



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL - UFMS
Campus de CAMPO GRANDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL
MESTRADO



KARINA SANTOS PAULINELLI RAPOSO

**EFEITOS DA PAISAGEM SOBRE A ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO
EM REMANESCENTES NO MUNICÍPIO DE CAMPO GRANDE,
MATO GROSSO DO SUL**

Campo Grande-MS
Agosto - 2021

KARINA SANTOS PAULINELLI RAPOSO

**EFEITOS DA PAISAGEM SOBRE A ESTRUTURA DA VEGETAÇÃO
EM REMANESCENTES NO MUNICÍPIO DE CAMPO GRANDE,
MATO GROSSO DO SUL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal (PPGBV) da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, como requisito para a obtenção do grau de Mestre em Biologia Vegetal.

Orientadora: Dra. Andréa Cardoso de Araujo

Co-orientador: Dr. Geraldo Alves Damasceno Junior

Campo Grande-MS

Agosto - 2021

Ficha Catalográfica

Raposo, Karina Santos Paulinelli

Efeitos da paisagem sobre a estrutura da vegetação de remanescentes no município em
Campo Grande, Mato Grosso do Sul. 48p.

Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências da Universidade Federal de Mato
Grosso do Sul.

1. Ecologia de paisagens, 2. Traços funcionais, 3. Análise temporal.

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Instituto de Biociências

Comissão Julgadora

Prof.a Dr.^a Adriana Takahasi
UFMS

Prof. Dr. Danilo Rafael Mesquita Neves
UFMG

Dr. Jose Manuel Ochoa Quintero
IAvH

Prof. Dr. Marcelo Leandro Bueno
UEMS

Prof. Dr.^a Andréa Cardoso de Araujo
Orientadora

Dedico:

Aos meus avós maternos (*in memoriam*), referenciais de amor a vida!

Aos meus avós paternos (*in memoriam*), referenciais de simplicidade!

Aos meus pais, referenciais de ética, sensibilidade e respeito!

Aos meus irmãos, referenciais de determinação!

Às amigas e aos amigos de longa jornada!

Agradecimentos

Ao O. e Mestre Vida por me acompanharem no caminho do Bem.

A natureza, por toda a biodiversidade e beleza, que ensina nossa espécie a respeitar nossos irmãos.

Agradeço imensamente a querida Dra. Andréa Cardoso de Araujo, por me orientar com tanta dedicação e carinho, proporcionando a minha expansão em diversas áreas nestes anos de trabalho.

Ao querido Dr. Geraldo Alves Damasceno Júnior, pela paciência e dedicação, por me mostrar a beleza que o Reino Vegetal tem a nos oferecer.

Meus agradecimentos aos membros da banca da qualificação, Dra. Adriana Takahasi, Dra. Ângela Lúcia Bagnatori Sartori e Dr. Maurício de Almeida Gomes pelas contribuições à versão preliminar deste trabalho; e à Dra. Adriana Takahasi, Dra. Ângela Lúcia Bagnatori Sartori, Dr. Danilo Rafael Mesquita Neves, Dr. Jose Manuel Ochoa Quintero e Dr. Marcelo Leandro Bueno, pelas críticas construtivas e sugestões à dissertação.

Aos Doutores Vali Joana Pott, Arnildo Pott, Ângela Lúcia Bagnatori Sartori e Flávio Macedo Alves pela disponibilidade em auxiliar com as identificações botânicas, e ao Dr. Maurício Almeida Gomes por auxiliar com as análises relacionadas a Ecologia de Paisagens.

Aos técnicos do INBIO: Aleny (Ecologia), João, Flávia e Halisson (Botânica), Ana Cristina e Fábria (Herbário) e Thomaz (Zoologia), por auxiliarem na disponibilização dos materiais que foram necessários para realizar coletas e identificações do material botânico.

Às amigas Karine Munck Vieira e Maiara Vissoto, por auxiliarem nas diferentes etapas deste projeto, no que foi necessário.

Ao Fábio Bolzan por me auxiliar nas análises de geoprocessamento. Ao Evaldo Benedito de Souza por me auxiliar nas análises estatísticas.

Ao Gileno Montanha, Andresa Brito, Luanda Bulhões e Pedro Isaac Souza, pelo acompanhamento nos remanescentes urbanos para as coletas.

Aos meus avós (*in memoriam*), tios e primos das famílias Santos e Raposo, à minha mãe Denise, pai Tarcísio, irmãos Tatiane e Renato, cunhados Thiago e Janny e sobrinhos Arthur e Pedro Enrique, minha família querida, pelo acompanhamento, motivação e carinho.

À Maria Pedro, companheiras e companheiros de longa jornada que sempre me fortaleceram em minha caminhada.

Aos queridos colegas de graduação da turma de 2019 e do mestrado 2021 pela motivação durante todo o período da minha formação.

A todos os Docentes do INBIO e da disciplina de Botânica de Campo, que sempre estiveram abertos a ensinar com tanta dedicação os discentes da UFMS.

Aos amigos da Empresa FIBRAcon, por me mostrarem a grandeza de trabalhar com as dinâmicas do meio ambiente, com ética e respeito.

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

SUMÁRIO

Resumo.....	8
Abstract	8
1. Introdução.....	9
2. Material e Métodos.....	12
2.1. Área de estudo.....	12
2.2. Amostragem da vegetação	12
2.3 Estrutura da vegetação e atributos funcionais.....	15
2.4. Variáveis da paisagem.....	16
2.5 Análises estatísticas	18
3. Resultados.....	20
3.1. Comunidade de espécies lenhosas e traços reprodutivos	20
3.2. Comparação dos componentes da diversidade funcional entre áreas urbanas e rurais .	21
3.3. Efeito da paisagem sobre a riqueza de espécies e a dispersão funcional	22
4. Discussão	23
4.1. Comunidade de espécies lenhosas e traços reprodutivos	23
4.2. Comparação dos componentes da diversidade funcional entre áreas urbanas e rurais .	24
4.3. Efeito da paisagem sobre a riqueza de espécies e a dispersão funcional	24
5. Conclusões	27
6. Referências	28
Material Suplementar.....	37

Artigo a ser submetido para a revista Landscape Ecology
< <https://www.springer.com/journal/10980/submission-guidelines>>

Resumo

Um dos desafios da ecologia de paisagens é compreender como as espécies são afetadas pela grande expansão de áreas antropizadas e mudanças do uso do solo a ela relacionadas. O entendimento de como a composição florística está estabelecida em ambientes urbanos e rurais é essencial para elaborar estratégias de planejamento dos municípios. Este trabalho teve como objetivo caracterizar a estrutura da vegetação de remanescentes de Cerrado distribuídos em áreas urbanas e rurais do município de Campo Grande-MS, relacionando-a ao tipo de uso do solo da paisagem de entorno, em diferentes escalas espaciais e temporais. Amostramos 18 fragmentos de Cerrado e comparamos a riqueza de espécies e os índices de diversidade funcional (riqueza, uniformidade, divergência e dispersão) entre as onze áreas amostradas dentro da área urbana e as sete áreas rurais próximas da cidade. Avaliamos também se a riqueza de espécies e a dispersão funcional (FDis) são afetadas pela matriz circundante, nas diferentes escalas espaço-temporais, através de uma análise interativa, utilizando imagens de satélite dos anos de 1985, 2002 e 2018. A riqueza funcional (FRic) foi maior em áreas urbanas do que nas rurais. De modo semelhante, não houve efeito do uso do solo sobre a riqueza de espécies, mas a dispersão funcional foi afetada negativamente pela porcentagem de agropecuária, e positivamente pela cobertura de áreas urbanas no ano de 2018, sem variação detectada ao longo do tempo. Nosso estudo aponta para a importância de conhecer o histórico das cidades, para propiciar a persistência de espécies nativas nos remanescentes de vegetação, e a manutenção de suas funções ecológicas em áreas urbanas.

Palavras-chave: ecologia de paisagens, traços funcionais, análise temporal.

Abstract

One of the challenges of landscape ecology is to understand how species are affected by the great expansion of anthropized areas and related land use changes. The comprehension on how the floristic composition is established in urban and rural environments is essential to develop planning strategies in municipalities. This work aimed to characterize the vegetation structure of Cerrado remnants distributed in urban and rural areas of Campo Grande-MS, relating it to the type of land use in the surrounding landscape, in different spatial and temporal scales. We sampled 18 Cerrado fragments and compared species richness and functional diversity indices (richness, evenness, divergence and dispersion) between the eleven sampled remnants within the urban area and the seven rural remnants close to the city. We also evaluated whether species richness and functional dispersion (FDis) are affected by the surrounding matrix, in different spatio-temporal scales, through an interactive analysis, using satellite images from the years 1985, 2002 and 2018. Functional richness (FRic) was higher in urban than in rural areas. Similarly, there was no effect of land use on species richness, but the functional dispersion was negatively affected by the percentage of agriculture, and positively affected by the coverage of urban areas in the year 2018, with no variation detected over time. Our study points to the importance of knowing the history of cities, to provide the persistence of native species in the vegetation remnants, and the maintenance of their ecological functions in urban areas.

Keywords: landscape ecology, functional traits, temporal analysis.

1. Introdução

A manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos em ambientes antrópicos está intrinsecamente ligada à capacidade das espécies sobreviverem e se dispersarem nestes locais, mesmo com a perda e conseqüente alteração na configuração de habitats naturais (Coelho et al. 2020; Li et al. 2020). A supressão da vegetação resulta na diminuição da riqueza de espécies vegetais em remanescentes florestais, principalmente nos casos de extrema urbanização (Mckinney 2008; Pinheiro e Durigan 2009; Williams e Winfree 2013). Os fragmentos de vegetação nativa presentes em ambientes urbanos estão imersos principalmente em matrizes de pastagens, agricultura e áreas com intenso desenvolvimento urbano (Girollo e Scariot 2015).

Mudanças na estrutura da vegetação ao longo de gradientes de estresse ambiental estão entre os padrões mais amplamente observados na ecologia vegetal (e.g. Richardson et al. 2004; Peltzer et al. 2010). Nesse sentido, documentar como os processos de montagem de comunidades se modificam ao longo desses gradientes é crucial para entender os condutores da mudança observada na vegetação (Mason et al. 2013; Borges et al. 2020). A redução da cobertura de vegetação em aproximadamente 30% e a perda de conectividade entre as áreas, que ocorre a partir de certo limite de supressão vegetal, podem ocasionar efeitos acentuados no fluxo dos indivíduos, resultando na perda de espécies (Grande et al. 2020). Em uma dada escala espacial, a riqueza de espécies é mais alta em fragmentos com maior heterogeneidade ambiental, que permite maior diferenciação de nichos e, portanto, a coexistência de maior número de espécies (Chesson 2000; Hart et al. 2017). Além disso, a riqueza de espécies em fragmentos de vegetação é mais alta em paisagens com maior quantidade de habitats, devido ao maior fluxo e dispersão de espécies (Fahrig 2013).

Alterações no habitat podem ter efeitos negativos sobre o funcionamento dos ecossistemas e sobre as interações mutualísticas (Liu et al. 2018). Na escala da paisagem, a maior cobertura natural da vegetação permite que diversas espécies, mesmo as mais suscetíveis, se mantenham no ambiente, reduzindo assim a perda de serviços ecossistêmicos, como aqueles desempenhados por polinizadores e dispersores (Poisot et al. 2013; Liu et al. 2018). Por outro lado, em pequenos fragmentos, a manutenção das populações vegetais depende principalmente do fluxo de sementes dispersadas de áreas com maior heterogeneidade ambiental (Hart et al. 2017). Nesse sentido, a presença de árvores estabelecidas em matrizes urbanas desempenha papel fundamental ao atuarem como “*stepping stones*” para os dispersores de diásporos entre fragmentos, contribuindo para a formação de bancos de sementes nesses remanescentes (Omar et al. 2018).

Além da perda de espécies, a modificação da paisagem em resposta à urbanização pode ter efeitos sobre a distribuição de atributos de populações que compõe as comunidades. Mudanças na distribuição dos atributos funcionais de uma comunidade podem acarretar perdas ou alterações de funções essenciais, prejudicando o estabelecimento e persistência das populações (Mason et al. 2005; Mitchell et al. 2015). Dessa forma, o uso de índices de diversidade funcional para detectar alterações que ocorrem na montagem de comunidades ao longo de gradientes ecológicos (Pakeman 2011; Spasojevic e Suding 2012) permite avaliar como a abundância das espécies que as compõe está distribuída no espaço de nicho (Mason et al. 2005). Em locais sob intenso manejo é esperada a prevalência de filtragem ambiental, que pode causar redução na diversidade funcional (Mouchet et al. 2010), uma vez que as espécies estabelecidas nessas áreas tendem a ter atributos mais próximos ao ótimo, selecionados pelo ambiente.

O ambiente físico de uma paisagem é um dos principais fatores que influenciam na distribuição das espécies vegetais, desde sua colonização até a persistência em novos habitats (Li et al. 2020; Wang e Smith 2002). O tipo de flor, que é associado ao mecanismo de polinização, bem como o tipo de fruto, associado ao mecanismo de dispersão das sementes, podem ter efeitos sobre a distribuição espacial das espécies vegetais (Aguilar et al. 2006). Nesse sentido, a forma como as plantas são polinizadas e dispersam seus frutos pode ser determinante para sua persistência nas comunidades. Portanto, a compreensão de como os índices que compõem a diversidade funcional desses atributos são afetados pelas mudanças no ambiente natural, permite desvendar os processos que envolvem a montagem e o funcionamento das comunidades, mediante a distribuição de características das espécies que as compõem (Villéger et al. 2008; Warring et al. 2016).

