	hábito
Asteraceae							
<i>Austro eupatorium inulae olium</i> (Kunth) R.M.King & H.Rob.	11, 9, 6, 3, 4	4	0,355 ($\pm 0,022$)	0,92 ($\pm 0,008$)	0,655 ($\pm 0,008$)	branca	herbáceo
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC	10, 7, 4	5	0,332 ($\pm 0,013$)	0,694 ($\pm 0,037$)	0,552($\pm 0,051$)	esverdeada	arbustivo
<i>Baccharis trinervis</i> Pers.	6, 4	5	0,566 ($\pm 0,013$)	0,759 ($\pm 0,03$)	0,524 ($\pm 0,028$)	creme	arbustivo
<i>Campuloclimium macrocephalum</i> (Less.) DC.	3	3	3,73 ($\pm 0,232$)	3,7 ($\pm 0,124$)	2,3 ($\pm 0,187$)	rosa	herbáceo
<i>Chromolaena cylindrocephala</i> (Sch.Bip. ex Baker) R.M.King & H.Rob.	13, 5, 3, 4, 12	4	0,52 ($\pm 0,183$)	0,94 ($\pm 0,032$)	0,63 ($\pm 0,022$)	lilás	arbustivo
<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	6, 3, 12	4	0,385 ($\pm 0,016$)	1,11 ($\pm 0,075$)	0,995 ($\pm 0,062$)	lilás	arbustivo
<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	13, 7, 6, 3, 12	4	2,34 ($\pm 0,014$)	1,185 ($\pm 0,027$)	0,725 ($\pm 0,062$)	lilás	arbustivo
<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	13	4	0,675 ($\pm 0,02$)	0,895 ($\pm 0,157$)	0,8 ($\pm 0,047$)	rosa	arbustivo
<i>Clibadium armanii</i> (Balb.) Sch.Bip. ex O.E.Schulz	4	1	0,58	0,989	0,81	branca	arbustivo
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	6	5	0,37 ($\pm 0,031$)	0,668 ($\pm 0,027$)	0,398 ($\pm 0,071$)	branca	herbáceo
<i>Cosmos</i> sp Cav.	3	2	2,58 ($\pm 0,61$)	1,02 ($\pm 0,25$)	0,71 (0,08)	rosa	herbáceo
<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	7, 6	4	0,657 ($\pm 0,07$)	0,51 ($\pm 0,015$)	0,527 (0,008)	branca	herbáceo
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	7, 4, 12	5	0,932 ($\pm 0,096$)	0,757 ($\pm 0,074$)	0,62 ($\pm 0,078$)	branca	herbáceo
<i>Lepidaploa muricata</i> (DC.) H.Rob.	13, 14, 5	3	0,546 ($\pm 0,068$)	0,956 ($\pm 0,055$)	0,736 ($\pm 0,068$)	rosa	arbustivo
<i>Mikania micrantha</i> Kunth	13, 7, 3, 4	5	0,27 ($\pm 0,016$)	0,97 ($\pm 0,082$)	0,62 ($\pm 0,02$)	branca	trepadeira
<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	13, 6, 3, 4	3	0,17 ($\pm 0,009$)	1,13 ($\pm 0,012$)	1,05 ($\pm 0,043$)	branca	herbáceo
<i>Pluchea quitoc</i> DC.	6	5	0,63 ($\pm 0,026$)	0,798 ($\pm 0,035$)	0,556 ($\pm 0,039$)	branca	herbáceo
<i>Praxelis clematidea</i> (Griseb.) R.M.King & H.Rob.	6	5	0,638 ($\pm 0,023$)	0,87 ($\pm 0,021$)	0,712 ($\pm 0,043$)	lilás	herbáceo
<i>Senecio pohlii</i> Sch.Bip. ex Baker	13	3	1,816 ($\pm 0,147$)	1,54 ($\pm 0,066$)	1,29 ($\pm 0,092$)	amarela	arbustivo
<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.) A.Gray	13	2	10,86 ($\pm 0,34$)	0,82 ($\pm 0,01$)	1,87 ($\pm 0,085$)	amarela	herbáceo
<i>Trixis antimenorrhoea</i> (Schrank) Kuntze	7	3	0,44 ($\pm 0,026$)	1,73 ($\pm 0,009$)	0,965 ($\pm 0,004$)	creme	herbáceo

<i>Unxia kubitzkii</i> H.Rob	11	4	2,38 (\pm 0,104)	1,095 (\pm 0,182)	1,105 (\pm 0,101)	amarela	herbáceo
