



**Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação**

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

**Araneofauna estruturada em gradiente urbano-rural  
independente da paisagem e da estrutura vegetal**

Juliana Martinho Saraiva



Campo Grande  
janeiro 2017

**Araneofauna estruturada em gradiente urbano-rural independente da paisagem e da estrutura vegetal**

Juliana Martinho Saraiva

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

Orientador: Josué Raizer

## **Banca avaliadora**

Dr. Antonio Domingos Brescovit  
Instituto Butantan

Dr. Alexandre Bragio Bonaldo  
Museu Paraense Emílio Goeldi

Dr. Danilo Bandini Ribeiro  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS

Dr. Eduardo Martins Venticinque  
Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN

Dr. Rafael Dettogni Guariento  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS

**Dedico este trabalho a todos os professores  
que contribuíram para  
minha formação.**

## **Agradecimentos**

Este estudo foi realizado graças a ajuda de muitas pessoas, colegas e amigos, que colaboraram direta e indiretamente para sua conclusão.

Ao meu orientador, Josué Raizer, por todo o apoio, paciência, confiança e ensinamentos dedicados a mim durante todo o mestrado.

Aos professores Danilo Bandini e Rafael Guariento, que contribuíram com revisões e sugestões desde que este trabalho era apenas um pré-projeto de pesquisa.

Ao professor Antonio Brescovit pela identificação dos espécimes e prontidão em tirar dúvidas taxonômicas sobre as aranhas.

Ao Paulo Goldoni pela disponibilidade e paciência em me ensinar a identificar as aranhas.

Ao professor Ângelo Emílio pelas injeções de ânimo durante a fase da escrita da dissertação e pelo exemplo de profissional que sempre foi para mim.

A todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UFMS que compartilharam suas experiências e contribuíram substancialmente para minha formação como ecóloga.

Ao Néilson Ferreira pelas dicas sobre como realizar as análises de paisagem.

A UFMS, ao Instituto Butantan e a UGFD por todo apoio logístico que forneceram para a realização deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudos (processo 133890/2015-5).

Aos amigos João Gabriel, Guilherme Dias, Murilo Couto e Maira Miguel pela ajuda nas coletas de dados.

A Alessandra, Débora, Hannah e Darlene pelo pouso quando foi necessário.

A todos os colegas e amigos que conviveram comigo nesses dois anos de mestrado, em especial a Alessandra, Irídia, Carol e Débora que foram companheiras durante a realização de diversos trabalhos nas disciplinas que cursamos.

Ao meu irmão, Tiago e ao meu sobrinho, Lucas, pelos momentos de descontração e diversão. A minha mãe, Amélia e a minha irmã, Jaqueline, que sempre estiveram presentes nos momentos mais difíceis. E ao meu pai, José Lucas pelo apoio financeiro durante a graduação, sem o qual não teria chegado até o mestrado.

# Índice

<b>Resumo</b> .....	8
<b>Abstract</b> .....	9
<b>Introdução</b> .....	10
<b>Métodos</b> .....	12
<i>Local de estudo</i> .....	12
<i>Coleta de aranhas</i> .....	12
<i>Estrutura da vegetação</i> .....	15
<i>Composição da paisagem</i> .....	15
<i>Análise de dados</i> .....	15
<b>Resultados</b> .....	16
<i>Curva de acúmulo de espécies</i> .....	16
<i>Variação na composição de espécies (diversidade beta)</i> .....	28
<i>Estratificação vertical da vegetação</i> .....	28
<i>Paisagem</i> .....	31
<b>Discussão</b> .....	36
<i>Conclusão</i> .....	39
<b>Literatura citada</b> .....	39

## **Resumo**

A urbanização é destacada como um dos principais fatores relacionados a perda de biodiversidade, porém nem todos os grupos de animais são afetados da mesma maneira por esse processo. Nós avaliamos os efeitos da urbanização sobre a comunidade de aranhas ao longo de um gradiente urbano-rural em escala local e de paisagem. As aranhas foram coletadas com guarda-chuva entomológico em 15 fragmentos, onde foram tomadas medidas de estrutura vertical da vegetação, as quais representaram os efeitos locais e medidas de componentes da matriz circundante desses fragmentos através de imagens de satélite, que representaram os efeitos da paisagem. A composição de espécies variou entre áreas urbanas e rurais, com espécies ocorrendo exclusivamente em fragmentos rurais, assim como em fragmentos urbanos. Em áreas da periferia urbana várias espécies foram comuns aquelas das demais áreas. A comunidade de aranhas não respondeu a estrutura da vegetação e nem a composição da paisagem ao redor dos fragmentos, o que pode ser explicado pela alta diversidade de uso de habitat do grupo estudado (aranhas do estrato arbustivo), uma vez que as respostas são mais claras quando o grupo alvo pertence a uma mesma guilda. Portanto, há variação na composição de espécies de aranhas ao longo do gradiente urbano-rural, mas essa variação não depende da estrutura vegetal dos fragmentos e dos elementos da paisagem que circundam os remanescentes florestais.

## **Abstract**

Urbanization is highlighted as one of the main factors related to loss of biodiversity, but not all groups of animals are affected in the same way by this process. We examined the effects of urbanization on the spider community along an urban rural gradient at local and landscape scale. The spiders were collected with an entomological umbrella in 15 fragments. We took measurements of the vertical structure of vegetation, which represented the local effects and measured the components of surrounding matrix of these fragments through satellite images which represented the effects of the landscape. The composition of species varied between urban and rural areas with species occurring exclusively in rural fragments as well as in urban fragments. In areas of the urban periphery, several species were common those of the other areas. The spider community neither responded to the structure of vegetation nor the composition of the landscape around of the fragments which can be explained by the high diversity of habitat use of studied group (spiders of shrub stratus) since the responses are cleaner when the target group belongs to the same guild. Therefore, there is variation in the composition of spider species along of urban-rural gradient, but this variation does not depend on vegetation structure of fragments and elements landscape that surround forest remnants.

## **Introdução**

A urbanização é apontada como um dos principais fatores relacionados a perda de diversidade biológica por diversos motivos, como a alteração e fragmentação de habitat naturais, aumento da temperatura, intensificação de luz e modificação na umidade relativa do ar (Shochat et al. 2004, Sattler et al. 2010, Horváth et al. 2012, Braaker et al. 2014).

A influência negativa da urbanização sobre o funcionamento dos ecossistemas terrestres é destacada especialmente pela alteração, fragmentação e perda de habitat naturais (Schüepp et al. 2011). No intuito de compreender as implicações do desenvolvimento urbano sobre a biodiversidade, vários grupos de organismos são investigados, tais como mamíferos, aves e invertebrados (Gomes et al. 2011, Reis et al. 2012, Lowe et al. 2014). Entre os invertebrados, as aranhas representam organismos importantes para avaliação dos efeitos da urbanização, pois são bioindicadores de qualidade de habitat e desempenham uma importante função ecossistêmica, a predação, controlando a densidade populacional de diversos grupos de invertebrados (Bennett & Lovell 2014, Buchholz et al. 2015, Burkman & Gardiner 2015).

As aranhas apresentam diferentes respostas ao processo de urbanização devido à variedade de uso de habitat apresentada pelo grupo. Assim, espécies especialistas de habitat respondem negativamente ao desenvolvimento urbano porque são sensíveis a modificações ambientais, enquanto as espécies generalistas, denominadas exploradores urbanos, proliferam diante de perturbações antrópicas e dominam habitat urbanos (Magura et al. 2010, Lowe et al. 2014).

Os mecanismos relacionados as diferentes respostas da comunidade de aranhas frente ao processo de urbanização ainda são obscuros, por isso a relação entre a urbanização e diversidade de aranhas é estudada em diferentes escalas, desde a investigação de fatores locais como estrutura da vegetação, condições microclimáticas e

competição intraespecífica, até fatores a nível de paisagem como quantidade de área vegetada e proporção de superfície dura (Shochat et al. 2010, Bucher & Entling 2011, Baldissera et al. 2012, Lowe et al. 2014, Štokmane & Spuņģis 2016).