Em paisagens fragmentadas, o fluxo de pólen e de sementes entre manchas de habitat podem influenciar o fluxo gênico, a demografia das populações, a colonização de novos ambientes e a regeneração natural (Jordano et al. 2007; Liu et al. 2018). Desta maneira, a forma como os atributos relacionados ao modo de polinização e dispersão das espécies estão distribuídos na vegetação são importantes para compreender como a modificação da paisagem pode afetar sua estrutura e funcionamento. Comunidades vegetais em paisagens fragmentadas podem ter sua diversidade funcional reduzida, devido à diminuição da abundância relativa de algumas espécies. Em resposta à essas mudanças, algumas características florais e sistemas de polinização podem se tornar menos frequentes, resultando em restrição de interações entre plantas e animais, com possíveis efeitos negativos sobre as populações de polinizadores e dispersores, além de alterar o fluxo da regeneração natural (Girão et al. 2007; Flörchinger et al. 2010). Assim, mudanças em traços relacionados à reprodução das espécies vegetais interferem

na disponibilidade de recursos para a fauna, podendo implicar no atraso ou na alteração da dinâmica de regeneração natural e estrutural da vegetação (Mayfield et al. 2006; Rocha-Santos et al. 2019). A perda total de um tipo funcional é muito mais prejudicial ao ambiente do que perda de proporções semelhantes de uma variedade de tipos funcionais (Díaz e Cabido 2001). Desta forma, os sistemas de polinização mais especializados podem sofrer redução em áreas naturais severamente fragmentadas, devido à substituição de espécies vegetais especializadas por espécies mais generalistas e grupos funcionais mais resilientes ao declínio da paisagem natural. Essas alterações afetam também os serviços mediados por animais e o fluxo de pólen para distâncias maiores (Girão et al. 2007; Rocha-Santos et al. 2019).

A configuração da vegetação no tempo presente é um retrato das dinâmicas que ocorreram no passado, com períodos de retração e expansão de habitats, responsáveis pelo padrão atual de distribuição de espécies (Metzger et al. 2009; Lira et al. 2012). Nesse sentido, estudos avaliando os débitos e créditos de extinção de espécies em ambientes antrópicos, são essenciais no intuito de priorizar as áreas que estão sofrendo com a diminuição de suas populações (Hahs et al. 2009; Lira et al. 2012). Desta maneira, as taxas de extinção podem ser explicadas ou evitadas, através do estudo da proporção da vegetação nativa presente, quando combinada ao desenvolvimento histórico da cidade e sua configuração geográfica (Hahs et al. 2009; Lira et al. 2012; Liu et al. 2018). Entretanto, cidades modernas guardam consigo banco de sementes e respostas funcionais de plantas advindos de um legado de transformações na paisagem pelo desenvolvimento urbano e agrário, sendo necessário estudos multi-escala e de longo prazo para o entendimento do ecossistema atual (Metzger et al. 2009; Ramalho e Hobbs 2012; Liu et al. 2018). Assim, a inclusão da perspectiva temporal auxilia no entendimento das respostas atuais de processos ecológicos urbanos, uma vez que a dinâmica do passado pode ter efeitos sobre a configuração atual (Ramalho e Hobbs 2012).

O Cerrado abriga grande riqueza de espécies vegetais, muitas delas endêmicas. Esse domínio abrange cerca de 2 milhões de km² na porção central do Brasil (Kink e Machado 2005; Bueno et al. 2018; Grande et al. 2020). Entretanto, entre os anos de 2000 e 2017, houve a supressão de aproximadamente 24% de sua área de cobertura, com consequente perda de corredores ou conectores naturais (Grande et al. 2020). Apesar das matrizes com lavouras e pastagens serem relativamente permeáveis ao trânsito de espécies entre os fragmentos de vegetação nativa, a homogeneização da paisagem pode causar muitos danos ao fluxo de espécies (Grande et al. 2020). No entanto, o Cerrado apresenta alta resiliência, dada a capacidade de rebrota das plantas típicas, que armazenam nutrientes e água em suas estruturas internas (Viani et al. 2010). Além disso, muitas espécies têm seus frutos dispersos pelo vento (anemocoria), o que pode auxiliar no processo de regeneração (Sartorelli e Campos Filho 2017).

O objetivo deste estudo foi compreender como a riqueza de espécies e a diversidade funcional da vegetação de fragmentos de Cerrado localizados em áreas urbanas e rurais do município de Campo Grande são afetadas pela paisagem de entorno em múltiplas escalas espaciais e temporais. Esperamos que: (1) a dinâmica do passado e a variação espacial atual expliquem os efeitos da riqueza de espécies vegetais encontradas no presente; (2) em fragmentos urbanos a diversidade funcional seja menor do que em fragmentos rurais; (3) a diversidade funcional de características reprodutivas das comunidades diminua ao longo dos níveis de degradação da paisagem natural, das mais preservadas para as mais urbanizadas; e, (4) a filtragem ambiental seja mais importante em fragmentos mais urbanizados e, a filtragem biótica, nos mais preservados.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O município de Campo Grande (20°28'13,40737" S e 54°37'25,87099" W) abrange área de 810 hectares, da qual 20,7% (cerca de 168.113 ha) representa vegetação nativa (dados de 2007) (Planurb 2020). A região abriga Parques Lineares e Unidades de Conservação (UCs) de uso sustentável, como Parques Estaduais, Áreas de Proteção Ambiental e uma Reserva Particular de Patrimônio Natural (Planurb 2020). A cidade é uma das mais bem arborizadas do Brasil, apresentando índice de cobertura vegetal de 74m² por habitante, superior ao mínimo preconizado pela sociedade Brasileira de Arborização Urbana (SBAU), que recomenda que o Índice de Áreas Verdes (IAV) seja de 15 m² por habitante (PMCG 2009).

O clima da região é mesotérmico úmido (Cfa) e tropical úmido (Aw), segundo a classificação de Köppen, e os solos são do tipo Latossolo Vermelho-Escuro, Latossolo Roxo, Litólicos e Areias Quartzosas. Na zona rural do município são encontradas áreas de pastagens e plantações, principalmente de soja, milho e eucalipto (Planurb 2020).

2.2. Amostragem da vegetação

Realizamos o estudo em 18 fragmentos de Cerrado, sendo 11 situados na área urbana e sete na área rural próxima ao núcleo urbano do município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Utilizamos imagens de satélite para a localização dos fragmentos (Figura 1). Para a análise fitossociológica, utilizamos o método de ponto quadrante (*Point centered quarter sampling*, Mueller-Dombois e Ellenberg 1974). Em cada mancha estabelecemos 20 pontos distanciados entre si por 10 metros e dispostos em zigue-zague, de modo a evitar a super-representação de espécies que apresentam distribuição agregada (Damasceno-Junior e Pott 2011) (Figura 2). O

número de pontos amostrados foi definido de acordo com o tamanho do menor fragmento incluído na amostragem, que apresentava 180 metros de diâmetro, permitindo assim a amostragem de 20 pontos em cada fragmento.

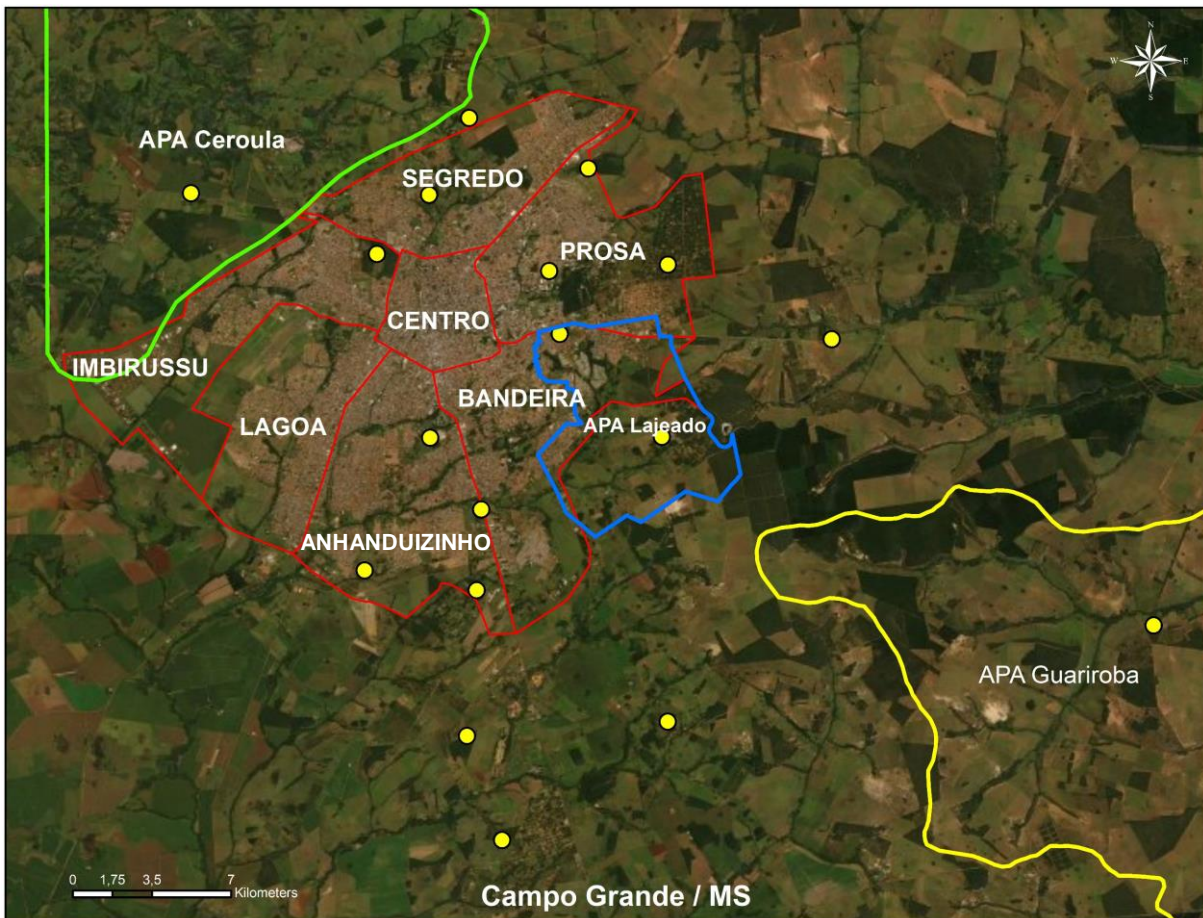


Figura 1. Localização dos 18 fragmentos de Cerrado amostrados no município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul, representados pelos pontos amarelos. Os perímetros representados em vermelho representam as regiões da área urbana do município, em verde é representada a APA Ceroula, em azul é representada a APA do Lageado e em amarelo a APA do Guariroba. Fonte: Google Earth.

O levantamento florístico foi realizado nos anos de 2018 e 2019, entre os meses de julho a dezembro, escolhidos por representarem o período em que a maioria das plantas apresentam flores ou frutos, facilitando assim a identificação do material botânico. Incluímos na amostragem os quatro indivíduos arbustivo-arbóreos vivos ou mortos mais próximos ao ponto central do quadrante, e que tivessem $CAP \geq 10$ cm. Dessa forma, em cada fragmento amostramos 80 indivíduos. Medimos a circunferência a altura do peito (CAP) com fita métrica e, em seguida, marcamos as árvores com fitas de TNT. Coletamos amostras de cada indivíduo com podão para secagem em estufa e posterior identificação por meio de consulta à literatura (Lorenzi 2002a,b; Souza et al. 2018) e à especialistas. Depositamos o material testemunho que continha estruturas reprodutivas no Herbário CGMS da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (CGMS), em Campo Grande, MS (Tabela S1).

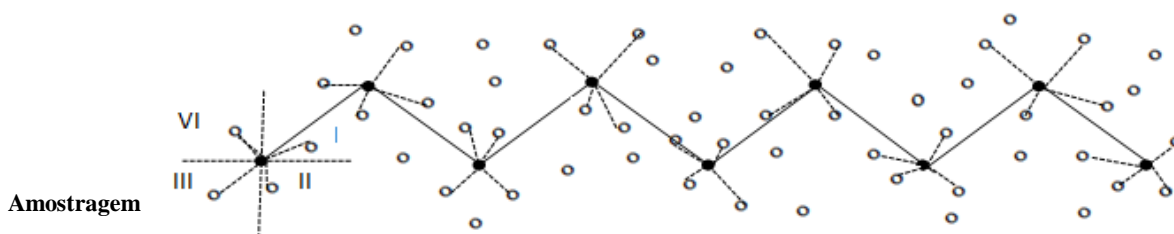


Figura 2. Esquema de amostragem através do método dos quadrantes, com pontos centrais em zigue-zague. As linhas tracejadas ligadas aos pontos representam a distância entre o ponto central (círculos cheios) e a árvore mais próxima (círculos vazados). Os números I, II, III e IV indicam as quatro árvores mais próximas ao ponto central em cada quadrante. A distância entre os pontos centrais é de 10m.

2.3 Estrutura da vegetação e atributos funcionais

Elegemos a riqueza de espécies para descrever a estrutura da vegetação dos fragmentos. Para avaliar a suficiência amostral, calculamos a proporção entre a riqueza de espécies estimada e a observada. Para isso, utilizamos o estimador de riqueza Chao 1, que se baseia na abundância das espécies.

$$S_1 = S_{obs} + \frac{F_1^2}{2F_2}$$

Onde: S_1 é a riqueza estimada, S_{obs} é o número de espécies observadas na comunidade, F_1 é a abundância observada de espécies representadas por um indivíduo (espécies *singletons*) e F_2 é a abundância observada de espécies representadas por dois indivíduos (espécies *doubletons*). Em seguida, calculamos a cobertura amostral média, referente à proporção da riqueza observada em relação à riqueza estimada (Chao 1987).