<i>Vernonanthura brasiliiana</i> (L.) H.Rob.	10, 11, 13, 7, 9, 6, 3, 4	4	0,955 (\pm 0,294)	0,955 (\pm 0,301)	0,48 (\pm 0,146)	branca	arbustivo
<i>Vernonanthura membranacea</i> (Gardner) H.Rob.	14, 5, 6, 1	5	0,823 (\pm 0,054)	0,991 (\pm 0,016)	0,591 (\pm 0,067)	rosa	arbustivo
<i>Waltheria communis</i> A.St.-Hil.	4	4	0,84 (\pm 0,029)	0,71 (\pm 0,027)	0,535 (\pm 0,047)	amarela	herbáceo
<i>Waltheria indica</i> L.	3	5	0,4 (\pm 0,01)	0,46 (\pm 0,07)	0,426 (\pm 0,051)	amarela	herbáceo
abaceae							
<i>Bauhinia unguolata</i> L.	14, 5, 4	2	4,655 (\pm 0,845)	3,66 (\pm 0,11)	1,25 (\pm 0,1)	branca	arbustivo
<i>Camptosema ellipticum</i> (Desv.) Burkart	7	2	0,59 (\pm 0,04)	2,77 (\pm 0,065)	1,025 (\pm 0,005)	vermelha	herbáceo
<i>Centrosema macrocarpum</i> (DC.) Benth.	7, 9, 3, 4	2	3,4 (\pm 0,3)	4,02 (\pm 0,32)	0,74 (\pm 0,04)	esverdeada	trepadeira
<i>Centrosema sagittatum</i> (Humb. & Bonpl. Ex Willd.) Brandegees	3, 4, 9	3	2,83 (\pm 0,43)	2,87 (\pm 0,13)	1,1 (\pm 0,012)	roxa	trepadeira
<i>Canavalia mattogrossensis</i> (Barb.Rodr.) Malme	6	3	3,09 (\pm 0,405)	3,72 (\pm 0,02)	1,98 (\pm 0,012)	rosa	trepadeira
<i>Chromolaena congesta</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	4	5	0,476 (\pm 0,066)	1,01 (\pm 0,02)	0,768 (\pm 0,033)	rosa	herbáceo
<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	9	5	0,6 (\pm 0,01)	0,645 (\pm 0,061)	0,276 (\pm 0,012)	branca	arbóreo
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	9	2	2,1 (\pm 0,14)	1,095 (\pm 0,065)	0	creme	arbóreo
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stehlé	9	5	0,732 (\pm 0,136)	1,106 (\pm 0,247)	0,634 (\pm 0,056)	roxo	arbóreo
<i>Macroptilium bracteatum</i> (Nees & Mart.) Maréchal & Baudet	13	3	1,12 (\pm 0,058)	1,53 (\pm 0,029)	0,7 (\pm 0,008)	bordô	trepadeira
<i>Mimosa setosa</i> Benth.	11, 6, 3, 4	3	1,35 (\pm 0,004)	1,356 (\pm 0,004)	0	rosa	arbustivo
<i>Mimosa verrucosa</i> Benth.	10, 8	1	1,15	6,62	0	rosa	arbustivo
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	6	1	2,94	1,22	0,5	amarela	arbustivo
<i>Senna pendula</i> (Humb.& Bonpl.ex Willd.) H.S.Irwin & Barneby	11	1	2,51	1,2	0,81	amarela	arbóreo
<i>Senna pili era</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	7, 4, 1	6	3,265 (\pm 1,256)	1,585 (\pm 0,454)	0,665 (\pm 0,164)	amarela	arbustivo
<i>Sesbania exasperata</i> Kunth	6	5	0,87 (\pm 0,122)	1 (\pm 0,084)	0,51 (\pm 0,045)	amarela	subarbustivo
Malpighiaceae							
<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	10, 8, 13, 7, 5, 4	3	1,33 (\pm 0,095)	0,55 (\pm 0,026)	0,56 (\pm 0,029)	amarela	arbustivo
<i>Byrsonima verbasci olia</i> (L.) DC.	13, 3, 12	3	1,876 (\pm 0,124)	1,036 (\pm 0,036)	0,813 (\pm 0,036)	amarela	arbóreo
<i>Heteropterys aphrodisiaca</i> Machado	5a, 9, 4, 12, 1	3	2,25 (\pm 0,02)	0,75 (\pm 0,069)	0,38 (\pm 0,004)	amarela	arbustivo
<i>Mascagnia cordi olia</i> (A.Juss.) Griseb.	13, 4	3	0,9 (\pm 0,012)	0,476 (\pm 0,04)	0,25	rosa	arbustivo
<i>Stigmaphyllon sp</i> A.Juss.	4	5	2,02 (\pm 0,106)	0,69 (\pm 0,031)	0,33 (\pm 0,036)	amarela	trepadeira