Em escala local a estrutura da vegetação recebe destaque, pois é utilizada como substrato para a construção de abrigos e armadilhas de captura de presas pela comunidade de aranhas. A maioria das espécies de aranhas são predadoras generalistas e apresentam diversas estratégias de captura de presas, tais como construção de teias de captura e caça por emboscada ou busca ativa, as quais dependem diretamente da estrutura local do ambiente. A vegetação também é determinante de condições microclimáticas adequadas para a sobrevivência desses animais, uma vez que, as aranhas são muito sensíveis a perda de água (Jiménez-Valverde & Lobo 2007, Štokmane & Spuņģis 2016). Além disso, a estrutura da vegetação tem efeito indireto sobre a araneofauna, uma vez que a diversidade da vegetação está relacionada ao provimento de presas, sendo que há maior disponibilidade de presas em ambientes que apresentam maior diversidade vegetal (Axmacher et al. 2009, Becerra 2015).

De uma maneira mais abrangente, os efeitos da urbanização são estudados ao longo de gradientes urbano-rurais e em escala de paisagem, o que permite compreender como o desenvolvimento urbano age além dos limites das cidades e como a permeabilidade da matriz influencia a capacidade de dispersão das espécies ao longo desse gradiente (Kaltsas et al. 2014, Simonneau et al. 2016).

Nós avaliamos como a urbanização afeta a araneofauna ao longo de um gradiente urbano-rural em diferentes escalas, e predizemos que fragmentos com maior grau de complexidade da vegetação (fator local) estariam associados a uma comunidade de aranhas mais diversificada e que paisagens com menor grau de superfície dura na composição da matriz circundante dos fragmentos (fator a nível de paisagem)

apresentariam uma araneofauna mais diversa, pois a dispersão seria facilitada por uma matriz com menor grau de perturbação.

## **Métodos**

### *Local de estudo*

O município de Dourados (22°13'42.21"S 54°48'38.06"O) está localizado na região sul do Estado de Mato Grosso do Sul. Possui área de 4.086, 387 km<sup>2</sup> e uma população de 207.498 habitantes. O clima local é úmido a subúmido. A vegetação é constituída pelo domínio da Floresta e do Cerrado, mas como consequência das ações antrópicas a vegetação foi reduzida a resquícios de Floresta Residual Semidecidual Aluvial e Cerrada. A vegetação predominante é constituída por agricultura e pastagem plantada, sendo que a cidade se destaca pela produção de grãos e pecuária (Instituto do Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul 2015, Prefeitura de Dourados 2015).

Distribuímos os locais de estudo ao longo de um gradiente urbano-rural (Figura 1), medindo a distância do fragmento até o centro da cidade. Selecionamos 15 fragmentos de mata localizados dentro do perímetro urbano (5), ao redor do perímetro urbano (5) e em áreas rurais (5). Em cada um dos fragmentos sorteamos três pontos a partir do Google Earth, os quais foram registrados em GPS para posterior localização em campo.

### *Coleta de aranhas*

Coletamos aranhas entre fevereiro e março de 2016. Em cada fragmento as coletamos nos três pontos localizados com auxílio de receptor GPS. Em cada um desses pontos, realizamos 12 amostras totalizando 36 amostras por fragmento. Cada amostra foi composta pelas aranhas coletadas em 20 arbustos (ou galhos de árvores no estrato arbustivo) diferentes, ou seja, amostramos 240 arbustos em cada ponto e 720 arbustos em cada fragmento. Utilizamos guarda-chuva entomológico para coletar as aranhas nos arbustos, que foram mantidas em frascos com solução de álcool etílico a 80% até o

processamento para identificação e depósito dos espécimes na coleção de Arachnida e Myriapoda do Instituto Butantan. Os espécimes foram coletados com a licença número 51773-1 do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).



Figura 1: Imagem de satélite com a distribuição de 15 fragmentos florestais em um gradiente-urbano rural.

### *Estrutura da vegetação*

Avaliamos a heterogeneidade de habitat pela estratificação vertical da vegetação (densidade da folhagem). Para obter a densidade da folhagem nos estratos verticais, posicionamos uma haste de 2 m graduada a cada 50 cm perpendicularmente ao solo, depois contamos quantas vezes a vegetação tocou a haste em cada setor de 50 cm.

Realizamos esse procedimento por 12 vezes em cada fragmento, sendo repetido quatro vezes em cada ponto. Inicialmente posicionamos a haste exatamente no local em que o aparelho GPS indicou a localização do ponto, depois esse ponto foi tomado como referência para a repetição do procedimento por mais três vezes, primeiro a 1 m na direção norte, depois a 1 m na direção leste e por último, a 1 m na direção oeste. Assim obtemos medidas de complexidade da vegetação de cada fragmento.

### *Composição da paisagem*

Utilizamos uma imagem LANDSAT 8 OLI para fazer as análises de paisagem, a partir da qual marcamos uma área de influência (buffer) com raio de 1 km ao redor do ponto central de cada fragmento. A classificação supervisionada dos buffers foi feita utilizando o software livre Quantum Gis (QGIS), com o auxílio do complemento “Semi-Automatic Classification Plugin” (SCP) e avaliamos a acurácia dessa classificação pelo cálculo do coeficiente de “Kappa”. Assim determinamos a composição dos elementos de cobertura do solo que foi composta por 5 componentes: vegetação (remanescentes de mata), área úmida (corpos d’água e áreas alagáveis), atividade agropastoril (pastagens e plantações agrícolas), solo exposto (áreas com solo nu) e superfície dura (áreas construídas) e calculamos a porcentagem de cada um desses elementos dentro dos buffers.

### *Análise de dados*

O esforço amostral e a riqueza de espécies em cada nível do gradiente urbano-rural foram comparados a partir de curvas de acúmulo de espécies por rarefação. Para gerar tais curvas

usamos a função `specaccum` do pacote `vegan` (Oksanen et al. 2016) com o auxílio do software R (R Core Team 2016).

Representamos a estrutura da comunidade de aranhas pela ordenação das amostras por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). Para obter essa ordenação consideramos distâncias Bray-Curtis entre os pares de amostras das abundâncias relativas das espécies de aranhas com transformação de Hellinger para valorizar a forma da distribuição de abundâncias (Legendre & Legendre 2012). Nessa análise usamos função `decostand` (para transformações), `vegdist` (índices de distância) e `metaMDS` (para calcular o NMDS) do pacote `vegan` (Oksanen et al. 2016) para linguagem R (R Core Team 2016).

Obtivemos o gradiente de heterogeneidade de habitat (estratificação vertical da vegetação) e a composição da paisagem por análise de componentes principais (PCA) considerando as correlações entre atributos. Usamos modelos de análise de variância multivariada para avaliar as relações entre as dimensões NMDS (estrutura da comunidade e de aranhas) e os eixos das respectivas PCAs.

## **Resultados**

### *Curva de acúmulo de espécies*

Coletamos 7.616 aranhas, sendo 1.849 adultas (1.111 fêmeas e 738 machos), identificadas em 113 espécies (das quais 72 estão designadas como morfoespécies, pois ainda não é possível a identificação mais precisa, seja por falta de revisão taxonômica ou por se tratar de espécies novas) em 26 famílias (Tabela 1). Algumas dessas espécies ocorreram somente em um tipo de ambiente, sendo 44 comuns a todos, 6 a urbanos e periferia urbana, 10 a periferia urbana e rurais e 10 a urbanos e rurais.

A riqueza rarefeita de espécies foi maior em fragmentos urbanos do que rurais sendo intermediária em fragmentos na periferia (Figura 2).

Por outro lado, em fragmentos rurais as aranhas foram mais abundantes em contraste a essa riqueza de espécies, evidenciando a maior diversidade de aranhas em áreas urbanas.

Tabela 1. Abundância de (morfo) espécies de aranhas no extrato arbustivo de fragmentos florestais em um gradiente urbano-rural.

Família	Espécie	Fragmento florestal			Total
		Rural	Peri urbano	Urbano	
Anyphaenidae					
	<i>Teudis</i> sp.1	8	15	4	27
Araneidae					
	<i>Acacesia</i> sp.1	1	0	0	1
	<i>Alpaida bicornuta</i> Taczanowski, 1878	1	0	3	4
	<i>Alpaida truncata</i> Keyserling, 1865	0	2	0	2
	<i>Araneus guttatus</i> Keyserling, 1865	0	0	1	1
	<i>Araneus matogrosso</i> , Levi, 1991	1	0	1	2
	<i>Cyclosa tapetifacien</i> Hingston, 1932	0	0	1	1
	<i>Eustala</i> sp.1	5	9	15	29
	<i>Eustala</i> sp.2	0	1	2	3
	<i>Mangora</i> aff. <i>melanocephala</i>	5	4	1	10
	<i>Mangora</i> sp.1	2	1	0	3

Continua

Tabela 1. Continuação.