Além disso, analisamos os efeitos da paisagem sobre os seguintes traços funcionais relacionados à estratégia reprodutiva das espécies vegetais: síndrome de polinização, tipo de fruto e síndrome de dispersão (Mayfield et al. 2006). Foram consideradas as síndromes de polinização (vetor): anemofilia (vento), esfingofilia (mariposas), melitofilia (abelhas), miofilia (moscas), ornitofilia (aves), quiropterofilia (morcegos), cantarofilia (besouros) e pequenos insetos não identificados. Os tipos de frutos foram: capsular, bacóide, drupóide, folicular, nucóide, samaróide e artrocárpico. Por fim, as síndromes de dispersão (vetor) consideradas foram: autocórica (sem agente), anemocórica (vento), mamaliocórica (mamíferos não voadores), ornitocórica (aves), quiropterocórica (morcegos), e zoocórica (mamíferos e/ou aves não especificados) (Tabela 1). Esses dados foram obtidos através de consulta a especialistas e a literatura (Heithaus et al. 1982; Bawa et al. 1985; Silingard 2002; Kinoshita et al. 2006; Rego et al. 2006; Martins e Batalha 2006; Martins e Batalha 2007; Silva e Pinheiro 2007; Yamamoto et al. 2007; Dutra et al. 2009; Calaça 2011; Ishara e Maimoni-Rodella 2011; Silva et al. 2012; Reis et al. 2012; Carvalho e Webber 2000; Deus 2014; Carvalho et al. 2016; Peres 2016; Freitas e Silveira 2017; Souza et al. 2018; Cavalcante 2018; Souza e Lorenzi 2019; Almeida e Viani 2021; Polatto 2020; Silveira et al. 2020).

Tabela 1. Características funcionais utilizadas para a análise de diversidade funcional e respectivas importâncias ecológicas.

Característica Funcional	Categoria	Importância Ecológica Mayfield et al. 2006
Síndrome de Polinização	(1) anemofilia, (2) esfingofilia, (3) melitofilia, (4) miofilia, (5) quiropterofilia, (6) cantarofilia, (7) pequenos insetos, (0) não especificado.	Reprodução e manutenção das populações vegetais, fonte de alimento para a fauna antófila.
Tipo de Fruto	(1) capsular, (2) bacóide, (3) drupóide, (4) folicular, (5) nucóide, (6) samaróide, (7) artrocárpico, (0) não especificado.	Tipo de recurso para a fauna frugívora e de adaptação para dispersão.
Síndrome de Dispersão	(1) autocoria, (2) anemocoria, (3) mamaliocoria, (4) ornitocoria, (5) quiropterocoria, (6) zoocórica não especificada.	Distância de dispersão e manutenção das populações vegetais, fonte de alimento para a fauna de frugívoros.

2.4. Variáveis da paisagem

A partir do ponto central da amostragem estabelecido em cada fragmento, quantificamos a composição da paisagem de entorno em *buffers* definidos em quatro escalas espaciais, com raios de 500, 750, 1000 e 1500m (Figura 3). A abordagem de múltiplos *buffers* é recomendada quando não se sabe previamente em qual escala espacial o grupo em questão é afetado (Jackson e Fahrig 2012). Além disso, a análise de *buffers* de diferentes tamanhos permite avaliar em qual escala os efeitos da paisagem sobre a estrutura da vegetação e sobre a diversidade funcional são mais evidentes. O tamanho do maior *buffer* foi definido de acordo com as síndromes dispersão das cinco espécies com maior Valor de Importância (VI) das 18 áreas amostradas, que foram autocóricas, mamaliocóricas e ornitocóricas (conforme Peres 2016). Dentre essas, mamíferos e aves de tamanho médio são os que dispersam sementes a maiores distâncias (em média 100 a 990m, Jordano et al. 2007). De acordo com essa informação, e seguindo Jackson e Fahrig (2012) que recomendam que as paisagens devem ser medidas em um raio com área de 30 a 50% da área de dispersão máxima da espécie de interesse, somamos 50% ao valor máximo de dispersão das espécies com maior VI (990m), resultando assim no *buffer* maior com raio de 1500m (Jackson e Fahrig 2012). O VI e a riqueza de espécies foram calculados através do Programa Fitopac 2.1 (Sherpherd 2010).

Classificamos a composição dos *buffers* quanto a porcentagem do uso do solo na matriz, sendo estes: vegetação natural, agropecuária e áreas urbanas, através da plataforma MapBiomias, com base em imagens com 30 metros de resolução de 2018 (Figura 3) (<https://mapbiomas.org>; collection 4.1). Extraímos os mapas espaciais do município de Campo Grande através do Projeto MapBiomias 4.1 (MapBiomias 2018) e fizemos a quantificação da porcentagem dos diferentes usos de solo na matriz utilizando o programa *Geographic*

Information System (QGIS), versão 3.10 A Coluña (QGIS 2019). A Coleção Landsat usada neste estudo foi acessada e processada através do Google Earth Engine (Gorelick et al. 2016; Souza et. al 2020)

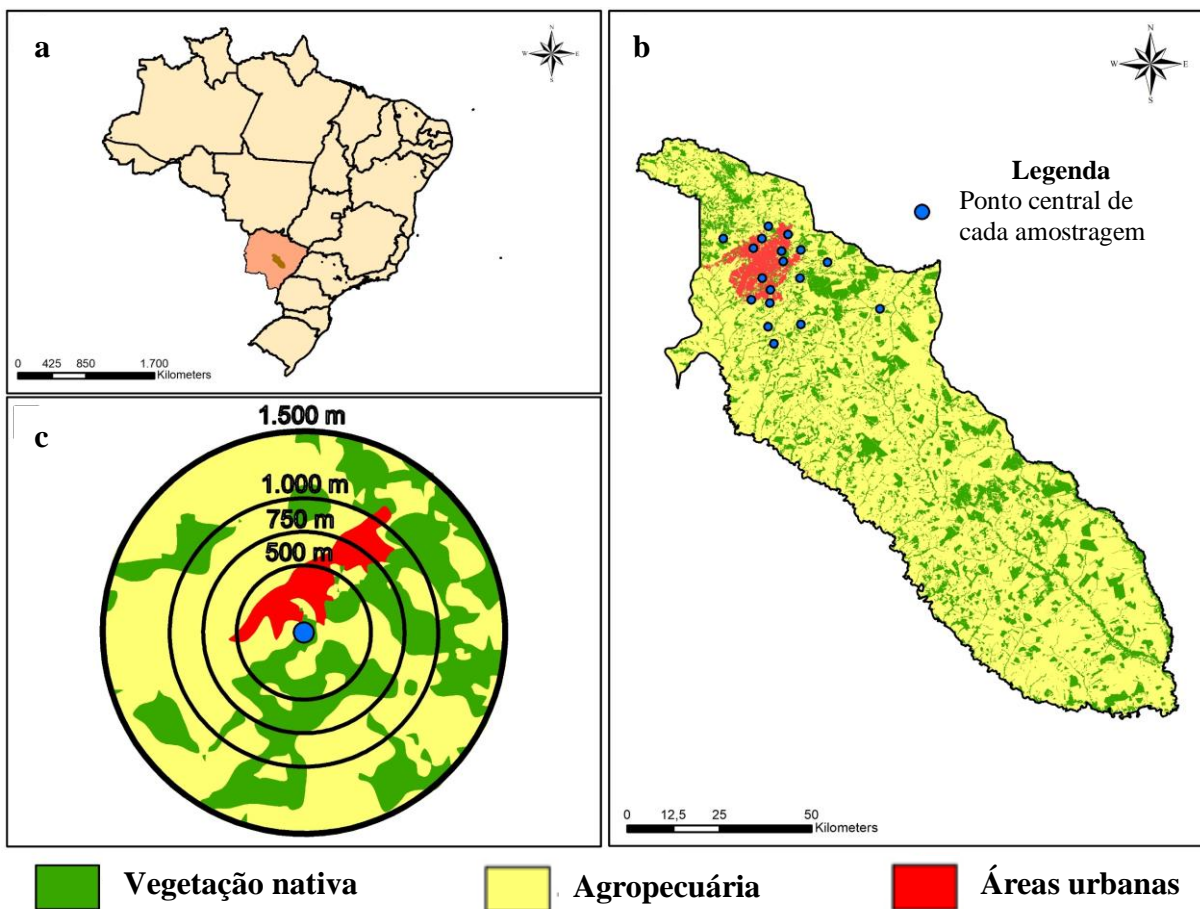


Figura 3. (a) Localização de Campo Grande no estado de Mato Grosso do Sul (IBGE 2020). (b) Classificação do uso do solo no município de Campo Grande, MS. A análise foi realizada usando *Geographic Information System* (QGIS) e a figura indica a localização das áreas de estudo (pontos azuis). O tipo de uso do solo inclui vegetação nativa, agropecuária e áreas urbanas (MapBiomas 2018); (c) *Buffers* de diferentes tamanhos: 500, 750, 1000 e 1500m delimitados pelas linhas circulares pretas, ao redor de cada ponto central de amostragem, mostrando as matrizes representadas pelas diferentes cores.

2.5 Análises estatísticas

A partir dos dados de abundância e atributos (traços funcionais) das espécies registradas nas áreas de estudo, foram extraídos quatro componentes da diversidade funcional: a riqueza funcional – FRic (*functional richness*), uniformidade funcional – FEve (*functional evenness*), divergência funcional – FDiv (*functional divergence*), e dispersão funcional – FDis (*functional dispersion*). FRic está relacionada à dispersão das espécies no espaço funcional de atributos e ao número de grupos funcionais de uma comunidade. Valores mais baixos indicam que alguns recursos potencialmente disponíveis não estão sendo utilizados; FEve indica como a biomassa da comunidade está distribuída no espaço de nicho para permitir a efetiva utilização de toda a amplitude de recursos disponíveis. Valores mais baixos indicam que algumas partes do espaço de nicho, ainda que ocupadas, são subutilizadas, ou seja, o uso dos recursos não é uniforme ao longo do gradiente de nicho disponível; a divergência funcional - FDiv informa sobre como a abundância está distribuída dentro do volume de espaço ocupado pelas espécies que compõe a comunidade (Mason et al. 2005; Villéger et al. 2008); e, finalmente, a dispersão funcional FDis que representa a distância média de todas as espécies ao centróide ponderado da comunidade no espaço de características funcionais. Esse componente tem valores mais altos quando a complementaridade de nichos aumenta a probabilidade de ocorrência/abundância das espécies (Laliberté e Legendre 2010).

Comparamos as medidas de cada índice de diversidade funcional (riqueza, uniformidade, divergência e dispersão), entre dois grupos: áreas urbanas (N = 11) e rurais (N = 7), através do Test t. Além disso, analisamos o efeito da paisagem sobre a riqueza de espécies e a dispersão funcional (FDis). A dispersão funcional foi escolhida por indicar a dissimilaridade e a uniformidade dos atributos reprodutivos que analisamos (síndrome de polinização, tipo de fruto e síndrome de dispersão) distribuídas no espaço multidimensional (Laliberté e Legendre 2010; Frainer et al. 2014). Além disso, este índice não é influenciado por *outliers* e lida com qualquer distância ou medida de dissimilaridade. Níveis mais elevados de dispersão funcional indicam que traços funcionais diferentes estão distribuídos mais uniformemente no espaço de características funcionais (Laliberté e Legendre 2010; Frainer et al. 2014).

Para avaliar a multicolinearidade entre as variáveis da paisagem, utilizadas como preditoras nos modelos lineares, calculamos o Fator de Inflação de Variância – VIF (*Variance Inflation Factor*) (Dormann et al. 2013). As variáveis agropecuária e áreas urbanas apresentaram forte correlação negativa na escala de 1500m ($r = -0,96$) (Tabela S2). Assim, tendo em vista que a porcentagem de agropecuária estava representada em pelo menos um dos *buffers* de todos os fragmentos estudados, ao passo que áreas urbanas não estavam representadas em nenhum dos buffers de cerca de metade dos fragmentos, mantivemos somente

agropecuária nos modelos, para evitar problemas nas análises, devido à presença de muitos zeros. Desta forma, o VIF médio gerado após a exclusão das variáveis correlacionadas foi de 1.00, e as variáveis preditoras mantidas foram: áreas verdes e agropecuária a 1500m (Tabela S3).

A partir das variáveis resposta (riqueza de espécies e dispersão funcional) e das variáveis preditoras selecionadas (porcentagem de áreas verdes e agropecuária no *buffer* de 1500m), construímos 22 modelos conceituais para avaliar a dinâmica da paisagem passada e presente (1985 – 2018), como forma de verificar padrões atuais de biodiversidade, considerando cinco cenários: (i) a biodiversidade é influenciada somente pela estrutura passada da paisagem (1985 e 2002) (seis modelos); (ii) a biodiversidade é influenciada somente pela estrutura presente da paisagem (2018) (três modelos); (iii) a biodiversidade é influenciada somente pelas mudanças do passado da paisagem, considerando a diferença entre a porcentagem de áreas verdes e de agropecuária dos anos passados até o presente (1985-2002, 2002-2018) (seis modelos); (iv) a biodiversidade é influenciada por uma combinação da estrutura da paisagem presente e mudanças no passado, considerando tanto o presente quanto a diferença entre a porcentagem de áreas verdes e de agropecuária dos anos passados até o presente (2018, 1985-2002, 2002-2018) (seis modelos); e, (v) modelo neutro (nenhum efeito do passado ou estrutura ou dinâmica presente da paisagem) (um modelo), conforme sugerido por Metzger et al. (2009). Utilizamos os modelos citados acima para avaliar como a composição da paisagem (quantidade de áreas verdes e agropecuária) nas diferentes escalas afeta a riqueza de espécies e a dispersão funcional nos 18 fragmentos, através de modelos lineares mistos (LMM) com seleção de modelos pelo Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (*Akaike's Information Criterion corrected* - AICc) (Burnhan e Anderson 2002).