Myrtaceae							
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	5	3	1,92 (\pm 0,129)	1,22 (\pm 0,151)	0,62 (\pm 0,008)	branca	arbustivo

<i>Christianella multiglandulosa</i> (Nied.) W.R.Anderson	14, 4	9	1,24 ($\pm 0,321$)	0,57 ($\pm 0,052$)	0,3 ($\pm 0,05$)	amarela	arbustivo
<i>Eugenia punicea</i> (Kunth) DC.	5	5	1,12 ($\pm 0,064$)	0,63 ($\pm 0,022$)	0,24 ($\pm 0,019$)	branca	arbustivo
<i>Eugenia</i> sp L.	1	3	0,836 ($\pm 0,089$)	0,463 ($\pm 0,463$)	0,193 ($\pm 0,004$)	branca	arbustivo
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	8	3	0,526 ($\pm 0,057$)	0,41 ($\pm 0,021$)	0	branca	arbustivo
Cannabaceae							
<i>Celtis iguana</i> (Jacq.) Sarg.	7	3	0,08 ($\pm 0,004$)	0,07 ($\pm 0,004$)	0,07 (0,004)	creme	arbóreo
<i>Trema micranta</i> (L.)Blume	4	4	0,385 ($\pm 0,005$)	0,235 ($\pm 0,028$)	0,23 ($\pm 0,029$)	creme	arbóreo
Euphorbiaceae							
<i>Chamaesyce hyssopi</i> (L.) Small	6	4	0,18 ($\pm 0,015$)	0,285 ($\pm 0,014$)	0	branca	herbáceo
<i>Julocroton montevidensis</i> Klotzsch ex Baill.	4	5	0,78 ($\pm 0,72$)	0,858 ($\pm 0,672$)	0,53 ($\pm 0,318$)	creme	arbóreo
Sapotaceae							
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	5, 4	5	0,44 ($\pm 0,007$)	0,25 ($\pm 0,017$)	0,194 ($\pm 0,029$)	creme	arbóreo
Vitaceae							
<i>Cissus verticillata</i> (L.) Nicolson & C.E.Jarvis	9	5	0,192 ($\pm 0,007$)	0,3 ($\pm 0,032$)	0,262 ($\pm 0,319$)	esverdeado	arbustivo
Ranunculaceae							
<i>Clematis dioica</i> L.	6	2	1,176 ($\pm 0,026$)	0,816 ($\pm 0,139$)	0,366 ($\pm 0,012$)	creme	arbustivo
Chrysobalanaceae							
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	6	2	2,215 (0,055)	3,09 ($\pm 0,09$)	1,18 (0,06)	branca	arbustivo
<i>Hirtella gracilipes</i> (Hook. .) Prance	3, 1	5	0,928 ($\pm 0,011$)	1,184 ($\pm 0,058$)	0,382 ($\pm 0,03$)	roxo	arbustivo
<i>Licania humilis</i> Cham. & Schtdl.	5	5	0,51 ($\pm 0,052$)	0,5 ($\pm 0,043$)	0,4 ($\pm 0,007$)	branca	arbóreo
Rubiaceae							
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich.	12	3	2,41 ($\pm 0,398$)	1,86 ($\pm 0,061$)	0,4 ($\pm 0,01$)	branca	arbóreo
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	5	5	0,52 ($\pm 0,077$)	0,86 ($\pm 0,08$)	0	branca	arbóreo
<i>Palicourea crocea</i> (Sw.) Roem. & Schult.	7	4	0,467 ($\pm 0,008$)	1,18 ($\pm 0,025$)	0	amarela	arbustivo
<i>Palicourea rígida</i> Kunth	8, 5	4	0,84 ($\pm 0,099$)	1,367 ($\pm 0,023$)	0	amarela	arbóreo
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	4	5	1,285 ($\pm 0,043$)	0,602 ($\pm 0,059$)	0,76 ($\pm 0,012$)	branca	arbustivo
Euphorbiaceae							
<i>Croton grandivelus</i> Baill.	13, 6	5	0,25 ($\pm 0,006$)	0,272 ($\pm 0,02$)	0	branca	arbustivo
<i>Croton urucurana</i> Baill.	7, 3, 4	5	0,446 ($\pm 0,037$)	0,412 ($\pm 0,037$)	0,296 ($\pm 0,03$)	esverdeado	arbóreo
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	14, 9, 12	5	0,218 ($\pm 0,007$)	0,278 ($\pm 0,011$)	0	esverdeado	arbóreo
Dilleniaceae							