Família	Fragmento florestal			Total
	Rural	Peri urbano	Urbano	
<i>Mangora</i> sp.2	0	1	0	1
<i>Manogea porracea</i> C. L. Koch, 1838	3	0	0	3
<i>Metazygia yobena</i> Levi, 1995	0	0	2	2
<i>Micrathena horrida</i> Taczanowski, 1873	1	0	0	1
<i>Micrathena nigrichelis</i> Strand, 1908	13	0	0	13
<i>Micrathena plana</i> C. L. Koch, 1836	2	1	3	6
<i>Parawixia kochi</i> Taczanowski, 1873	6	5	1	12
<i>Parawixia velutina</i> Taczanowski, 1878	0	1	3	4
<i>Pronous tuberculifer</i> Keyserling, 1881	0	1	0	1
<i>Verrucosa meridionalis</i> Keyserling, 1892	0	2	0	2
<i>Wagneriana transitoria</i> C. L. Koch, 1839	0	1	0	1

Continua

Tabela 1. Continuação.

Família	Fragmento florestal			Total
	Rural	Peri urbano	Urbano	
<i>Wixia</i> sp.1	0	0	1	1
Corinnidae				
<i>Castianeira</i> sp.1	0	0	1	1
<i>Corinna</i> sp.1	0	1	0	1
Deinopidae				
<i>Deinopis</i> sp.1	3	5	2	10
Gnaphosidae				
<i>Latonigena beni</i> Ott, Rodrigues & Brescovit, 2012	0	0	1	1
Linyphiidae				
<i>Agyneta</i> sp.1	0	1	0	1
Lycosidae				
<i>Lycosidae</i> sp.1	1	0	0	1
Mimetidae				
<i>Ero</i> sp.1	6	1	0	7
<i>Ero</i> sp.2	0	2	1	3
<i>Ero</i> sp.3	0	1	0	1
<i>Ero</i> sp.4	0	0	1	1
<i>Gelanor latus</i> Keyserling, 1881	5	3	1	9

Continua

Tabela 1. Continuação.

Família	Fragmento florestal			Total
	Rural	Peri urbano	Urbano	
Oxyopidae				
<i>Hamataliwa</i> sp.1	0	1	0	1
Pholcidae				
<i>Mesabolivar</i> sp.1	11	1	9	21
<i>Metagonia</i> sp.1	2	0	1	3
Salticidae				
<i>Breda apicalis</i> Simon, 1901	1	1	0	2
<i>Corythalia</i> sp.1	3	2	3	8
<i>Cotinusa</i> sp.1	10	11	5	26
<i>Gastromicans</i> sp.1	5	5	11	21
<i>Lyssomanes pauper</i> Mello-Leitão, 1945	0	0	18	18
<i>Maeota dichrura</i> Simon, 1901	3	4	5	12
<i>Noegus</i> aff. <i>uncatus</i>	11	10	19	40
Salticidae sp.1	3	2	0	5
Salticidae sp.2	3	1	0	4
Salticidae sp.3	1	1	3	5
Salticidae sp.4	0	0	2	2
Salticidae sp.5	0	1	1	2
Salticidae sp.6	0	0	2	2

Continua

Tabela 1. Continuação.

Família	Espécie	Fragmento florestal			Total
		Rural	Peri urbano	Urbano	
	<i>Salticidae</i> sp.7	0	1	0	1
	<i>Salticidae</i> sp.8	0	1	0	1
	<i>Salticidae</i> sp.9	0	1	0	1
	<i>Salticidae</i> sp.10	0	0	1	1
	<i>Salticidae</i> sp.11	0	0	1	1
	<i>Scopocira tenella</i> Simon, 1900	6	3	7	16
	<i>Thiodina</i> sp.1	2	0	6	8
	<i>Thiodina</i> sp.2	2	0	3	5
	<i>Thiodina</i> sp.3	0	1	0	1
<i>Scytodidae</i>					
	<i>Scytodes</i> sp.1	2	0	1	3
<i>Sparassidae</i>					
	<i>Polybetes</i> sp.1	0	0	1	1
<i>Tetragnathidae</i>					
	<i>Chrysometa</i> sp.1	0	1	0	1
	<i>Leucauge</i> sp.1	13	3	5	21
	<i>Leucauge</i> sp.2	1	2	3	6
<i>Theridiidae</i>					
	<i>Achaeearanea trapezoidalis</i> Taczanowski, 1873	22	6	6	34

Continua

Tabela 1. Continuação.

Família	Fragmento florestal			Total
	Rural	Peri urbano	Urbano	
<i>Achaearanea</i> sp.1	9	3	5	17
<i>Achaearanea</i> sp.2	1	11	1	13
<i>Anelosimus</i> sp.1	1	2	3	6
<i>Coleosoma floridanum</i> Banks, 1900	1	0	1	2
<i>Coleosoma</i> sp.1	72	0	1	73
<i>Coleosoma</i> sp.2	0	1	0	1
<i>Chryso pulcherrima</i> Mello- Leitão, 1917	1	3	12	16
<i>Crytachaea hirta</i> Taczanowski, 1873	1	3	17	21
<i>Dipoena woytkowskii</i> Levi, 1963	0	4	1	5
<i>Dipoena</i> sp.1	1	0	0	1
<i>Dipoena</i> sp.2	6	8	0	14
<i>Dipoena</i> sp.3	2	1	2	5
<i>Dipoena</i> sp.4	2	1	0	3
<i>Episinus</i> sp.1	2	4	1	7
<i>Euryopsis</i> sp.1	0	0	2	2
<i>Faiditus amplifrons</i> O. Pickard- Cambridge, 1880	5	0	1	6

Continua

Tabela 1. Continuação.

Família	Espécie	Fragmento florestal			Total
		Rural	Peri urbano	Urbano	
	<i>Faiditus convolutus</i> Exline & Levi, 1962	0	0	1	1
	<i>Janula salobrensis</i> Simon, 1895	6	9	8	23
	<i>Neopisinus</i> sp.1	1	1	1	3
	<i>Platnickina mneon</i> Bösenberg & Strand, 1906	16	4	21	41
	<i>Rhomphaea</i> sp.1	1	1	2	4
	<i>Tidarren sisypoides</i> Walckenaer, 1841	0	0	1	1
	<i>Theridion</i> sp.1	8	5	0	13
	<i>Theridion</i> sp.2	4	3	4	11
	<i>Theridion</i> sp.3	2	2	2	6
	<i>Theridion</i> sp.4	3	2	0	5
	<i>Thwautesia</i> aff. <i>bracteata</i>	72	44	47	163
	<i>Thymoites taiobeiras</i> Rodrigues & Brescovit, 2015	2	3	1	6
	<i>Thymoites</i> sp.2	1	0	0	1
Thomisidae					
	<i>Acentroscelus albipes</i> Simon, 1886	0	0	1	1

Continua

Tabela 1. Continuação.

Família	Fragmento florestal			Total
	Rural	Peri urbano	Urbano	
<i>Aphantochilus rogersi</i> O. Pickard-Cambridge, 1871	0	0	2	2
<i>Epicadinus</i> sp.1	0	1	0	1
<i>Bucranium taurifrons</i> O. Pickard-Cambridge, 1881	1	0	1	2
<i>Tmarus</i> sp.1	1	6	25	32
<i>Tmarus</i> sp.2	0	1	3	4
<i>Tmarus</i> sp.3	0	0	1	1
<i>Tobias</i> sp.1	6	2	7	15
Trachelidae				
<i>Trachelas</i> sp.1	0	0	3	3
<i>Trachelas</i> sp.2	1	2	6	9
Uloboridae				
<i>Miagrammopes rubripes</i> Mello- Leitão, 1949	190	167	75	432
<i>Miagrammopes</i> sp.1	12	33	5	50
<i>Philoponella republicana</i> Simon, 1891	67	21	12	100
<i>Philoponella</i> sp.1	80	18	3	101
<i>Philoponella</i> sp.2	21	8	3	32

Continua

Tabela 1. Continuação.