Utilizamos o teste de Shapiro-Wilk para verificar a normalidade das variáveis resposta e realizamos todas as análises estatísticas no R, versão 4.0.2 (R Core Team 2020). Para o cálculo das correlações entre as variáveis preditoras e o VIF, utilizamos os pacotes *stargazer*, *corrplot* e *car* (Wei e Simko 2017; Hlavac 2018; Fox e Weisberg 2019). O pacote *MuMIn* foi utilizado para os Modelos Lineares Mistos e o AICc (Barton 2020). Para as análises de diversidade funcional, utilizamos os pacotes *FD*, *Hmisc*, *picante*, *vegan* (Frank et al. 2020; Kembel et al. 2010; Laliberté et al. 2014; Oksanen *et al.* 2019).

3. Resultados

3.1. Comunidade de espécies lenhosas e traços reprodutivos

Foram amostrados 1440 indivíduos, sendo 1268 vivos, distribuídos em 124 espécies, 85 gêneros e 41 famílias no estrato lenhoso dos dezoito fragmentos estudados. As famílias representadas por maior riqueza de espécies foram Fabaceae (22 espécies) e Myrtaceae (13 espécies). No entanto, a família Vochysiaceae embora representada por apenas quatro espécies (*Qualea grandiflora*, *Q. multiflora*, *Q. parviflora* e *Vochysia cinnamomea*), foi a mais abundante em termos de número de indivíduos (N=216) e apresentou maior VI (35,81). *Xylopia aromatica* ocorreu em todas as áreas, obteve maior VI (23,41) e foi a espécie mais abundante (N=175) no conjunto dos 18 fragmentos amostrados. De todas as espécies encontradas, 49 ocorreram em somente um dos fragmentos estudados (Tabela S1).

A riqueza de espécies variou de 16 a 33 espécies ($\bar{S} = 24 \pm 5,32$), representando 70% da riqueza estimada para as áreas (Tabela S4 e Tabela S5). A Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) da UFMS apresentou o maior valor para a riqueza de espécies (S=33). Neste fragmento, foram encontrados 78 indivíduos vivos, enquanto a média registrada nas 18 áreas foi de $70 \pm 5,23$ dentre as 80 plantas amostradas por local (Tabela S4).

Com relação aos índices de diversidade funcional, a riqueza (FRic) variou de 0,1506 a 0,5588 ($\bar{x} = 0,326 \pm 0,11$), a uniformidade (FEve) de 0,5537 a 0,6916 ($\bar{x} = 0,607 \pm 0,04$), a divergência (FDiv) de 0,5979 a 0,8779 ($\bar{x} = 0,740 \pm 0,06$) e a dispersão (FDis) de 0,1386 e 0,2197 ($\bar{x} = 0,172 \pm 0,02$) (Tabela S4). A maioria das espécies vegetais registradas é polinizada por abelhas (45,96%), seguida por esfingídeos (11,29%), pequenos insetos (8,06%), morcegos (5,64%), besouros (3,22%), vento (1,61%) e moscas (0,80%). Para 23,38% das espécies não foi possível definir as síndromes de polinização. Os tipos de frutos bacóide (25,80%), drupóide (23,38%) e capsular (21,77%) foram os mais representativos, ao passo que os tipos folicular (9,67%), nucóide (6,45%), samaróide (5,64%) e artrocárpico (3,22%) foram menos frequentes. Para 4,03% das espécies os tipos de frutos não puderam ser classificados. A dispersão de diásporos por pássaros foi a mais frequente (31,45%), sendo que a dispersão pelo vento (anemocoria) e a zoocoria não especificada obtiveram frequências semelhantes, com 23,38% e 22,58% respectivamente, seguidas de mamaliocoria (11,29%), autocoria (5,64%) e quiropterocoria (4,83%). Apenas uma espécie (0,8%) não teve sua síndrome de dispersão definida.

3.2. Comparação dos componentes da diversidade funcional entre áreas urbanas e rurais

Na comparação entre as áreas urbanas e rurais quanto a riqueza de espécies e aos componentes de diversidade funcional (riqueza, uniformidade, divergência e dispersão), apenas a riqueza funcional diferiu entre estas duas categorias de áreas ($p\text{-value} = 0,046$), sendo maior em áreas urbanas ($\bar{x} = 0,367 \pm 0,10$) do que nas rurais ($\bar{x} = 0,261 \pm 0,09$) (Figura 4, Tabela S6).

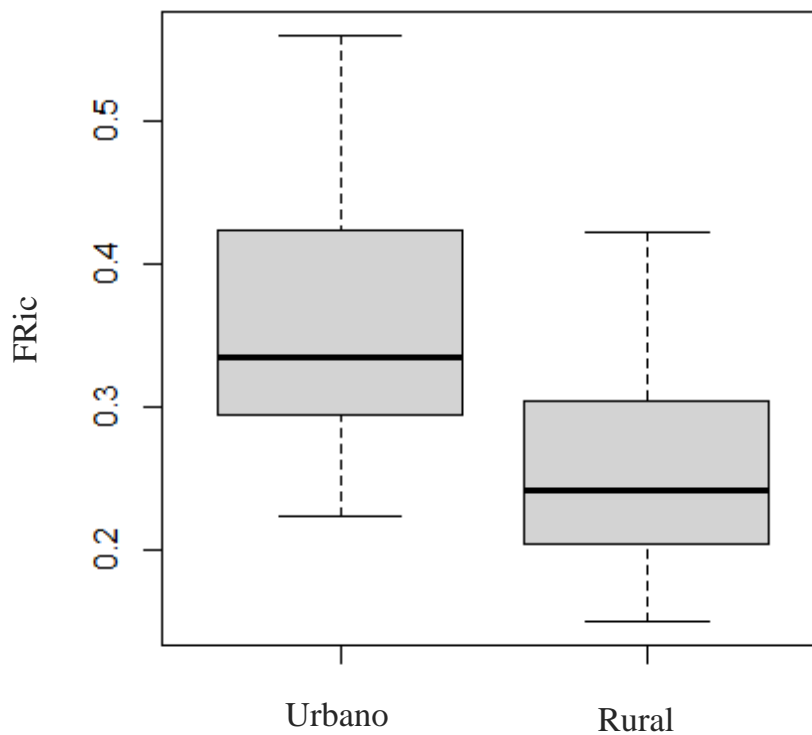


Figura 4. Comparação da riqueza funcional (FRic) entre áreas urbanas e rurais ($p\text{-value}=0,04$) do município de Campo Grande, MS.

3.3. Efeito da paisagem sobre a riqueza de espécies e a dispersão funcional

De acordo com os melhores modelos selecionado pelo AICc, a riqueza de espécies não foi afetada pela mudança da composição da paisagem entre os anos de 1985 e 2018 em nenhuma das categorias analisadas (áreas verdes e agropecuária). Mas a dispersão funcional foi negativamente afetada pela cobertura de agropecuária na escala de 1500m no tempo atual (2018) ($p = 0,01$, $r^2 = 0,349$) (Figura 5, Tabela S7).

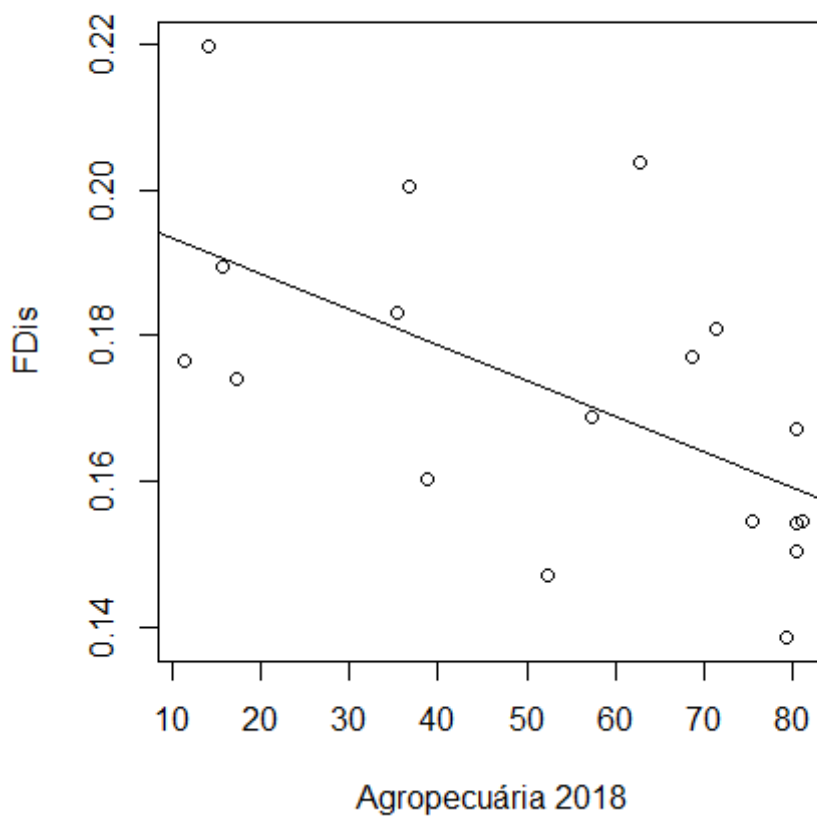


Figura 5. A dispersão funcional (FDIs) é afetada negativamente pela porcentagem de agropecuária no ano de 2018 (p -value=0,01) no município de Campo Grande, MS.

4. Discussão

4.1. Comunidade de espécies lenhosas e traços reprodutivos

Fabaceae foi a família mais representativa em termos de riqueza de espécies nos fragmentos estudados, corroborando com a maioria dos levantamentos florísticos realizados no Cerrado (Felfili et al. 1992; Silva et al. 2002; Assunção e Felfili 2004; Balduino et al. 2005; Lima et al. 2009; Bueno et al. 2013; Almeida et al. 2014; Siqueira et al. 2017), seguida pela família Myrtaceae (Felfili et al. 2002; Lima et al. 2015; Schardong et al. 2020). A família Vochysiaceae foi a que apresentou a maior abundância de indivíduos e o maior valor de importância (VI), estando de acordo com estudos realizados em outras áreas de Cerrado (Felfili et al. 1992; Felfili et al. 2002; Silva et al. 2002; Assunção e Felfili 2004; Balduino 2005; Bueno et al. 2013; Fina e Monteiro 2013; Schardong et al. 2020). A alta representatividade de espécies dessa família pode ser explicada por apresentarem adaptações fisiológicas que permitem a acumulação de alumínio tóxico em solos distróficos, lhes garantindo assim, vantagem competitiva no estabelecimento em locais com solo de baixo valor nutricional (Haridasan e Araujo 1988; Felfili e Silva Junior 1993; Bueno et al. 2018, Souza et al. 2018).

A espécie *Xylopia aromatica* foi a que apresentou maior VI tendo sido encontrada em todos os dezoito remanescentes. É uma espécie heliófita, xerófila e comumente presente em áreas perturbadas, características típicas de espécies pioneiras (Lorenzi 1992). Assim como diversas plantas do Cerrado, esta espécie possui características morfo-anatômicas nas folhas, como textura coriácea e cutícula espessa, que ajudam a retardar a perda de água para o ambiente (Souza et al. 2018). Além disso, se regenera com vigor após a queima ou o corte, através da rebrota de raízes e sua dispersão é realizada principalmente por pássaros e formigas (Christianini e Oliveira 2010; Sartorelli e Campos et al. 2017).

A síndrome de polinização mais encontrada foi a melitofilia, que representa mais da metade das espécies de plantas levantadas neste estudo. De fato, a polinização por abelhas é dominante no Cerrado e em florestas neotropicais, bem como em regiões desmatadas (Oliveira e Edward 2000; Mayfield et al. 2016; Warring et al. 2016; Gottsberger e Silberbauer-Gottsberger 2018).

Nos fragmentos estudados a dispersão por animais, principalmente aves, foi a mais frequente, indicando que esses locais representam importante fonte de alimento para a fauna urbana. De fato, em outras áreas de Cerrado, as aves representam mais da metade dos animais dispersores de diásporos, principalmente de árvores e arbustos (Kuhlmann e Ribeiro 2016a,b). É conhecido que a distância de dispersão dos diásporos varia entre os diferentes vetores. Assim, aves de pequeno porte, por exemplo, transportam sementes a curtas distâncias, enquanto frugívoros maiores, como aves de porte médio a grande, além de mamíferos, são responsáveis

pela dispersão a longas distâncias (Jordano et al. 2007; Christianini e Oliveira 2010), permitindo que as espécies se estabeleçam em locais mais afastados da planta mãe (Jordano et al. 2007).

Essas diferenças entre os agentes dispersores têm efeitos sobre a efetividade no transporte dos diásporos, e na regeneração de áreas perturbadas, sendo particularmente importante no contexto de áreas urbanas. A maioria dos animais frugívoros do Cerrado se alimentam de frutos carnosos, o que concorda com o que encontramos nos fragmentos estudados, onde este traço funcional (frutos carnosos do tipo baga e drupa) foi o mais frequente (Gottsberger e Silberbauer-Gottsberger 2018).

4.2. Comparação dos componentes da diversidade funcional entre áreas urbanas e rurais

A riqueza funcional em fragmentos localizados na área urbana foi maior do que naqueles localizados na área rural. A riqueza funcional indica o quanto as espécies estão utilizando os recursos distribuídos no ambiente, sendo maior quando os nichos de cada espécie (nicho alfa) são utilizados plenamente pela comunidade funcional (Mason et al. 2005), ou seja, quando a complementaridade de nichos aumenta a probabilidade de coocorrência das espécies. Esse resultado é contrário ao que esperávamos, e indica que há maior variação de traços reprodutivos em fragmentos situados na área urbana.

Isso pode ser explicado pelo fato de que em paisagens em rápida urbanização e relativamente recentes, como é o caso do município de Campo Grande, as comunidades se ajustam gradualmente ao novo ambiente e, com a intensificação da ocupação urbana, geram padrões espaciais complexos, desiguais e heterogêneos (Ramalho e Hobbs 2012). De modo semelhante, Mayfield et al. (2006) encontraram maior riqueza funcional de traços relacionados à dispersão e tipo de fruto em ambientes desmatados do que em florestas na Costa Rica. Assim, esses resultados indicam que em ambientes alterados, algumas funções do ecossistema podem ser mantidas.