<i>Curatella americana</i> L.	12	5	1,35 ($\pm 0,261$)	0,63 ($\pm 0,106$)	0,48 ($\pm 0,045$)	branca	arbóreo
<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil.	4	3	2,5 ($\pm 0,008$)	0,71 ($\pm 0,163$)	0,81 ($\pm 0,25$)	amarela	arbustivo
Erythroxylaceae							

<i>Erythroxylum citri olium</i> A.St.-Hil.	3	3	0,586 (±0,044)	0,47 (±0,099)	0,173 (±0,004)	branca	arbustivo
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	13, 1	4	1,02 (±0,036)	0,64 (±0,035)	0,385 (±0,018)	creme	arbustivo
Bignoniaceae							
<i>ridericia lorida</i> (DC.) L.G.Lohmann	13, 14, 3, 6	3	1,356 (±0,11)	2,373 (±0,952)	0,553 (±0,018)	branca	trepadeira
<i>ridericia platyphylla</i> (Cham.) L.G.Lohmann	13, 3	3	2,64 (±0,032)	3,71 (±0,95)	0,773 (±0,018)	rosa	trepadeira
<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. ex Kunth	9	3	2,98 (± 0,266)	3,45 (± 0,094)	0,74(±0,073)	amarela	arbóreo
Meliaceae							
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	11	4	1,325 (±0,126)	0,83 (±0,07)	0,682 (±0,092)	creme	arbóreo
Malvaceae							
<i>Helicteres denticulenta</i> Cristóbal	4, 9, 14	5	0,694 (±0,048)	4,036 (±0,052)	2,1 (±0,045)	rosa	arbustivo
<i>Passiflora edulis</i> Sims	9, 6	2	6,98 (±0,01)	2,1 (±0,1)	2,345(±0,005)	rosa	trepadeira
<i>Pavonia communis</i> A.St.-Hil.	6, 3, 4	3	3,51 (±0,173)	1,63 (±0,01)	0,68 (±0,004)	amarela	arbustivo
<i>Sida</i> sp L.	4	5	0,8 (± 0,073)	0,91 (± 0,109)	0,6 (± 0,037)	amarela	herbáceo
<i>Sidrastum paniculatum</i> (L.) ryxell	9, 6, 3	5	0,542 (±0,293)	0,525 (±0,059)	0,387 (±0,008)	bordô	arbustivo
<i>Urena lobata</i> L.	6	4	2,335 (±0,246)	2,425 (±0,371)	1,005 (±0,398)	rosa	arbustivo
Lamiaceae							
<i>Hyptidendron canum</i> (Pohl ex Benth.) Harley	10	3	0,66 (± 0,004)	1,043 (±0,145)	0,716 (±0,061)	roxo	arbóreo
<i>Hyptidendron</i> sp Harley	4	3	1,35 (± 0,004)	0,97 (±0,145)	0,602 (±0,016)	lilás	arbóreo
Convolvulaceae							
<i>Ipomoea triloba</i> L.	3	4	1,06 (±0,246)	1,47 (±0,371)	1,41 (± 0,398)	lilás	trepadeira
Acanthaceae							
<i>Justicia carnea</i> Lindl.	11	2	1,445 (±0,325)	5,55 (±0,13)	0	vermelha	arbustivo
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	9	2	2,1 (±0,14)	1,095 (±0,065)	0	creme	arbóreo
<i>Ruellia brevis</i> (Pohl) C.Ezcurra	7, 9	2	0,672 (±0,04)	1,84 (±0,065)	0,46 (± 0,005)	vermelha	herbáceo
<i>Thunbergia grandiflora</i> Roxb.	8, 6	2	7,2 (±0,32)	4,61 (±0,065)	3,87 (±0,095)	lilás	trepadeira
Onagraceae							
<i>Ludwigia larutoteana</i> (Cambess.) H.Hara	3	3	3,74 (±0,06)	1,25 (±0,008)	0,68 (±0,04)	amarela	arbustivo
Sapindaceae							
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	4	3	0,29 (±0,05)	0,44 (±0,03)	0,2 (±0,014)	creme	arbóreo
<i>Sapindus saponaria</i> L.	13, 9	4	0,48 (±0,01)	0,475 (±0,06)	0,24 (±0,035)	creme	arbóreo
<i>Serjania acoma</i> Radlk.	10, 13, 14, 6, 4	5	1,2 (±0,076)	0,64 (±0,047)	0,33 (±0,028)	branca	trepadeira
<i>Serjania caracasana</i> (Jacq.) Willd.	10, 13, 7, 4, 1	5	0,654 (±0,055)	0,444 (±0,042)	0,278 (±0,029)	branca	trepadeira