Família	Fragmento florestal			Total
	Rural	Peri urbano	Urbano	
<i>Uloborus</i> aff. <i>penicillatus</i>	40	31	14	85
<i>Uloborus</i> sp.1	1	2	0	3
<i>Uloborus</i> sp.2	26	13	8	47
<i>Uloborus</i> sp.3	10	6	4	20
Abundância total	840	543	466	1849
Número total de espécies	71	76	80	227
Número de espécies exclusivas	7	16	20	43

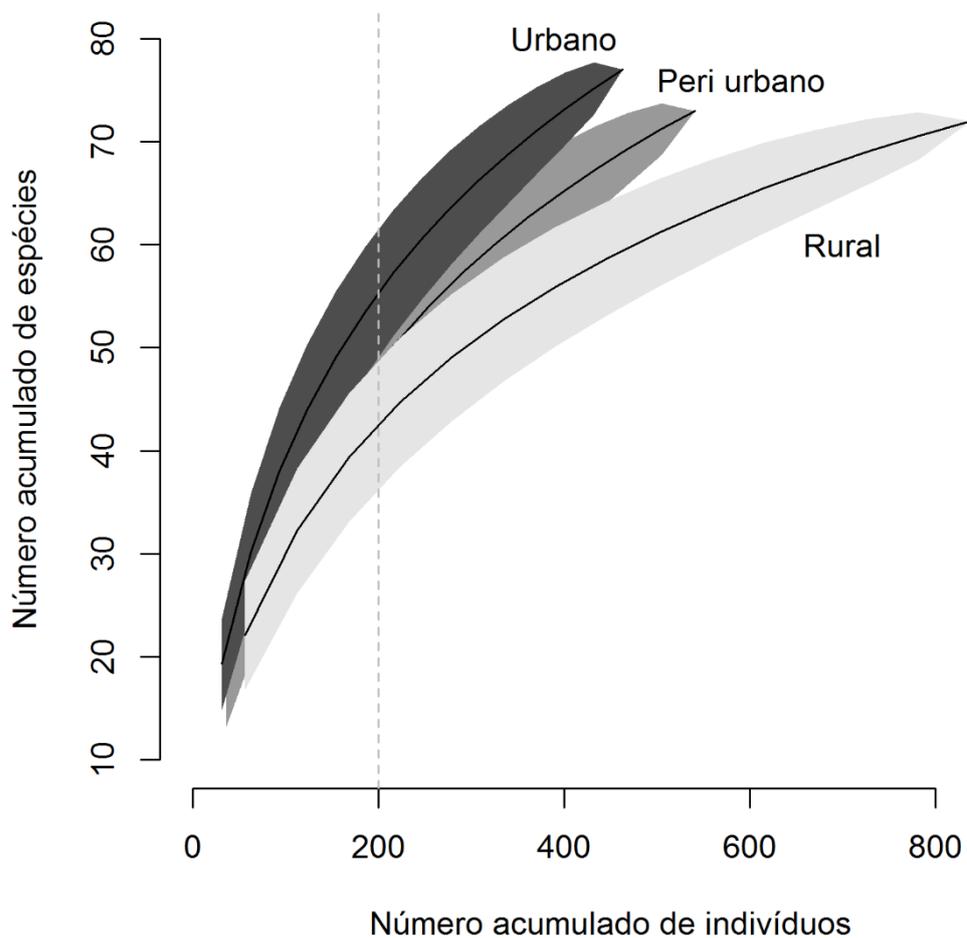


Figura 2. Curvas de acúmulo de espécies obtidas por rarefação para aranhas no estrato arbustivo de fragmentos florestais distribuídos em um gradiente urbano-rural. A linha tracejada indica o limiar do tamanho amostral para a sobreposição dos intervalos de confiança (representados pelos polígonos em tons de cinza) das curvas em ambiente rural e urbano.

### *Variação na composição de espécies (diversidade beta)*

A variação em composição de espécies de aranhas foi resumida pela ordenação das amostras em duas dimensões por NMDS (stress = 0,25,  $R^2 = 0,95$ ,  $p < 0,01$ ) (Figura 3). Essa variação foi significativa tanto entre áreas urbanas, periféricas e rurais (Pillai = 0,56,  $p < 0,01$ , Gl = 2 e 60) quanto entre fragmentos individuais (Pillai = 1,01,  $p < 0,01$ , Gl = 12 e 60) em um modelo de análise de variância multivariada. Assim a comunidade de aranhas difere entre os níveis do gradiente (urbano, periferia urbana e rural) e também entre os fragmentos amostrados independentemente do gradiente urbano-rural.

### *Estratificação vertical da vegetação*

Os dois primeiros eixos de uma análise de componentes principais (PCA por correlações) explicaram 74% da variância na densidade da folhagem em quatro estratos verticais da vegetação até 2 m de altura do solo (Figura 4). O aumento em densidade da folhagem nos três estratos superiores foi recuperado principalmente pelo primeiro eixo da PCA (correlações de 0,77, 0,73 e 0,77 com a densidade de folhagem nos estratos 51-100 cm, 101-150 cm e 151-200 cm, respectivamente). O segundo eixo representou forte associação com o nível inferior na estratificação vertical da vegetação (0,75 de correlação com a densidade da folhagem no estrato de 0-50 cm).

A composição da comunidade de aranhas não foi explicada pela estratificação vertical da vegetação, pois nenhum dos dois primeiros eixos da PCA apresentou relação significativa com a estruturação da comunidade por NMDS (primeiro eixo: Pillai = 0,04,  $p = 0,58$ , Gl = 1 e 27; segundo eixo: Pillai = 0,13,  $p = 0,15$ , Gl = 1 e 27), independentemente da variação entre tipos de fragmentos no gradiente urbano-rural e entre fragmentos individuais (respectivamente, Pillai = 0,60,  $p < 0,01$ , Gl = 2 e 56 e Pillai = 1,05,  $p < 0,01$ , Gl = 12 e 56), em um novo modelo de análise de variância multivariada.

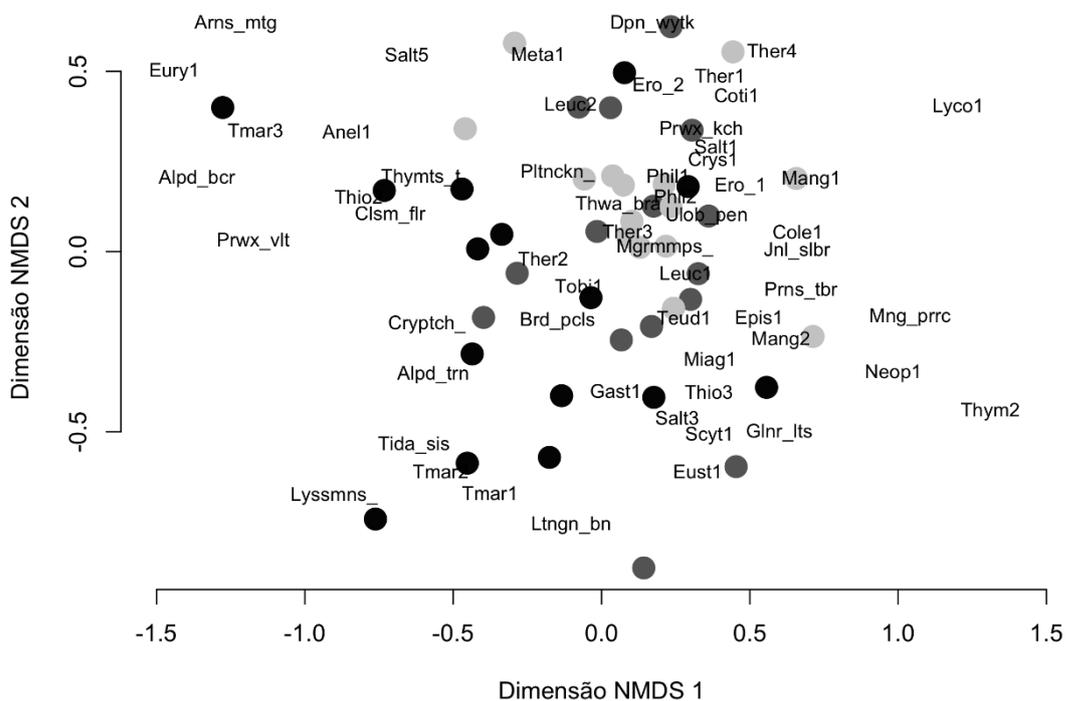


Figura 3. Ordenação das amostras da comunidade de aranhas por escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS). As amostras foram obtidas em 15 fragmentos em área urbana (pontos pretos), periférica (cinza escuro) e rural (cinza claro) de Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil. A contribuição relativa (“loadings”) das espécies mais abundantes de aranhas para a ordenação estão indicadas pela abreviação dos seus nomes (veja suplemento).