4.3. Efeito da paisagem sobre a riqueza de espécies e a dispersão funcional

A riqueza de espécies vegetais não foi afetada pelas mudanças no uso do solo, o que sugere forte resiliência dos fragmentos do Cerrado, mesmo em ambientes antropizados. Este resultado corrobora com outros estudos que avaliaram os efeitos das perturbações causadas pela urbanização, agricultura e fogo, demonstrando que as espécies de plantas do Cerrado conseguem persistir, devido à sua alta resiliência, conferida principalmente pela capacidade de rebrota das espécies (Felfili et al. 2000; Ratter et al. 2003; Líbano e Felfili 2006; Aquino et al. 2007; Lima et al. 2009; Viani et al. 2010; Siqueira et al. 2017; Souchie et al. 2017). De fato, o monitoramento de uma comunidade de Cerrado ao longo de 27 anos (Líbano e Felfili 2006;

Almeida et al. 2014) indicou que a composição florística foi mantida, mesmo com a dinâmica de eventuais perdas de espécies ocasionadas pelo fogo.

Ainda que não tenha sido detectado efeito da mudança da paisagem sobre a riqueza de espécies vegetais, podem ocorrer efeitos negativos referentes à perda de habitat sobre os polinizadores e frugívoros dispersores dessas plantas (Aguilar et al. 2006; Melo et al. 2017). A capacidade de rebrota em comunidades vegetais garante o estabelecimento e persistência de muitas espécies, de acordo com o grau de especialização e dependência das espécies de plantas por seus polinizadores (Aguilar et al. 2006; Liu et al. 2018). No entanto, com o aumento da urbanização e a modificação da paisagem pode haver redução nas populações de dispersores de sementes, o que, a médio e longo prazo, dificulta a ocupação de novos sítios e a regeneração vegetal, que dependem de diásporos trazidos por esses animais (Fahrig 2003).

O histórico de mudança da paisagem no estado de Mato Grosso do Sul é relativamente recente com relação à agropecuária e à urbanização. Em 1940 as terras eram utilizadas para pastagem natural. Somente entre 1980 e 1985 é que a agricultura se expandiu (Leite et al. 2012) e, nos cinco anos subsequentes (1985 a 1990), diminuíram em extensão. Nas duas décadas seguintes (1990 a 2010) houve a expansão do cultivo de soja, milho e cana-de-açúcar (Leite et al. 2012; Dias et al. 2016). A expansão urbana de Campo Grande ocorreu principalmente na década de 1960, com o surgimento de loteamentos afastados do centro, basicamente para população de baixa renda que se dirigia cada vez mais para a cidade (Planurb 2020). Além disso, a maior disponibilidade de áreas urbanizáveis e a regularização de empreendimentos distantes da malha urbana implicaram no aumento dos limites do perímetro da cidade (Planurb 2020). O núcleo industrial no município foi estabelecido em 1976 e, entre as décadas de 1980 a 2010, foram construídos conjuntos habitacionais, bairros, parques, grandes edifícios, formando um fluxo autônomo até o centro da cidade (Planurb 2020). Assim, as condições ecológicas e ambientais de remanescentes nas áreas urbanas contemporâneas têm diferentes históricos de distúrbios, uma vez que o processo de desmatamento e ocupação do solo é um processo dinâmico (Ramalho e Hobbs 2012). Desta maneira, pode não ter havido tempo ainda para detectar mudanças na riqueza de espécies em resposta a mudanças no uso do solo. Estudos avaliando a estrutura de populações e o banco de sementes das espécies vegetais nestes fragmentos podem fornecer mais elementos para avaliar se de fato não ocorrem diferença quanto à riqueza de espécies entre remanescentes em diferentes paisagens, ou se essa diferença ainda não se manifesta na estrutura da vegetação presente.

De acordo com este estudo, a dispersão funcional é afetada negativamente pela agricultura e pecuária no tempo presente (2018), mas não foi afetada pela dinâmica do passado (1985 a 2018), indicando assim que a distribuição dos traços funcionais da comunidade

respondeu somente a modificações mais recentes da paisagem. Esses resultados sugerem que os traços funcionais relacionados a polinização e dispersão das plantas apresentam distribuição mais similar no espaço de características funcionais, indicando uma diminuição da complementaridade de nichos, o que pode levar à redução da probabilidade de ocorrência ou abundância de algumas espécies. De modo semelhante, outros estudos têm mostrado que fragmentos de Cerrado circundados por matrizes de agropecuária, apresentam perda de biodiversidade, mudanças nos serviços ecossistêmicos (estoque de biomassa), além de menor diversidade filogenética (Borges et al. 2020; Coelho et al. 2020). Efeito inverso foi observado para a cobertura de áreas urbanas, cujo aumento resulta em maiores valores de dispersão funcional. Warring et al. (2016) encontraram maiores valores de FDis em florestas mais antigas da Mata Atlântica, apontando mudança nas características funcionais (síndrome de polinização, sistema sexual da flor e tamanho do diásporo) dessas áreas, comparativamente à fragmentos mais recentes. Além disso, estudos feitos no Cerrado demonstraram que a dispersão funcional teve efeito negativo sobre estoques de carbono, de modo que a maior abundância de espécies com similaridade funcional gera maiores estoques de carbono (Pereira et al. 2020). A alta dispersão funcional pode indicar papel importante da limitação de similaridade de atributos (Mouchet et al. 2010; Warring et al. 2016) das comunidades que ocorrem em áreas urbanizadas de Campo Grande, onde haveria menor similaridade entre os traços funcionais e maior representatividade de atributos reprodutivos das espécies mais abundantes. Assim, nossos resultados sugerem que os diferentes distúrbios (urbanização e agropecuária) tem efeitos contrários sobre a dispersão funcional de atributos reprodutivos de plantas de Cerrado.

Desta maneira, os efeitos negativos da mudança nas paisagens não se restringem somente à perda da riqueza e abundância das espécies, mas tem efeitos também sobre os traços reprodutivos, resultando em uma distinção funcional entre manchas (Rocha-Santos et al. 2019). Entretanto, neste estudo somente efeitos sobre a diversidade funcional de atributos reprodutivos foram detectados. Esses resultados indicam que os critérios para definição de áreas de conservação não devem ser voltados somente para a riqueza de espécies, visto que as múltiplas dimensões da biodiversidade podem apontar para a dominância de espécies com maior similaridade, mesmo que o número de espécies seja mantido. Os distúrbios ambientais podem atuar como filtros ecológicos, favorecendo espécies com atributos reprodutivos mais adaptados, e gerando comunidades vegetais com funções diferentes da original e muitas vezes incompatíveis com os animais polinizadores e dispersores de sementes que persistem no local (Rocha-Santos et al. 2019). Além disso, dois fragmentos podem apresentar a mesma riqueza, porém em um deles a dominância de espécies pode ser de menor valor ambiental para sustentar a fauna de maior porte (e.g. domínio de espécies anemocóricas e/ou anemófilas).

Assim, a perda de vegetação nativa para agricultura, pastagem e urbanização deve ser estudada de acordo com o histórico das cidades, como forma de prevenir possíveis desequilíbrios futuros sobre a biodiversidade em fragmentos urbanos. A expansão de áreas urbanas em todo o mundo pode não apresentar efeitos detectáveis sobre alguns serviços ecossistêmicos no tempo atual, mas esses efeitos podem futuramente se tornar significativos, dependendo do tempo em que os fragmentos estão expostos aos distúrbios (Ramalho e Hobbs 2012; Elmqvist et al. 2013). Isto ressalta a importância de serem mantidos os fragmentos de vegetação nativa em áreas urbanas, como forma de resguardar a biodiversidade local.

5. Conclusões

A estrutura da vegetação (i.e., riqueza de espécies) de fragmentos de Cerrado localizados na área urbana e rural de Campo Grande não é influenciada pelo tipo de uso do solo de suas matrizes. A ausência de efeitos da mudança da paisagem sobre a riqueza de espécies nos fragmentos estudados pode ser explicada pelo fato de o Cerrado apresentar alta resiliência frente a distúrbios relacionados à fragmentação, queimadas, urbanização e uso do solo para agricultura e pastagem. Por outro lado, a riqueza funcional de atributos reprodutivos é maior nas áreas urbanas, sugerindo maior variação desses traços nas comunidades de ambientes perturbados. Além disso, as proporções de agropecuária e áreas urbanas tem efeitos opostos sobre a dispersão funcional dos traços reprodutivos das espécies vegetais, que tende a aumentar com o aumento da porcentagem de áreas urbanas, e diminuir com o aumento de agropecuária a 1500m.

O Cerrado tem resistido diante de todas as perturbações sofridas, mas efeitos mais sutis, como os detectados aqui para a diversidade funcional de atributos reprodutivos, estão ocorrendo. Desta maneira, o questionamento é: “até quando este resiliente bioma pode ser mantido e continuar desempenhando suas funções ecológicas?” Diversos estudos têm mostrado caminhos para administrar estes danos e ajudar na preservação, bem como na prevenção da perda de espécies e consequente mudança na distribuição de suas características, ações fundamentais para preservação desta savana.

6. Referências

- Aguilar R, Ashworth L, Galetto L, Aizen MA (2006) Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters* 9(8):968–980. <https://doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00927.x>
- Almeida C, Viani RAG (2021) Non-continuous reproductive phenology of animal-dispersed species in young forest restoration plantings. *Biotropica* 53(1):266–275. <http://doi:10.1111/btp.12869>
- Almeida RF, Fagg CW, Oliveira, MCD, Munhoz, CBR, Lima, ASD, Oliveira LSB (2014) Mudanças florísticas e estruturais no cerrado sensu stricto ao longo de 27 anos (1985-2012) na Fazenda Água Limpa, Brasília, DF. *Rodriguésia*, 65(1):01–19. <http://doi.org/10.1590/S2175-78602014000100001>
- Aquino FDG, Walter BMT, Ribeiro JF (2007) Woody community dynamics in two fragments of "cerrado" stricto sensu over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. *Brazilian Journal of Botany* 30(1):113–121. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000100011>
- Assunção SL, Felfili JM (2004) Fitossociologia de um fragmento de cerrado sensu stricto na APA do Paranoá, DF, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 18:903–909. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062004000400021>
- Balduino APDC, Souza AL, Neto JAAM, Silva AF, Silva MC (2005) Fitossociologia e análise comparativa da composição florística do cerrado da flora de Paraopeba-MG. *Revista Árvore* 29:25–34. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622005000100004>
- Barton K (2020) MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Bawa KS, Bullock SH, Perry DR, Coville RE, Grayum MH (1985) Reproductive Biology of Tropical Lowland Rain Forest Trees. II. Pollination Systems. *American journal of botany* 72(3):346–356. <http://doi:10.2307/2443527>
- Borges ER, Dexter KG, Bueno ML, Pontara V, Carvalho FA (2020) The evolutionary diversity of urban forests depends on their land-use history. *Urban Ecosyst* 23:631–643 (2020). <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00938-y>
- Bueno ML, Neves DRM, Souza AF, Oliveira Junior E, Damasceno Junior GA, Pontara V, Ratter JA (2013) Influence of edaphic factors on the floristic composition of an area of cerrado in the Brazilian central-west. *Acta Botanica Brasilica* 27:445–455. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062013000200017>
- Bueno ML, Oliveira-Filho AT, Pantara V, Pott A, Damasceno-Junior GA (2018) Flora arbórea do cerrado de Mato Grosso do Sul. *Iheringia, Série Botânica* 73:53–64. <http://10.21826/2446-8231201873s53>
- Burnham KP, Anderson DR (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach (2nd ed). New York: Springer.
- Calça PSST (2011) Aspectos da biologia de *Melipona quinquefasciata* Lepeletier (Mandaçaia do chão), características físico-químicas do mel, recursos alimentares e leveduras associadas. Dissertação, Universidade Federal de Rio Preto

- Carvalho GCA, Ribeiro MHM, Araújo ACAM, Barbosa MM, Oliveira FS, Albuquerque PMC (2016) Flora de importância polínica utilizada por *Melipona* (*melikerria*) *fasciculata* smith, 1854 (hymenoptera: apidae: meliponini) em uma área de Floresta Amazônica na região da baixada maranhense, Brasil. *Oecologia Australis*, 20(1):58–68.
- Carvalho R, Webber, AC (2000) Biologia floral de *Unonopsis guatterioides* (ADC) RE Fr., uma *Annonaceae* polinizada por Euglossini. *Brazilian Journal of Botany*, 23(4):421–425. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042000000400008>
- Cavalcante RKO (2018) Sistema sexual e polinização por mariposas em *Simarouba versicolor* (*Simaroubaceae*). Dissertação, Universidade Federal de Goiás
- Chao A (1987) Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability. *Biometrics*, 783–791. <https://doi.org/10.2307/2531532>
- Chesson P (2000) Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annual review of Ecology and Systematics*, 31(1):343–366. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343>
- Christianini AV, Oliveira PS (2010) Birds and ants provide complementary seed dispersal in a neotropical savanna. *Journal of Ecology* 98(3):573–582. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01653.x>
- Coelho AJP, Magnago LFS, Matos FAR, Mota NM, Diniz ÉS, Meira-Neto JAA (2020) Effects of anthropogenic disturbances on biodiversity and biomass stock of Cerrado, the Brazilian savanna. *Biodiversity and Conservation* 29:3151–3168. <http://doi:10.1007/s10531-020-02013-6>
- Damasceno-Junior GA, Pott A (2011) Métodos de amostragem em estudos fitossociológicos sugeridos para o Pantanal. In: Felfili JM, Eisenlohr PV, Melo MMR, Andrade LA, Meira Neto JAA *Fitossociologia no Brasil*. Viçosa, MG, pp 302-307
- Deus FFD (2014) Sucessão, composição florística e biologia da polinização de uma comunidade vegetal do cerrado. Dissertação, Universidade Federal de Uberlândia
- Dias LC, Pimenta FM, Santos AB, Costa MH, Ladle RJ (2016) Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture, *Global change biology* 22(8):2887–2903. <https://doi.org/10.1111/gcb.13314>
- Díaz S, Cabido M (2001) Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(11):646–655. [http://doi:10.1016/s0169-5347\(01\)02283-2](http://doi:10.1016/s0169-5347(01)02283-2)
- Dormann CF, Elith J, Bacher S, Buchmann C et al (2013) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36:27–46 <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>
- Dutra VF, Vieira MF, Garcia FCP, Lima HC (2009) Fenologia reprodutiva, síndromes de polinização e dispersão em espécies de leguminosae dos campos rupestres do parque estadual do Itacolomi, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 2:371–387. <https://doi.org/10.1590/2175-7860200960210>
- Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J et al (2013) *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A Global Assessment*. Springer Nature