<i>Serjania erecta</i> Radlk.	14	5	0,906 (±0,077)	0,83 (±0,01)	0,646 (±0,029)	branca	trepadeira
<i>Serjania meridionalis</i> Cambess.	9	5	0,41 (± 0,036)	0,45 (± 0,031)	0,25 (± 0,04)	branca	trepadeira

Melastomataceae							
<i>Miconia nervosa</i> (Sm.) Triana	4, 12	3	0,38 (±0,069)	1,2 (±0,028)	0	branca	arbustivo
Cucurbitaceae							
<i>Momordica charantia</i> L.	11, 9	1	2,81	1,86	1,47	amarela	trepadeira
Muntingiaceae							
<i>Muntingia calabura</i> L.	9	3	2,14 (0,11)	0,846 (±0,016)	1,2 (±0,13)	branca	arbóreo
Primulaceae							
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	6, 3	5	0,666 (±0,013)	0,372 (±0,024)	0,116(±0,013)	creme	arbóreo
Lauraceae							
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees.	14	5	0,5 (± 0,03)	0,24 (± 0,03)	0	branca	arbóreo
<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart.) Mez	10	4	0,588 (±0,053)	0,316 (±0,02)	0	creme	arbóreo
Ochnaceae							
<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	8	3	1,9 (±0,345)	0,96 (± 0,092)	0,81 (±0,085)	amarela	arbustivo
Oxalidaceae							
<i>Oxalis physocalyx</i> Zucc. ex Progel	7, 6, 12	5	0,99 (±0,006)	0,85 (± 0,02)	0,26 (±0,012)	amarela	arbustivo
Cactaceae							
<i>Pereskia aculeata</i> Mill.	6	3	3,7 (± 0,636)	1,53 (±0,237)	1,49 (±0,93)	branca	trepadeira
Piperaceae							
<i>Piper aduncum</i> L.	12	3	6,1 (±0,694)	2,3 (±0,124)	0,5 (±0,021)	esverdeado	arbustivo
Violaceae							
<i>Pombalia communis</i> (A.St.-Hil.) Paula-Souza	7	3	0,786 (±0,063)	1,28 (±0,107)	0,493 (±0,009)	branca	herbáceo
Bromeliaceae							
<i>Pseudananas sagenarius</i> (Arruda) Camargo	2	1	2,98	3,45	0,74	roxo	herbáceo
Connaraceae							
<i>Rourea induta</i> Planch.	2, 9, 3, 1	4	0,887 (±0,008)	0,677 (±0,004)	0,572 (±0,014)	branca	arbóreo
Solanaceae							
<i>Solanum americanum</i> Mill.	6, 3	5	0,628 (± 0,027)	0,518 (± 0,149)	0,262 (± 0,034)	branca	herbáceo
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	10, 13, 12	2	3,645 (±0,255)	1,52 (± 0,18)	0,92 (±0,08)	roxa	arbustivo
<i>Solanum paniculatum</i> L.	9, 6	5	2,24 (±0,293)	1,03 (± 0,059)	0,5 (±0,008)	branca	arbustivo
<i>Solanum sisymbrii olium</i> Lam.	11, 6	3	2,28 (±0,04)	1,28 (± 0,143)	1,19 (± 0,026)	branca	subarbustivo
Verbenaceae							
<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	8, 11, 13, 7, 6, 3, 4, 12	3	0,53 (±0,012)	0,6 (± 008)	0	lilás	herbáceo
Styracaceae							
<i>Styrax camporum</i> Pohl	10	5	2,414 (±0,254)	2,27 (± 0,284)	0,98 (±0,101)	branca	arbóreo
Meliaceae							
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	7	3	0,803 (± 0,009)	0,49 (± 0,049)	0,246 (± 0,03)	branca	arbustivo

Boraginaceae									
<i>Varronia polycephala</i> Lam.	11, 7, 6, 3	3	1,08 (\pm 0,033)	1,71 (\pm 0,121)	0	branca	arbustivo		
<i>Waltheria communis</i> A.St.-Hil.	4	4	0,84 (\pm 0,029)	0,71 (\pm 0,027)	0,535 (\pm 0,047)	amarela	herbáceo		
<i>Waltheria indica</i> L.	3	5	0,4 (\pm 0,01)	0,46 (\pm 0,07)	0,426 (\pm 0,051)	amarela	herbáceo		