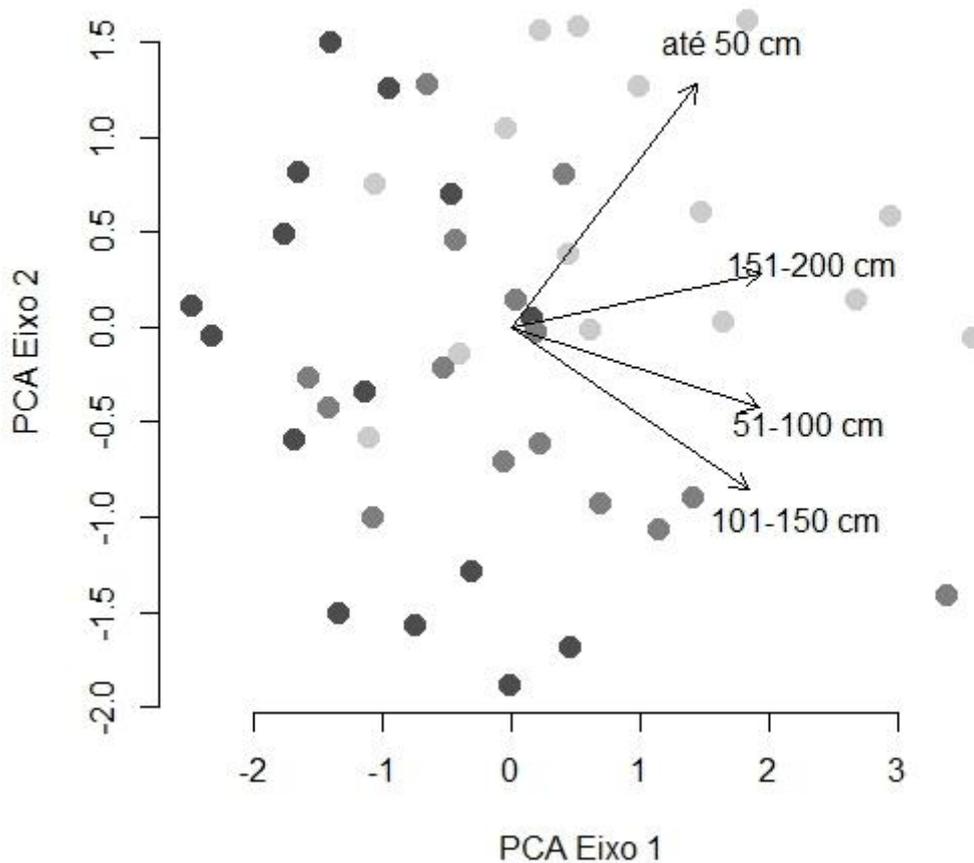


Figura 4. Variação na estratificação vertical da vegetação representada pela ordenação de amostras da densidade da folhagem (até 2 m de altura do solo) por análise de componentes principais (PCA). Os eixos da PCA foram extraídos considerando-se as relações entre a densidade da folhagem em quatro extratos verticais de 50 cm (as setas indicam a correlação desses estratos com o plano da ordenação). Amostras em 15 fragmentos florestais na área urbana (pontos pretos), periférica (cinza escuros) e rural (cinza claro) do município de Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil.

### *Paisagem*

Para caracterizar a paisagem consideramos as proporções de área ocupada por cinco elementos: vegetação, área úmida, área com atividade agropastoril, solo exposto e superfície dura. As áreas urbanas foram dominadas pelo elemento superfície dura, enquanto as áreas de periferia urbana e rurais foram predominantemente compostas por atividade agropastoril (Tabela 2).

A composição da paisagem foi representada pela ordenação dos fragmentos florestais pelos dois primeiros eixos da PCA (69% de variância explicada) para as correlações entre as proporções dos elementos da paisagem (Figura 5). O primeiro eixo de uma PCA por correlações entre as proporções desses elementos da paisagem recuperou principalmente a variação em dois deles: positivamente com a proporção de superfícies duras e negativamente com a proporção de área com atividade agropastoril (respectivamente 0,93 e 0,93 de correlação). Isso separou os fragmentos em área urbana dos demais (Figura 5). Entretanto, a proporção de solo exposto variou de forma independente ao primeiro eixo da PCA, com forte associação negativa com o segundo eixo da PCA (correlação de -0,86).

A composição da comunidade de aranhas obtida pela ordenação das amostras em duas dimensões por NMDS (stress = 0,12,  $R^2$  não métrico = 0,99,  $p < 0,01$ ) não foi explicada pela composição da paisagem ao redor dos fragmentos, pois nenhum dos componentes da PCA apresentou relação significativa com a estrutura da comunidade por NMDS (primeiro eixo: Pillai = 0,05,  $p = 0,80$ ,  $G1 = 1$  e 8; segundo eixo: Pillai = 0,37,  $p = 0,14$ ,  $G1 = 1$  e 8). No entanto, nesse modelo de análise de variância multivariada, a composição de espécies continuou a apresentar diferença significativa entre as categorias dos fragmentos no gradiente urbano-rural e entre os fragmentos individuais

(respectivamente, Pillai = 0,77,  $p = 0,048$ ,  $Gl = 2$  e 18 e Pillai = 0,51,  $p = 0,049$ ,  $Gl = 1$  e 8), independentemente da composição da paisagem circundante.

Tabela 2. Resumo estatístico (mínimo, máximo, 1º e 3º quartis, média e mediana) para as porcentagens dos componentes da paisagem em buffers de 1.000 m em 15 fragmentos florestais na área urbana (n=5), periférica (n=5) e rural (n=5) de Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil.

Componentes da Paisagem		Fragmentos Florestais		
		Urbanos	Peri-urbanos	Rurais
Vegetação	Min:	7,63	6,39	12,78
	1º q:	10,16	7,18	15,89
	Mediana:	15,43	7,75	18,38
	Média:	14,95	13,44	20,09
	3º q:	17,27	17,30	20,78
	Máx:	24,27	28,59	21,64
Área úmida	Min:	0,00	0,00	0,00
	1º q:	0,00	9,18	9,09
	Mediana:	8,21	12,66	12,31
	Média:	7,59	15,67	12,36
	3º q:	12,58	24,21	17,17
	Máx:	17,17	32,31	23,24

Continua

Tabela 2. Continuação.