- Fahrig L (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34(1):487–515.
<http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Fahrig L (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40:1649–1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>
- Felfili JMA, Silva Junior MC, Rezende AV, Machado JWB, Walter BMT, Silva PEN, Hay JD (1992) Análise comparativa da florística e fitossociologia da vegetação arbórea do cerrado sensu stricto na Chapada Pratinha, DF – Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 6:27–46.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33061992000200003>
- Felfili JM, Silva Junior MC (1993) A comparative study of cerrado (sensu stricto) vegetation in Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 9:277–289.
<https://doi.org/10.1017/S0266467400007306>
- Felfili, JM, Rezende AV, Silva Júnior MC, Silva MA (2000) Changes in the floristic composition of cerrado sensu stricto in Brazil over a nine-year period. *Journal of Tropical Ecology* 16(4):579–590. <https://doi.org/10.1017/S0266467400001589>
- Felfili JM, Nogueira PE, Silva Júnior MC, Marimon BS, Delitti WBC (2002) Composição florística e fitossociologia do cerrado sentido restrito no município de Água Boa - MT. *Acta Botanica Brasilica* 16:103–112. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062002000100012>
- Fina BG, Monteiro R (2013) Análise da estrutura arbustivo-arbórea de uma área de cerrado sensu stricto, município de Aquidauana-Mato Grosso do Sul. *Revista Árvore* 37:577–585.
<https://doi.org/10.1590/S0100-67622013000400001>
- Flörchinger M, Braun J, Böhning-Gaese K, Schaefer HM (2010) Fruit size, crop mass, and plant height explain differential fruit choice of primates and birds. *Oecologia*, 164(1):151–161. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1655-8>
- Fox J, Weisberg S (2019) *An {R} Companion to Applied Regression, Third Edition*. Thousand Oaks CA: Sage. URL:
<https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>
- Frainer A, McKie BG, Malmqvist B (2014) When does diversity matter? Species functional diversity and ecosystem functioning across habitats and seasons in a field experiment. *Journal of Animal Ecology* 83(2):460–469.
<https://doi.org/10.1111/1365-2656.12142>
- Frank E, Harrell Jr (2020) Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4.4-2.
<https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- Freitas FV, Silveira FA (2017) Synopsis of the bee genus *Thygater* Holmberg 1884 (Hymenoptera, Apidae) in the Brazilian state of Minas Gerais, with the description of a new species and a key to all Brazilian species. *Zootaxa* 4238(1):001–029.
<http://doi.org/10.11646/zootaxa.4238.1.1>
- Girão LC, Lopes AV, Tabarelli M, Bruna EM (2007) Changes in Tree Reproductive Traits Reduce Functional Diversity in a Fragmented Atlantic Forest Landscape. *PLoS ONE* 2(9):e908. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0000908>

- Girollo AB, Scariot A (2015) Land use and management affects the demography and conservation of an intensively harvested Cerrado fruit tree species. *Biological Conservation* 191:150–158. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.020>
- Gorelick N, Hancher M, Dixon M, Ilyushchenko S, Thau D, Moore R (2016) Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens. Environ* 202:18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Gottsberger G, Silberbauer-Gottsberger I (2018) How are pollination and seed dispersal modes in Cerrado related to stratification? Trends in a cerrado sensu stricto woodland in southeastern Brazil, and a comparison with Neotropical forests. *Acta Botanica Brasilica* 32(3):434–445. <https://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0186>
- Grande TO, Aguiar LM, Machado RB (2020) Heating a biodiversity hotspot: connectivity is more important than remaining habitat. *Landscape Ecology* 35:639–657. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-00968-z>
- Hahs AK, McDonnell MJ, McCarthy MA, Vesk PA, Corlett RT, Norton BA, Clemants SE, Duncan RP, Thompson K, Schwartz MW, Williams NSG (2009). A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology letters* 12(11):1165–1173. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01372.x>
- Haridasan M, Araújo GM (1988) Aluminium-accumulating species in two forest communities in the cerrado region of central Brazil. *Forest ecology and management* 24:15–26. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(88\)90021-7](https://doi.org/10.1016/0378-1127(88)90021-7)
- Hart SP, Usinowicz J, Levine JM (2017). The spatial scales of species coexistence. *Nature Ecology & Evolution*, 1:1066–1073. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0230-7>.
- Heithaus, ER, Stashko E, Anderson PK (1982) Cumulative effects of plant-animal interactions on seed production by *Bauhinia unguolata*, a neotropical legume. *Ecology* 63(5):1294–1302. <https://doi.org/10.2307/1938857>
- IBEG – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2020). Disponível em: <https://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#homepage>. Visto em: 27 julho 2021
- Ishara KL, Maimoni-Rodella RDCS (2011) Pollination and dispersal systems in a Cerrado remnant (Brazilian Savanna) in Southeastern Brazil. *Brazilian archives of biology and technology* 54(3):629–642. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132011000300025>
- Jackson HB, Fahrig L (2012) What size is a biologically relevant landscape? *Landscape ecology*, 27:929–941. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9757-9>
- Jordano P, García C, Godoy JA, García-Castaño JL (2007) Differential contribution of frugivores to complex seed dispersal patterns. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104:3278–3282. <https://doi.org/10.1073/pnas.0606793104>
- Kembel SW, Cowan PD, Helmus MR, Cornwell WK, Morlon H, Ackerly DD, Blomberg SP, Webb CO (2010). Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics* 26:1463–1464
- Kinoshita LS, Torres RB, Forni-Martins ER, Spinelli T, Ahn YJ, Constâncio SS (2006) Composição florística e síndromes de polinização e de dispersão da mata do Sítio São Francisco, Campinas, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 20(2):313–327. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062006000200007>

- Klink CA, Machado RB (2005) A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1:147-155
- Kuhlmann M, Ribeiro JF (2016a) Evolution of seed dispersal in the Cerrado biome: ecological and phylogenetic considerations. *Acta Botanica Brasilica*, 30:271–282. [http://doi:10.1590/0102-33062015abb0331](http://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0331)
- Kuhlmann M, Ribeiro JF (2016b). Fruits and frugivores of the Brazilian Cerrado: ecological and phylogenetic considerations. *Acta Botanica Brasilica*, 30(3):495–507. [http://doi:10.1590/0102-33062016abb0192](http://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0192)
- Laliberté E, Legendre P (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91:299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>
- Laliberté E, Legendre P, Shipley B (2014) FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12
- Leite CC, Costa MH, Soares-Filho BS, Hissa, LBV (2012) Historical land use change and associated carbon emissions in Brazil from 1940 to 1995. *Global Biogeochemical Cycles* 26(2). <https://doi.org/10.1029/2011GB004133>
- Li Z, Han H, You H, Cheng X, Wang T (2020) Effects of local characteristics and landscape patterns on plant richness: A multi-scale investigation of multiple dispersal traits. *Ecological Indicators* 117:106584. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106584>
- Libano AM, Felfili JM (2006) Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado sensu stricto do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). *Acta Botanica Brasilica* 20(4):927–936
- Lima RAF; Rando JG, Barreto KD (2015) Composição e diversidade no cerrado do leste de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Revista Árvore* 39:9–24. <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000100002>
- Lira PK, Ewers RM, Banks-Leite C, Pardini R, Metzger JP (2012). Evaluating the legacy of landscape history: extinction debt and species credit in bird and small mammal assemblages in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Applied Ecology*, 49(6):1325–1333. [http://doi:10.1111/j.1365-2664.2012.02214.x](http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02214.x)
- Liu J, Wilson M, Hu G, Liu J, Wu J, Yu M (2018) How does habitat fragmentation affect the biodiversity and ecosystem functioning relationship?. *Landscape ecology* 33(3):341–352. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0620-5>
- Lorenzi H (1992) *Árvores Brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de Plantas arbóreas Nativas do Brasil*. Instituto Plantarum, Nova Odessa
- Lorenzi H (2002a) *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil*, 2º ed. Instituto Plantarum, Nova Odessa
- Lorenzi H (2002b) *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil*, 4º ed. Instituto Plantarum, Nova Odessa
- Marek H (2018) stargazer: Well-Formatted Regression and Summary Statistics Tables. R package version 5.2.1. <https://CRAN.R-project.org/package=stargazer>

- Martins FQ, Batalha MA (2006) Pollination systems and floral traits in cerrado woody species of the Upper Taquari region (Central Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 66(2A):543–552
- 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. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842006000300021>
- Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB (2005) Functional richness, functional evenness and functional divergence: The primary components of functional diversity. *Oikos* 111:112–118. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x>
- Mason NWH, Bello F, Mouillot D, Pavoine S, Dray S (2013) A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science* 24(5):794–806. <http://doi:10.1111/jvs.12013>
- Mayfield MM, Ackerly D, Daily GC (2006) The diversity and conservation of plant reproductive and dispersal functional traits in human-dominated tropical landscapes. *Journal of Ecology*, 94(3):522–536. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01108.x>
- Mckinney ML (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst* 11:161–176. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Melo GL, Sponchiado J, Cáceres NC, Fahrig, L (2017) Testing the habitat amount hypothesis for South American small mammals. *Biological Conservation* 209:304–314. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- Metzger JP, Martensen AC, Dixo M, Bernacci LC, Ribeiro MC, Teixeira AMG, Pardini R (2009) Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological conservation* 142(6):1166–1177. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.033>
- Mitchel, MGE, Suarez-Castro AF, Martinez-Harms M, Maron M, McAlpine C, Gaston KJ, Johansen K, Rhodes JR (2015) Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* 30(4):190–198. <http://doi:10.1016/j.tree.2015.01.011>
- Mouchet MA, Villéger S, Mason NWH, Mouillot D (2010) Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology* 24:867–876. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x>
- Mueller-Dombois D, Ellenberg H (1974) *Aims and methods of vegetation ecology*. John Wiley & Sons, Nova York
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Legendre RKP, McGlenn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Henry M, Stevens H, Szoecs E, Wagner H (2019). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira PE, Gibbs PE (2000) Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. *Flora* 195(4):311–329. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)30990-8](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)30990-8)
- Omar M, Schneider-Maunoury L, Barré K, Al Sayed N, Halwani J, Machon N (2019) Colonization and extinction dynamics among the plant species at tree bases in Paris (France). *Ecology and Evolution*, 9:8414–8428. <https://doi.org/10.1002/ece3.4954>

- Pakeman RJ (2011). Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification on plant community assembly. *Journal of Ecology*, 99(5), 1143–1151. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01853.x>
- Peltzer DA, Wardle DA, Allison VJ, Baisden WT et al (2010) Understanding ecosystem retrogression. *Ecological Monographs* 80(4):509–529. <https://doi:10.1890/09-1552.1>
- Pereira KMG, Cordeiro NG, Terra MDCNS, Pyles MV, Cabacinha CD, Mello JM, van den Berg E (2020) Protection status as determinant of carbon stock drivers in Cerrado *sensu stricto*. *Journal of Plant Ecology* 13(3):361–368. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtaa024>
- Peres M K (2016) Estratégias de dispersão de sementes no bioma Cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas. Tese, Universidade de Brasília.
- Pinheiro EDS, Durigan G (2009) Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. *Brazilian Journal of Botany*, 32:441–454. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042009000300005>
- Planurb – Agência Municipal de Meio Ambiente e Planejamento Urbano (2020) Perfil Socioeconômico de Campo Grande/Instituto Municipal de Planejamento Urbano – Planurb, 27^a ed. Campo Grande, MS
- PMCG – Prefeitura Municipal de Campo Grande (2009) Programa de Arborização Urbana. Campo Grande: PMCG. Disponível em: <http://www.campogrande.ms.gov.br/semadur/canais/arborizacao-urbana-programa-de-arborizacao-urbana/>. Acesso em: 29 julho 2021
- Poisot T, Mouquet N, Gravel D (2013). Trophic complementarity drives the biodiversity-ecosystem functioning relationship in food webs. *Ecology Letters*, 16(7):853–861. <http://doi:10.1111/ele.12118>
- Polatto, L. P. (2020). Reprodução de plantas em um ecótono Floresta Atlântica-Cerradão: dependência de agentes polinizadores. *Biodiversidade*, 19(1). Disponível em: <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/biodiversidade/article/view/9988>. Acesso em: 29 julho 2021
- Projeto MapBiomias – Coleção 4.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil (2020). <https://mapbiomas.org/>
- QGIS Development Team (2019). QGIS 3.4 Geographic Information System User Guide. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.org/pt_BR/docs/index.html
- R Core Team (2020) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Ramalho CE, Hobbs RJ (2012) Time for a change: dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 27(3) 179–188. <http://doi:10.1016/j.tree.2011.10.008>
- Ratter JA, Bridgewater S, Ribeiro JF (2003) Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh journal of botany* 60(1):57–109. <https://doi.org/10.1017/S0960428603000064>
- Rego MM, Albuquerque PM, Ramos MC, Carreira LM (2006) Nesting biology of *Centris flavifrons* (Friese)(Hymenoptera: Apidae, Centridini), one of the main pollinators of *Byrsonima crassifolia* L. Kunth in Maranhao, Brazil. *Neotropical entomology* 35(5):579–587. <http://doi:10.1590/S1519-566X2006000500003>

Reis SM, Mohr A, Gomes L, Abreu MF, Lenza E (2012) Síndromes de Polinização e Dispersão de espécies lenhosas em um fragmento de cerrado sentido restrito na transição Cerrado-Floresta Amazônica. *Heringeriana*, 6(2):28–41.
<https://doi.org/10.17648/heringeriana.v6i2.28>

Richardson, S. J., D. A. Peltzer, R. B. Allen, M. S. McGlone, and R. L. Parfitt. 2004. Rapid development of phosphorus limitation in temperate rainforest along the Franz Josef soil chronosequence. *Oecologia* 139:267–276. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1501-y>

Rocha-Santos L, Mayfield MM, Lopes AV, Pessoa MS, Talora DC, Faria D, Cazetta E (2019) The loss of functional diversity: A detrimental influence of landscape-scale deforestation on tree reproductive traits. *Journal of Ecology* 108(1):212–223.
<http://doi:10.1111/1365-2745.13232>

Sartorelli PAR, Campos Filho EM (2017) Guia de plantas da regeneração natural do Cerrado e da Mata Atlântica. Agroicone, São Paulo

Schardong GF, Azevedo GB, Alves FM, Souza HHS, Silva Junior AB, Jesus NS, Oliveira IC (2020) Florística, diversidade e fitossociologia em um fragmento de cerrado sentido restrito, em Chapadão do Sul–MS. *Brazilian Journal of Development* 6:39199–39214.
<https://doi.org/10.34117/bjdv6n6-458>

Silingardi HMT (2002) Ecologia da Reprodução de *Myrcia rostrata* DC. e *Myrcia tomentosa* (Aubl.) DC.(Myrtaceae) em Uberlândia, Minas Gerais. Dissertação, Universidade Federal de Uberlândia

Silva ALGD, Pinheiro MCB (2007) Biologia floral e da polinização de quatro espécies de *Eugenia* L.(Myrtaceae). *Acta Botanica Brasilica* 21(1):235–247.
<https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000100022>

Silva CID, Araújo G, Oliveira PEAM (2012) Distribuição vertical dos sistemas de polinização bióticos em áreas de cerrado sentido restrito no Triângulo Mineiro, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 26(4):748–760

Silva LO, Costa DA, Santo Filho E, Ferreira HD, Brandão D (2002) Levantamento florístico e fitossociológico em duas áreas de cerrado sensu stricto no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas, Goiás. *Acta Botanica Brasilica*, 16:43–53.
<https://doi.org/10.1590/S0102-33062002000100006>

Silveira JE, Pinter CEDSA, Pastorello RSF (2020) Aspectos florísticos e ecológicos do campus regional da Universidade Federal de Minas Gerais em Montes Claros-MG. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana* 15(3):28–41.
<http://dx.doi.org/10.5380/revsbau.v15i3.74075>

Siqueira MN, Castro SS, Morais AR, Faria KM (2017) Woody plant community structure in “Dense Cerrado” fragments in the Upper Basin of the Araguaia River (Central Brazil): relationship with habitat loss and geographical distance. *Brazilian Journal of Botany* 40(3):717–725. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0378-z>

Souchie FF, Pinto JRR, Lenza E, Gomes L, Maracahipes-Santos L, Silvério DV (2017) Post-fire resprouting strategies of woody vegetation in the Brazilian savanna. *Acta Botanica Brasilica* 31(2):260–266. <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0376>

Souza CMZ et al. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in Brazilian biomes with Landsat archive and Earth Engine. *Remote Sensing* 12:17 p.2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

Souza Lima E, Lima HS, Ratter JA (2009) Mudanças pós-fogo na estrutura e composição da vegetação lenhosa, em um cerrado mesotrófico, no período de cinco anos (1997-2002) em Nova Xavantina-MT. *Cerne*, 15(4):468-480. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=7441302401>. Acesso em: 29 julho 2021

Souza VC, Flores TB, Colletta GD, Coelho RLG (2018) Guia das Plantas do Cerrado. Taxon Brasil, Piracicaba, SP, 583 p

Souza VC, Lorenzi H (2019) Botânica Sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG IV, 4ª ed. Nova Odessa – SP: Jardim Botânico Plantarum, 768 p

Spasojevic MJ, Suding KN (2012) Inferring community assembly mechanisms from functional diversity patterns: the importance of multiple assembly processes. *Journal of Ecology* 100(3):652-661. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01945.x>

Thapa-Magar KB, Davis TS, Kondratieff B (2020) Livestock grazing is associated with seasonal reduction in pollinator biodiversity and functional dispersion but cheatgrass invasion is not: Variation in bee assemblages in a multi-use shortgrass prairie. *PloS one*, 15(12):e0237484. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0237484>

Viani RAG, Durigan G, Melo ACGD (2010) A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade?. *Ciência Florestal* 20:533-552. <https://doi.org/10.5902/198050982067>

Villéger S, Mason NWH, Mouillot D (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89:2290–2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

Wang BC, Smith TB (2002) Closing the seed dispersal loop. *Trends in ecology & evolution* 17(8):379-386. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02541-7](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02541-7)

Warring B, Cardoso FCG, Marques MCM, Varassin IG (2016) Functional diversity of reproductive traits increases across succession in the Atlantic forest. *Rodriguésia*, 67(2):321–333. <http://doi:10.1590/2175-7860201667204>.

Wei T, Simko V (2017) R package "corrplot": Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84). <https://github.com/taiyun/corrplot>.

Williams NM, Winfree R (2013) Local habitat characteristics but not landscape urbanization drive pollinator visitation and native plant pollination in forest remnants. *Biological Conservation*. 160:10-18. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.035>

Yamamoto LF, Kinoshita LS, Martins FR (2007) Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta botanica brasiliensis* 21(3):553-573. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000300005>

Material Suplementar

Tabela S1. Listagem de espécies lenhosas com respectivos números de indivíduos (N), síndromes de polinização, tipo de fruto, síndrome de dispersão e número de registro (voucher) das amostras depositadas no herbário CGMS, registradas em dezoito remanescentes urbanos de Cerrado no município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Somente espécies com estruturas reprodutivas foram incluídas no herbário CGMS.

Tabela S2. Correlações entre as porcentagens de: áreas verdes (F), agropecuária (A) e áreas urbanas (U), nos *buffers* com raios de 500m, 750m, 1000m e 1500m do ano de 2018. As correlações com valores de $r > 0,7$ estão marcadas em negrito.

Tabela S3. Porcentagem do tipo de uso do solo das matrizes ao redor dos 18 fragmentos amostrados em Campo Grande, MS nos anos de 1985(85), 2002(02), 2018(18). Áreas verdes (F); agropecuária (A). *Buffer* de 1500m. Áreas urbanas: U1, U2, U3, U4, U5, U6, U7, U8, U9, U10 e RPPN; áreas rurais: R2, R3, R4, R6, APAC (APA do Ceroula), APAG (APA do Guariroba) e APAL (APA do Lageado).

Tabela S4. Média e desvio padrão (sd) do número de indivíduos vivos, riqueza de espécies e índices de diversidade funcional: FRic – riqueza funcional, FEve – uniformidade funcional, FDiv – divergência funcional e FDis – dispersão funcional ocorrendo em dezoito fragmentos de Cerrado no município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. Áreas urbanas: U1, U2, U3, U4, U5, U6, U7, U8, U9, U10 e RPPN; áreas rurais: R2, R3, R4, R6, APAC (APA do Ceroula), APAG (APA do Guariroba) e APAL (APA do Lageado).

Tabela S5. Riqueza de espécies observada e estimada através do Chao 1 e suficiência amostral (proporção da riqueza observada em relação à riqueza estimada), das 18 áreas amostradas no estudo. A riqueza observada representou, em média, 70% da riqueza estimada. Áreas urbanas: U1, U2, U3, U4, U5, U6, U7, U8, U9, U10 e RPPN; áreas rurais: R2, R3, R4, R6, APAC (APA do Ceroula), APAG (APA do Guariroba) e APAL (APA do Lageado).

Tabela S6. Comparação das médias de diversidade funcional (riqueza, uniformidade, divergência e dispersão) entre áreas urbanas e áreas rurais (Test t).

Tabela S7. Modelos selecionados ($\Delta AICc < 2$) para efeitos das variáveis temporais e da paisagem para a vegetação nativa (F) e agropecuária (A), sobre a riqueza de espécies e índices de diversidade funcional: FRic – riqueza funcional, FEve – uniformidade funcional, FDiv – divergência funcional e FDis – dispersão funcional. Somente os modelos nulos e as variáveis da paisagem que tiveram efeito significativo sobre a estrutura da vegetação e diversidade funcional são apresentados.

Tabela S1.

Família	Espécie	N	Polinização	Tipo de Fruto	Dispersão	Voucher
Anacardiaceae R.Br.	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ^Δ	16	melitofilia	nucoide	anemocoria	
	<i>Mangifera indica</i> L. *	01	esfingofilia	drupóide	autocoria	
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl. ^Δ	19	melitofilia	drupóide	ornitocoria	
Annonaceae Juss.	<i>Annona coriacea</i> Mart. ^Δ	32	cantarofilia	bacóide	zoocoria	78234
	<i>Annona crassiflora</i> Mart. ^{*Δ}	01	cantarofilia	bacóide	zoocoria	
	<i>Duguetia furfuracea</i> (A.St.-Hil.) Saff.	02	cantarofilia	bacóide	mamaliocórica	
	<i>Unonopsis guatteroides</i> (A.DC.) R.E.Fr. *	02	melitofilia	bacóide	ornitocoria	
	<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart. ^Δ	175	cantarofilia	folicular	ornitocoria	
Apocynaceae Juss.	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. & Zucc.	13	esfingofilia	bacóide	anemocoria	
	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	02	esfingofilia	bacóide	mamaliocórica	
Asteraceae Bercht. & J.Presl	<i>Chrysolea obovata</i> (Less.) Dematt. *	01	não especificado	nucoide	anemocoria	78245
	<i>Vernonia</i> sp.*	01	não especificado	não especificado	anemocoria	
Bignoniaceae Juss.	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	03	melitofilia	capsular	anemocoria	
	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S. Moore	04	melitofilia	capsular	anemocórica	
	<i>Tabebuia rosealba</i> (Ridl.) Sandwith *	01	melitofilia	capsular	anemocórica	
Calophyllaceae J.Agardh	<i>Kielmeyera</i> sp.*	01	melitofilia	capsular	anemocoria	
Caryocaraceae Szyszyl.	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess. ^Δ	15	quiropterofilia	drupóide	mamaliocórica	78218
Chrysobalanaceae R.Br.	<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	02	melitofilia	bacóide	não especificado	78220
	<i>Hirtella burchellii</i> Brittoni ^Δ	05	não especificado	drupóide	zoocoria	78223
Combretaceae R.Br.	<i>Terminalia argentea</i> Mart. & Zucc. ^Δ	17	esfingofilia	samaróide	anemocoria	78247
Connaraceae R.Br.	<i>Connarus suberosus</i> Planch.	09	pequenos insetos	folicular	ornitocoria	
	<i>Rourea induta</i> Planch.	05	melitofilia	folicular	ornitocoria	78252
Dilleniaceae Salisb.	<i>Curatella americana</i> L. ^Δ	14	melitofilia	capsular	ornitocoria	78219
	<i>Davilla elliptica</i> A.St.-Hil. *	03	melitofilia	capsular	ornitocoria	78241
Ebenaceae Gürke	<i>Diospyros lasiocalyx</i> (Mart.) B. Walln. ^Δ	13	não especificado	bacóide	zoocoria	78263
	<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hil.	03	pequenos insetos	drupóide	ornitocoria	

Família	Espécie	N	Polinização	Tipo de Fruto	Dispersão	Voucher
Erythroxylaceae Kunth	<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil. ^Δ	19	não especificado	drupóide	zoocoria	78242
	<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart. *	01	não especificado	drupóide	ornitocoria	
	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil. *	01	melitofilia	drupóide	ornitocoria	
Euphorbiaceae Juss.	<i>Mabea fistulifera</i> Mart. *	01	quiropterofilia	capsular	zoocoria	78258
	<i>Maprounea guianensis</i> Aubl. ^Δ	20	pequenos insetos	capsular	ornitocoria	78257
Fabaceae Lindl.	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	17	melitofilia	folicular	anemocoria	78229
	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg. ^Δ	03	não especificado	folicular	anemocoria	78230
	<i>Andira cujabensis</i> Benth.	05	melitofilia	drupóide	quiropterocoria	
	<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	03	melitofilia	drupóide	quiropterocoria	
	<i>Bauhinia holophylla</i> (Bong.) Steud. *	01	quiropterofilia	folicular	autocoria	
	<i>Bauhinia unguolata</i> L.	04	quiropterofilia	folicular	autocoria	
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth *	02	melitofilia	samaróide	anemocoria	
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. ^Δ	09	melitofilia	folicular	ornitocoria	78264
	<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	12	pequenos insetos	nucoide	ornitocoria	
	<i>Dipteryx alata</i> Vogel ^Δ	11	melitofilia	drupóide	mamaliocórica	78228
	<i>Diptychandra aurantiaca</i> Tul. ^Δ	28	melitofilia	folicular	anemocoria	
	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne *	01	quiropterofilia	nucoide	mamaliocórica	
	<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel *	01	melitofilia	samaróide	anemocoria	
	<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	04	não especificado	samaróide	anemocoria	
	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth. *	01	melitofilia	artrocárpico	autocoria	
	<i>Mimosa hebecarpa</i> Benth. *	01	não especificado	artrocárpico	autocoria	78226
	<i>Mimosa</i> sp.*	02	não especificado	artrocárpico	autocoria	
	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose ^Δ	05	melitofilia	folicular	autocoria	
	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville ^Δ	12	melitofilia	nucoide	mamaliocórica	
	<i>Stryphnodendron rotundifolium</i> Mart.	05	pequenos insetos	nucoimimosade	zoocoria	78227
<i>Tachigali aurea</i> Tul. *	01	não especificado	samaróide	anemocórica		
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke ^Δ	12	melitofilia	samaróide	anemocoria	78225	