Componentes da Paisagem		Fragmentos Florestais		
		Urbanos	Peri-urbanos	Rurais
Atividade agropastoril	Min:	0,00	20,92	34,66
	1º q:	0,00	53,56	50,19
	Mediana:	0,00	59,24	57,07
	Média:	8,61	54,90	54,84
	3º q:	0,00	60,34	60,87
	Máx:	43,07	80,43	71,44
Solo exposto	Min:	2,54	7,73	0,00
	1º q:	3,47	8,79	0,00
	Mediana:	3,68	9,69	9,82
	Média:	6,35	13,58	12,69
	3º q:	7,26	12,39	15,78
	Máx:	14,81	29,29	37,86
Superfície dura	Min:	38,54	0,00	0,00
	1º q:	60,12	0,00	0,00
	Mediana:	60,91	0,00	0,00
	Média:	62,48	2,40	0,00
	3º q:	66,46	0,00	0,00
	Máx:	86,36	12,00	0,00

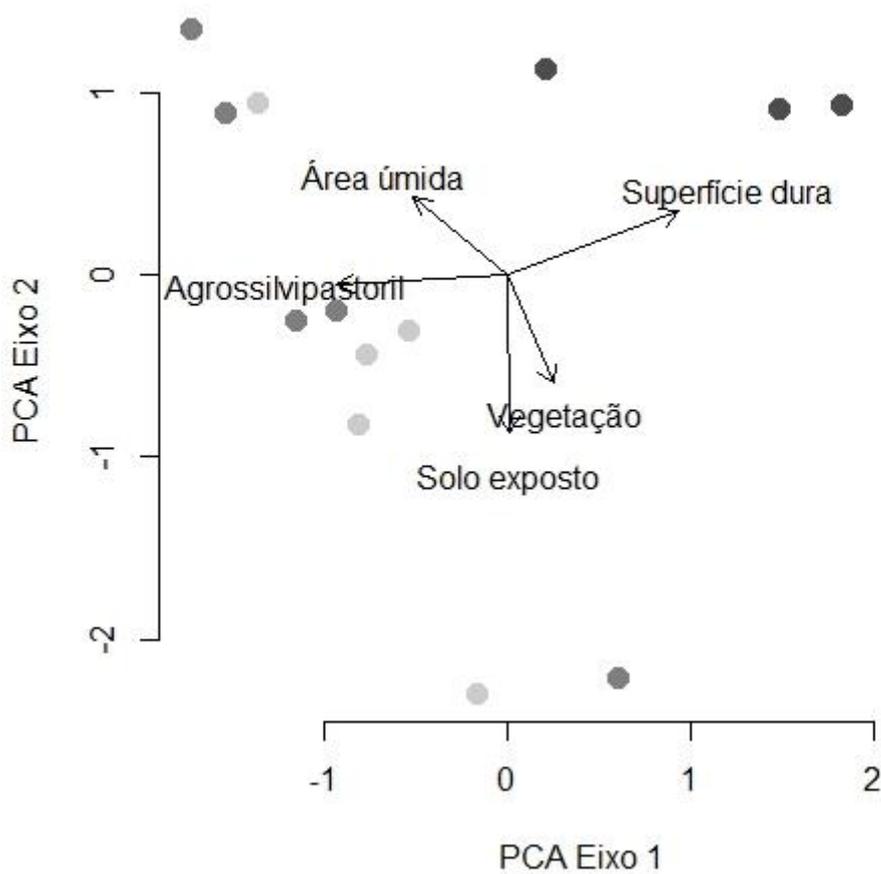


Figura 5. Ordenação de 15 fragmentos por análise de componentes principais (PCA) para a correlação entre elementos da paisagem. Esses fragmentos estavam distribuídos em área urbana (pontos pretos), periférica (cinza escuros) e rural (cinza claro) de Dourados, Mato Grosso do Sul, Brasil. As setas indicam as correlações dos elementos da paisagem com o plano de ordenação.

## Discussão

Mostramos que as áreas urbanas apresentam maior riqueza de espécies quando comparadas a áreas rurais. Os ecossistemas urbanos apresentam diversos tipos de habitats, tais como jardins, lotes vazios e fragmentos florestais, que representam refúgios de biodiversidade (Moorhead & Philpott 2013, Philpott et al. 2014, Otoshi et al. 2015). Esses refúgios podem colaborar para alta riqueza de espécies de aranhas nas cidades, uma vez que a matriz urbana apresenta maior diversidade de habitat que a matriz rural, circundada por monocultura.

Há espécies de aranhas que conseguem prosperar em ambientes urbanos, pois são espécies sinantrópicas adaptadas aos distúrbios característicos de áreas urbanas, os exploradores urbanos (Magura et al. 2010, Lowe et al. 2014). Os exploradores urbanos possuem um papel importante sobre a diversidade de aranhas nas cidades, uma vez que, por exemplo, são potenciais competidores para espécies nativas. Esse fato pode provocar uma substituição de espécies, fazendo com que as espécies menos adaptadas migrem para outras áreas, como áreas rurais, o que explica a alta diversidade beta ao longo do gradiente urbano-rural (Magura et al. 2010, Shochat et al. 2010, Vink et al. 2011, Kaltsas et al. 2014).

A menor riqueza de espécies encontrada em áreas rurais pode ser explicada pela alta produtividade e disponibilidade de água ao longo do ano, pois nessas áreas a sazonalidade é neutralizada pela atividade agrícola que proporciona maior estabilidade ambiental, independente da época. Essas condições contínuas no habitat favorecem espécies altamente competitivas em detrimento daquelas que não conseguem coexistir em tais condições e acabam se restringindo a locais onde possam competir por recursos, como os fragmentos florestais cercados pelos campos agrícolas. No entanto a competição dentro

desses fragmentos pode ser muito elevada devido a escassez de recursos provocada pelo isolamento dos mesmos, que estão cercados por uma matriz homogênea e inóspita a espécies menos adaptadas, colaborando para que a diversidade seja menor em áreas rurais que urbanas (Shochat et al. 2004).

Outros fatores que colaboram para o menor número de espécies em áreas rurais são o manejo intensivo do solo e o uso de agrotóxicos utilizados que apresentam efeito negativo sobre a biodiversidade, tais como diminuição de áreas com vegetação nativa, destruição de micro-habitat, mortalidade e alterações fisiológicas e comportamentais (Rossi et al. 2010, Costantini 2015). As modificações constantes presentes em campos agrícolas provocam grandes perturbações ambientais que favorecem espécies generalistas em detrimento daquelas que são sensíveis a modificações no ambiente, como as espécies especialistas de habitat (Magura et al. 2010, Lo-Man-Hung et al. 2011, Horváth et al. 2012).

Outro fator importante na determinação da composição de espécies ao longo do gradiente urbano-rural é a capacidade de dispersão das espécies que compõem a comunidade de aranhas, pois nem todas as espécies possuem o mesmo poder de dispersão (Rodríguez-Artigas et al. 2016). As espécies especialistas de habitat são desfavorecidas pelo baixo poder de dispersão por balonismo, enquanto as generalistas apresentam maior capacidade de dispersão. Assim, a fragmentação de habitats ganha destaque para explicar diferença na composição de espécies ao longo do gradiente urbano-rural, pois o isolamento entre os fragmentos pode representar uma barreira para especialistas de habitat, as quais não conseguem alcançar pontos muito distantes apesar do balonismo e tornam-se restritas à determinadas áreas (Bonte et al. 2003, Bell et al. 2005, Rodríguez-Artigas et al. 2016).

A determinação da composição de espécies é frequentemente relacionada a influência da estrutura da vegetação sobre a diversidade de aranhas (Madre et al. 2013, Otoshi et al. 2015, Štokmane & Spunģis 2016). No entanto mostramos que a estratificação vertical da vegetação não influencia significativamente a composição da araneofauna no gradiente urbano-rural. A grande diversidade no uso de habitat da araneofauna colabora para a diluição do efeito da vegetação quando comparamos toda a comunidade (Rodrigues et al. 2014).

Além disso, é importante destacar que a influência da vegetação está relacionada ao estágio sucessional e ao tipo de bioma (Nogueira et al. 2006, Pinto-Leite et al. 2008, Torma et al. 2014). Desse modo, a ausência de influência da vegetação sobre a araneofauna pode estar relacionada à similaridade da estrutura vegetal encontrada nos fragmentos, os quais possuem o mesmo tipo de formação vegetal, Floresta Residual Semidecidual Aluvial e Cerrada (Instituto do Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul 2015). E ainda, boa parte dos fragmentos deste estudo são constituídos por florestas ripárias, as quais apresentam uma estrutura vegetal que não tem efeito sobre a comunidade de aranhas (Rodrigues et al. 2014).

A composição da paisagem representa um aspecto relevante para a determinação da araneofauna, uma vez que a heterogeneidade da matriz circundante dos fragmentos representa maior complexidade vegetal e conseqüentemente, maior disponibilidade de recursos alimentares, resultando assim em uma comunidade com maior diversidade (Clough et al. 2005, Jiménez-Valverde & Lobo 2007, Axmacher et al. 2009). No entanto, mostramos que a comunidade de aranhas não respondeu a composição da paisagem, o que pode ser explicado pela homogeneidade nos tipos de uso do solo encontrados na região do estudo, pois a matriz urbana foi predominantemente dominada por superfície dura, enquanto a matriz rural foi fortemente representada por atividade agropastoril.

Adicionalmente a essa homogeneidade da paisagem, é importante destacar as longas distâncias de dispersão alcançadas por aranhas de diversas espécies. As distâncias atingidas são altamente dependentes de fatores climáticos, tais como temperatura e velocidade do vento. No verão, devido as altas temperaturas e baixa velocidade do vento, o balonismo de imaturos ocorre com maior frequência. Temperaturas superiores à 19° C favorecem esse tipo de dispersão e a região deste estudo apresenta temperatura média de 23° C o que pode ter facilitado a dispersão de aranhas entre os fragmentos. Além disso, o balonismo é favorecido por velocidade média do vento abaixo de 4 ms<sup>-1</sup> e a velocidade média do vento na região do estudo é de 1,68 ms<sup>-1</sup>, outro fator favorável a dispersão por balonismo (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária 2008, Simonnaeu et al. 2016). Dessa maneira, a combinação de temperaturas altas e baixa velocidade do vento pode ser um aspecto relevante para a dispersão desses organismos, que supera a relevância dos fatores relacionados a paisagem.

### *Conclusão*

A urbanização, acessada neste estudo pelo gradiente urbano-rural de distribuição espacial dos fragmentos florestais, funciona como um filtro ambiental para comunidade de aranhas, cuja composição de espécies não responde a estrutura local da vegetação e nem a variação dos componentes de paisagem que circunda os fragmentos.

### **Literatura citada**

Axmacher JA, Brehm G, Hemp A, Tünte H, Lyarruu HVM, Müller-Hohenstein K & Fiedler K. 2009. Determinants of diversity in afro-tropical herbivorous insects (Lepidoptera: Geometridae): plant diversity, vegetation structure or abiotic factors? *Journal of Biogeography* 36: 337-349.

- Baldissera R, Rodrigues ENL & Hartz SM. 2012. Metacommunity composition of web-spiders in a fragmented Neotropical Forest: relative importance of environmental and spatial effects. *Plos One* 7: 1-10.
- Braaker S, Ghazoul J, Obrist MK & Moretti M. 2014. Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology* 95: 1010-1021.
- Becerra JX. 2015. On the factors that promote the diversity of herbivorous insects and plants in tropical forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 12: 6098-6103.
- Bell JR, Bohan DA, Shaw EM & Weyman GS. 2005. Ballooning dispersal using silk: world fauna, phylogenies, genetics and models. *Bulletin of Entomological Research* 95: 69-114.
- Bennett AB & Lovell ST. 2014. A comparison of arthropod abundance and arthropod mediated predation services in urban green spaces. *Insect Conservation and Diversity* 7: 405-412.
- Bonte D, Vandenbroecke N, Lens L & Maelfait JP. 2003. Low propensity for aerial dispersal in specialist spiders from fragmented landscapes. *The Royal Society* 270: 1601-1607.
- Bucher R & Entling MH. 2011. Contrasting effects of habitat fragmentation, population density, and prey availability on body condition of two orb-weaving spiders. *Ecological Entomology* 36: 680-685.
- Buchholz S, Tietze H, Kowarik I & Schirmel J. 2015. Effects of a major tree invader on urban woodland arthropods. *Plos One* 10: 1-15.

- Burkman CE & Gardiner MM. 2015. Spider assemblages within greenspaces of a deindustrialized urban landscape. *Urban Ecosystems* 18: 793-818.
- Clough Y, Kruess A, Kleijn D & Tschardt T. 2005. Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. *Journal Biogeography* 32: 2007-2014.
- Costantini D. 2015. Land-use changes and agriculture in the tropics: pesticides as an overlook threat to wildlife. *Biodiversity and Conservation* 24: 1837-1839.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2008. Disponível em: <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/37989/1/DOC200892.pdf>. Acesso em 20 de dezembro de 2016, às 10:37 hs.
- Gomes V, Ribeiro R & Carretero MA. 2011. Effects of urban habitat fragmentation on common small mammals: species versus communities. *Biodiversity and Conservation* 20: 3577-3590.
- Horváth R, Magura T & Tóthmérész B. 2012. Ignoring ecological demands masks the real effect of urbanization: a case study of ground-dwelling spiders along a rural-urban gradient in a lowland forest in Hungary. *Ecological Research* 27: 1069-1077.
- Instituto de Meio Ambiente do Mato Grosso do Sul. 2015. Disponível em: [http://www.semade.ms.gov.br/wpcontent/uploads/sites/20/2015/03/regiao\\_da\\_grande\\_dourados\\_caderno\\_geoambiental.pdf](http://www.semade.ms.gov.br/wpcontent/uploads/sites/20/2015/03/regiao_da_grande_dourados_caderno_geoambiental.pdf). Acesso em 24 de outubro de 2016, às 18:15 hs.

- Jiménez-Valverde A & Lobo JM. 2007. Determinants of local spider (Araneidae and Thomisidae) species richness on a regional scale: climate and altitude vs. habitat structure. *Ecological Entomology* 32: 113-122.
- Kaltsas D, Panayiotou E, Chatzaki M & Mylonas M. 2014. Ground spider assemblages (Araneae: Gnaphosidae) along an urban-rural gradient in the city of Heraklion, Greece. *European Journal of Entomology* 111: 59-67.
- Legendre L & Legendre P. 2012. *Numerical Ecology*. 3<sup>rd</sup> Edition, Springer, Amsterdam. 887 pp.
- Lo-Man-Hung N, Marichal R, Candiani DF, Carvalho LS, Indicatti RP, Bonaldo AB, Cobo DHR, Martinez AF, Tselouiko S, Praxedes C, Brown G, Velasquez E, Decaëns T, Oszwald J, Martins M & Lavelle P. 2011. Impact of different and management on soil spiders (Arachnida: Araneae) in two Amazonian areas of Brazil and Colombia. *The Journal of Arachnology* 39: 296-302.
- Lowe EC, Wilder SM & Hochuli DF. 2014. Urbanisation at multiple scales is associated with larger size and higher fecundity of an orb-weaving spider. *Plos One* 9: 1-8.
- Madre F, Vergnes A, Machon N & Clergeau P. 2013. A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods. *Ecological Engineering* 57: 109-117.
- Magura T, Horváth R & Tóthmérész B. 2010. Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. *Landscape Ecology* 25: 621-629.
- Moorhead LC & Philpott SM. 2013. Richness and composition of spiders in urban green spaces in Toledo, Ohio. *The Journal of Arachnology* 41: 356-363.

- Nogueira AA, Pinto-da-Rocha R & Brescovit AD. 2006. Comunidade de aranhas orbitelas (Araneae, Arachnida) na região da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 2: 1-24.
- Oksanen J, Blanchet FG, Friendly M, Legendre RKP, McGlinn D, Minchin PR, O'Hara RB, Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Szoecs E & Wagner E. 2016. *vegan*: Community Ecology Package. R package version 2.4-1. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Otoshi MD, Bichier P & Philpott SM. 2015. Local and landscape correlates of spider activity density and species richness in urban gardens. *Environmental Entomology* 44: 1043-1051.
- Philpott SM, Cotton J, Bichier P, Friedrich RL, Moorhead LC, Uno S & Valdez M. 2014. Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosystems* 17: 513-532.
- Pinto-Leite CM, Guerrero AC & Brazil TK. 2008. Non-random patterns of spider species composition in an Atlantic rainforest. *The Journal of Arachnology* 36: 448-452.
- Prefeitura de Dourados. 2015. Disponível em: <http://www.dourados.ms.gov.br/index.php/cidade-de-dourados/>. Acesso em 29 de novembro de 2016, às 08:58 hs.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

- Reis E, López-Iborra GM & Pinheiro RT. 2012. Changes in bird species richness through different levels of urbanization: implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landscape and Urban Planning* 107: 31-42.
- Rodrigues ENL, Mendonça Jr MS & Costa-Schmidt LN. 2014. Spider diversity responds strongly to edge effects but weakly to vegetation structure in riparian forests of Southern Brazil. *Arthropod-Plant Interactions* 8: 123-133.
- Rodriguez-Artigas SM, Ballester R & Corronca JA. 2016. Factors that influence the beta-diversity of spider communities in northwestern Argentinean Grasslands. *PeerJ* 4: 2-19.
- Rossi JP, Celini L, Mora P, Mathieu J, Lapied E, Nahmani J, Ponge JF & Lavelle P. 2010. Decreasing fallow duration in tropical slash-and-burn agriculture alters soil macroinvertebrate diversity: a case study in southern French Guiana. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135: 148-154.
- Sattler T, Duelli P, Obrist MK, Arlettaz R & Moretti M. 2010. Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology* 25: 941-954.
- Schüepp C, Herrmann JD, Herzog F & Schmidt-Entling MH. 2011. Differential effects of habitat isolation and landscape composition on wasp, bees, and their enemies. *Oecologia* 165: 713- 721.
- Simonneau M, Courtial C & Pétilon J. 2016. Phenological and meteorological determinants of spider ballooning in an agricultural landscape. *Comptes Rendus Biologies* 339: 408-416.