Família	Espécie	N	Polinização	Tipo de Fruto	Dispersão	Voucher
Lacistemataceae Mart.	<i>Lacistema hassleriana</i> Chodat *	01	não especificado	capsular	zoocoria	
Lamiaceae Martinov	<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke ^Δ	07	melitofilia	drupóide	ornitocórica	78232
	<i>Hyptidendron</i> cf. <i>arborium</i> (Benth.) Harley*	01	não especificado	não identificado	zoocoria	
	<i>Hyptidendron canum</i> (Pohl ex Benth.) Harley * ^Δ	03	melitofilia	artrocárpico	zoocoria	78221
Lauraceae Juss.	<i>Ocotea minarum</i> (Nees & Mart.) Mez	10	melitofilia	bacóide	ornitocoria	
Loganiaceae R.Br. ex Mart.	<i>Strychnos pseudoquina</i> A.St.-Hil. *	03	enterofilia	bacóide	quiropterocoria	78248
Lythraceae J.St.-Hil.	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	03	quiropterofilia	capsular	anemocoria	
Malpighiaceae Juss.	<i>Byrsonima clauseniana</i> A.Juss. *	01	não especificado	drupóide	zoocoria	
	<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	03	melitofilia	drupóide	ornitocoria	78237
	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth *	02	melitofilia	drupóide	ornitocoria	
	<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss. *	01	melitofilia	drupóide	ornitocoria	78235
	<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.	02	melitofilia	drupóide	ornitocoria	78236
	<i>Byrsonima</i> sp. *	01	não especificado	não identificado	zoocoria	
	<i>Peixotoa cordistipula</i> A.Juss. *	01	não especificado	samaróide	anemocoria	78256
Malvaceae Juss.	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns ^Δ	07	melitofilia	capsular	anemocoria	78243
	<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart.) Schott & Endl.	04	melitofilia	capsular	anemocoria	
	<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc. ^Δ	09	melitofilia	capsular	anemocoria	
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	02	melitofilia	capsular	anemocoria	
Melastomataceae A. Juss.	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana ^Δ	38	melitofilia	bacóide	ornitocoria	78262
	<i>Mouriri elliptica</i> Mart. *	01	melitofilia	bacóide	zoocoria	
Meliaceae A.Juss.	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. ^Δ	03	melitofilia	capsular	ornitocoria	
	<i>Trichilia hirta</i> L. *	03	não especificado	capsular	ornitocoria	
Myristicaceae R.Br.	<i>Viola sebifera</i> Aubl.	02	pequenos insetos	folicular	ornitocoria	
Myrtaceae Juss.	<i>Eugenia</i> cf. <i>aurata</i> O.Berg	03	melitofilia	bacóide	zoocoria	
	<i>Eugenia</i> cf. <i>bimarginata</i> DC. *	01	melitofilia	bacóide	ornitocoria	
	<i>Eugenia</i> cf. <i>flavescens</i> DC. *	01	melitofilia	bacóide	zoocoria	
	<i>Eugenia</i> cf. <i>gemmaflora</i> O.Berg	05	não especificado	bacóide	zoocoria	

Família	Espécie	N	Polinização	Tipo de Fruto	Dispersão	Voucher
Myrtaceae Juss. (cont.)	<i>Eugenia cf. hiemalis</i> Cambess. *	01	não especificado	bacóide	zoocoria	
	<i>Eugenia cf. myrcianthes</i> Nied. *	02	não especificado	bacóide	zoocoria	
	<i>Eugenia cf. puniceifolia</i> (Kunth) DC. *	01	melitofilia	bacóide	zoocoria	
	<i>Eugenia dysenterica</i> (Mart.) DC. *	01	melitofilia	bacóide	mamaliocórica	
	<i>Myrcia cf. racemulosa</i> DC. *	01	não especificado	bacóide	zoocoria	
	<i>Myrcia cf. subalpestris</i> DC.	12	não especificado	bacóide	zoocoria	
	<i>Myrcia cf. tomentosa</i> (Aubl.) DC.	02	melitofilia	bacóide	ornitocoria	
	<i>Myrcia cf. uberavensis</i> O.Berg *	01	melitofilia	bacóide	zoocoria	
Nyctaginaceae Juss.	<i>Myrcia cf. variabilis</i> DC.	04	melitofilia	bacóide	ornitocoria	
	<i>Guapira areolata</i> (Heimerl) Lundell *	01	não especificado	nucoide	ornitocoria	
Ochnaceae DC.	<i>Ouratea hexasperma</i> (A.St.-Hil.) Baill.	02	melitofilia	drupóide	ornitocoria	
	<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl. ^Δ	07	melitofilia	drupóide	zoocoria	78244
Opiliaceae Valetton	<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.f. *	02	anemofilia	drupóide	mamaliocórica	
Polygalaceae Hoffmanns. & Link	<i>Bredemeyera barbeyana</i> Chodat *	01	melitofilia	capsular	zoocoria	78233
Primulaceae Batsch ex Borkh.	<i>Myrsine umbellata</i> Mart. ^Δ	48	não especificado	drupóide	ornitocoria	78260
	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. *	02	não especificado	drupóide	ornitocoria	78259
	<i>Roupala montana</i> Aubl.	05	esfingofilia	folicular	anemocoria	78253
Proteaceae Juss.	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich. ^Δ	70	esfingofilia	bacóide	não especificado	
Rubiaceae Juss.	<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	06	melitofilia	bacóide	não especificado	78240
	<i>Coussarea hydrangeifolia</i> (Benth.) Müll.Arg. *	01	pequenos insetos	bacóide	quiropterocoria	
	<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schldtl.	07	quiropterofilia	drupóide	quiropterocoria	
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	02	esfingofilia	bacóide	mamaliocórica	78251
	<i>Rubiaceae</i> sp. Juss. *	01	não especificado	não especificado	zoocoria	
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw. *	01	quiropterofilia	drupóide	mamaliocórica	78239
Sapindaceae Juss.	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl. * ^Δ	04	pequenos insetos	capsular	ornitocoria	78231
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	04	melitofilia	capsular	ornitocoria	
	<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil. *	01	melitofilia	capsular	anemocoria	

Família	Espécie	N	Polinização	Tipo de Fruto	Dispersão	Voucher
Sapindaceae Juss. (cont.)	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk. ^Δ	10	não especificado	capsular	zoocoria	
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl. ^Δ	79	pequenos insetos	capsular	ornitocoria	78261
	<i>Sapindus saponaria</i> L.	02	enterofilia	bacóide	zoocoria	
	<i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk. *	01	não especificado	drupóide	zoocoria	
Sapotaceae Juss.	<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk. ^Δ	39	Pequenos insetos	bacóide	ornitocoria	78238
	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk. ^Δ	10	esfingofilia	bacóide	mamaliocórica	
	<i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk. ^Δ	10	esfingofilia	bacóide	mamaliocórica	78254
Simaroubaceae DC.	<i>Simarouba versicolor</i> A.St.-Hil.	04	esfingofilia	drupóide	ornitocoria	78246
Siparunaceae (A.DC.) Schodde	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl. ^Δ	32	miiofilia	capsular	ornitocoria	78249
Styracaceae DC. & Spreng.	<i>Styrax camporum</i> Pohl	02	não especificado	drupóide	ornitocoria	
	<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	02	melitofilia	drupóide	ornitocoria	78250
Urticaceae Juss.	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	05	anemofilia	nucoide	não especificado	
Vochysiaceae A.St.-Hil.	<i>Qualea grandiflora</i> Mart. ^Δ	59	esfingofilia	capsular	anemocoria	
	<i>Qualea multiflora</i> Mart. ^Δ	23	melitofilia	capsular	anemocoria	
	<i>Qualea parviflora</i> Mart. ^Δ	103	melitofilia	capsular	anemocoria	
	<i>Vochysia cinnamomea</i> Pohl ^Δ	33	melitofilia	capsular	anemocoria	78265
	Não identificada*	01	não especificado	não especificado	não especificado	

* Espécies encontradas em somente uma das 18 áreas do estudo.

^Δ Espécies com maior Valor de Importância (VI) dos 18 fragmentos amostrados.

Tabela S2.

	F500	F750	F1000	F1500	U500	U750	U1000	U1500	A500	A750	A1000
F750	0.95										
F1000	0.90	0.98									
F1500	0.36	0.56	0.68								
U500	-0.42	-0.35	-0.28								
U750	-0.37	-0.35	-0.30	-0.15	0.96						
U1000	-0.23	-0.24	-0.20	-0.19	0.89	0.97					
U1500	0.05			-0.23	0.67	0.80	0.92				
A500	-0.45	-0.46	-0.48	-0.27	-0.62	-0.62	-0.67	-0.68			
A750	-0.30	-0.34	-0.38	-0.22	-0.71	-0.76	-0.81	-0.81	0.95		
A1000	-0.23	-0.25	-0.30	-0.13	-0.72	-0.79	-0.87	-0.90	0.89	0.98	
A1500	-0.15	-0.16	-0.20	-0.05	-0.69	-0.78	-0.89	-0.96	0.78	0.90	0.97

Tabela S3.

Áreas	F1500_85	F1500_02	F1500_18	A1500_85	A1500_02	A1500_18
U1	34.02	25.73	25,08	40.97	29.57	11,39
U2	18.92	16.7	19,16	78.5	65.3	37,02
U3	36.83	18.19	16,78	59.33	73.19	69,24
U4	84.33	41.04	45,02	15.12	58.95	52,34
U5	27.36	14.36	16,6	72.43	85.22	80,3
U6	18.37	16.52	11,88	53.43	35.55	35,44
U7	13,00	5.56	5,76	83.94	66.54	59,49
U8	16.58	14.95	14,26	63,34	29.71	18,35
U9	23.29	23.51	22,19	69,72	52.57	40,07
U10	40.12	23.64	25,22	53.64	27.38	15,14
RPPN	21.64	15.51	14,05	40.61	31.48	16,32
R1	8.88	7.79	8,83	90.09	88.49	82,37
R2	60.56	24.38	18,52	37.68	74.5	81,48
R3	43.64	31.94	18,08	56.35	66.58	80,61
R4	33.01	22.86	25,85	65.55	74.81	71,94
APAC	27.56	23.38	24,64	71.42	76.4	75,36
APAG	33.08	15.24	18,84	65.77	82.52	81,16
APAL	41.88	24.9	29,92	56.47	73.13	64,54

Tabela S4.

	U1	U2	U3	U4	U5	U6	U7	U8	U9	U10	RPPN UFMS	R1	R2	R3	R4	APAC	APAG	APAL	Média ± sd
Indivíduos vivos	64	61	72	76	74	65	77	65	75	71	78	71	73	70	61	70	74	71	70 ± 5,23
Riqueza	29	21	24	30	32	20	27	20	24	24	33	18	15	22	20	16	28	27	24 ± 5,32
FRic	0.2241	0.2676	0.3840	0.4632	0.5103	0.4039	0.3347	0.2469	0.3197	0.5588	0.3340	0.1755	0.1506	0.4218	0.2591	0.2341	0.2412	0.3497	0.326±0.11
FEve	0.5560	0.6171	0.5719	0.5698	0.6126	0.6079	0.6304	0.6591	0.5695	0.6082	0.5750	0.5648	0.5838	0.6284	0.6916	0.6846	0.5537	0.6478	0.607±0.04
FDiv	0.7822	0.8266	0.6875	0.7180	0.5979	0.6881	0.7350	0.7113	0.7564	0.7420	0.7934	0.7205	0.8779	0.7737	0.7577	0.6670	0.6749	0.8151	0.740±0,06
FDis	0.1766	0.2005	0.1771	0.1471	0.1543	0.1830	0.1689	0.1739	0.1603	0.2197	0.1896	0.1546	0.1671	0.1502	0.1808	0.1546	0.1386	0.2038	0.172±0.02

Tabela S5.

Áreas	Riqueza Observada	Riqueza Estimada	Suficiência amostral
U1	29	63.0	0.46
U2	21	24.5	0.85
U3	24	37.0	0.64
U4	30	38.2	0.78
U5	32	74.7	0.42
U6	20	33.0	0.60
U7	27	34.8	0.77
U8	20	23.5	0.85
U9	24	30.4	0.78
U10	24	28.5	0.84
RPPN	33	46.3	0.71
R1	18	33.0	0.54
R2	15	20.0	0.75
R3	22	33.0	0.66
R4	20	31.2	0.64
APAC	16	17.0	0.94
APAG	28	47.5	0.58
APAL	27	36.7	0.73

Tabela S6.

Variável resposta	<i>P-value</i>	Média±sd Urbana	Média±sd Rural
Riqueza funcional	0.0460	0.367±0.10	0.261±0.09
Uniformidade funcional	0.3277		
Divergência funcional	0.4885		
Dispersão funcional	0.2305		

Tabela S7.

		AIC	Variável	Estimate	<i>p-value</i>
Riqueza de Espécies					
Modelo 1	Rich~1	112.29			
FRic					
Modelo 1	FRic~1	-24.204			
FEve					
Modelo 1	FEve~1	-59.185			
FDiv					
Modelo 1 - nulo	FDiv~1	-43.462			
Modelo 13	FDiv ~ A1500_85_02 * A1500_02_18	-47.388	A1500_85_02 A1500_85_02:A1500_02_18	0.0025 0.0003	0.0213 0.0103
FDis					
Modelo 8	FDis ~ A1500_18	-89.662	A1500_18	-0.0004	0.0098