- Shochat E, Stefanov WL, Whitehouse MEA & Faeth SH. 2004. Urbanization and spider diversity: influences of human modification of habitat structure and productivity. *Ecological Applications* 14: 268-280.
- Shochat E, Lerman SB, Anderies JM, Warren PS, Faeth SH & Nilon CH. 2010. Invasion, competition, and biodiversity loss in urban ecosystems. *BioScience* 60:199-208.
- Štokmane M & Spunģis V. 2016. The influence of vegetation structure on spider species richness, diversity in community organization in the Apšuciems calcareous fen, Latvia. *Animal Biodiversity and Conservation* 39.2: 221-236.
- Torma A, Gallé R & Bozsó M. 2014. Effects of habitat and landscape characteristics on the arthropod assemblages (Araneae, Orthoptera, Heteroptera) of sand grassland remnants in Southern Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 196: 42-50.
- Vink CJ, Derraik JGB, Phillips CB & Sirvid PJ. 2011. The invasive Australian redback spider, *Latrodectus hasseltii* Thorell 1870 (Araneae: Theridiidae): current and potential distributions, and likely impacts. *Biological Invasions* 13: 1003-1019.

Suplemento: Abreviações para os nomes das espécies (ou morfoespécies) de aranhas.

(morfo)espécie	abreviação
<i>Acacesia</i> sp.1	Acac1
<i>Acentroscelus albipes</i>	Acntrsc_
<i>Achaearanea trapezoidalis</i>	Achrn_tr
<i>Achaearanea</i> sp.1	Acha1
<i>Achaearanea</i> sp.2	Acha2
<i>Agyneta</i> sp.1	Agyn1
<i>Alpaida truncata</i>	Alpd_trn
<i>Alpaida bicornuta</i>	Alpd_bcr
<i>Anelosimus</i> sp.1	Anel1
<i>Aphantochilus rogersi</i>	Aphntch_
<i>Araneus guttatus</i>	Arns_gtt
<i>Araneus matogrosso</i>	Arns_mtg
<i>Breda apicalis</i>	Brd_pcls
<i>Bucranium taurifrons</i>	Bcrnm_tr
<i>Castianeira</i> sp.1	Cast1
<i>Chrysometa</i> sp.1	Crys1
<i>Chryso pulcherrima</i>	Chryss_p
<i>Coleosoma floridanum</i>	Clsm_flr
<i>Coleosoma</i> sp.1	Cole1
<i>Coleosoma</i> sp.2	Cole2
<i>Corinna</i> sp.1	Cori1
<i>Corythalia</i> sp.1	Cory1

<i>Cotinusa</i> sp.1	Coti1
<i>Cryptachaea hirta</i>	Cryptch_
<i>Cyclosa tapetifaciens</i>	Cycls_tp
<i>Deinopsis</i> sp.1	Dein1
<i>Dipoena woytkowskii</i>	Dpn_wytk
<i>Dipoena</i> sp.1	Dipo1
<i>Dipoena</i> sp.2	Dipo2
<i>Dipoena</i> sp.3	Dipo3
<i>Dipoena</i> sp.4	Dipo4
<i>Epicadinus</i> sp.1	Epic1
<i>Episinus</i> sp.1	Epis1
<i>Ero</i> sp.1	Ero_1
<i>Ero</i> sp.2	Ero_2
<i>Ero</i> sp.3	Ero_3
<i>Ero</i> sp.4	Ero_4
<i>Euryopsis</i> sp.1	Eury1
<i>Eustala</i> sp.1	Eust1
<i>Eustala</i> sp.2	Eust2
<i>Faiditus amplifrons</i>	Fdts_mpl
<i>Faiditus convolutes</i>	Fdts_cnv
<i>Gastromicans</i> sp.1	Gast1
<i>Gelanor latus</i>	Glnr_lts
<i>Lycosidae</i> sp.1	Lyco1
<i>Hamataliwa</i> sp.1	Hama1
<i>Janula salobrensis</i>	Jnl_slbr

<i>Latonigena beni</i>	Ltngn_bn
<i>Leucauge</i> sp.1	Leuc1
<i>Leucauge</i> sp.2	Leuc2
<i>Lyssomanes pauper</i>	Lyssmns_
<i>Maeota dichrura</i>	Mt_dchrr
<i>Mangora</i> aff. <i>melanocephala</i>	Mang_mel
<i>Mangora</i> sp.1	Mang1
<i>Mangora</i> sp.2	Mang2
<i>Manogea porracea</i>	Mng_prrc
<i>Mesabolivar</i> sp.1	Mesa1
<i>Metagonia</i> sp.1	Meta1
<i>Metazygia yobena</i>	Mtzyg_yb
<i>Miagrammopes rubripes</i>	Mgrmmps_
<i>Miagrammopes</i> sp.1	Miag1
<i>Micrathena horrida</i>	Mcrthn_h
<i>Micrathena nigrichelis</i>	Mcrthn_n
<i>Micrathena plana</i>	Mcrthn_p
<i>Neopisinus</i> sp.1	Neop1
<i>Noegus</i> aff. <i>uncatus</i>	Noeg_unc
<i>Parawixia kochi</i>	Prwx_kch
<i>Parawixia velutina</i>	Prwx_vlt
<i>Philoponella republicana</i>	Phlpnll_
<i>Philoponella</i> sp.1	Phil1
<i>Philoponella</i> sp.2	Phil2
<i>Platnickina mneon</i>	Pltnckn_

<i>Polybetes</i> sp.1	Poly1
<i>Pronous tuberculifer</i>	Prns_tbr
<i>Rhomphaea</i> sp.1	Rhom1
Salticidae sp.1	Salt1
Salticidae sp.2	Salt2
Salticidae sp.3	Salt3
Salticidae sp.4	Salt4
Salticidae sp.5	Salt5
Salticidae sp.6	Salt6
Salticidae sp.7	Salt7
Salticidae sp.8	Salt8
Salticidae sp.9	Salt9
Salticidae sp.10	Salt10
Salticidae sp.11	Salt11
<i>Scopocira tenella</i>	Scpcr_tn
<i>Scytodes</i> sp.1	Scyt1
<i>Teudis</i> sp.1	Teud1
<i>Theridion</i> sp.1	Ther1
<i>Theridion</i> sp.2	Ther2
<i>Theridion</i> sp.3	Ther3
<i>Theridion</i> sp.4	Ther4
<i>Thiodina</i> sp.1	Thio1
<i>Thiodina</i> sp.2	Thio2
<i>Thiodina</i> sp.3	Thio3
<i>Thwaitesia</i> aff. <i>bracteata</i>	Thwa_bra

<i>Thymoites</i> sp.2	Thym2
<i>Thymoites taiobeiras</i>	Thymts_t
<i>Tidarren</i> aff. <i>sisyphoides</i>	Tida_sis
<i>Tmarus</i> sp.1	Tmar1
<i>Tmarus</i> sp.2	Tmar2
<i>Tmarus</i> sp.3	Tmar3
<i>Tobias</i> sp.1	Tobi1
<i>Trachelas</i> sp.1	Trac1
<i>Trachelas</i> sp.2	Trac2
<i>Uloborus</i> aff. <i>penicillatus</i>	Ulob_pen
<i>Uloborus</i> sp.1	Ulob1
<i>Uloborus</i> sp.2	Ulob2
<i>Uloborus</i> sp.3	Ulob3
<i>Verrucosa meridionalis</i>	Vrrcs_mr
<i>Wagneriana transitoria</i>	Wgnm_tr
<i>Wixia</i> sp.1	Wixi1

---