

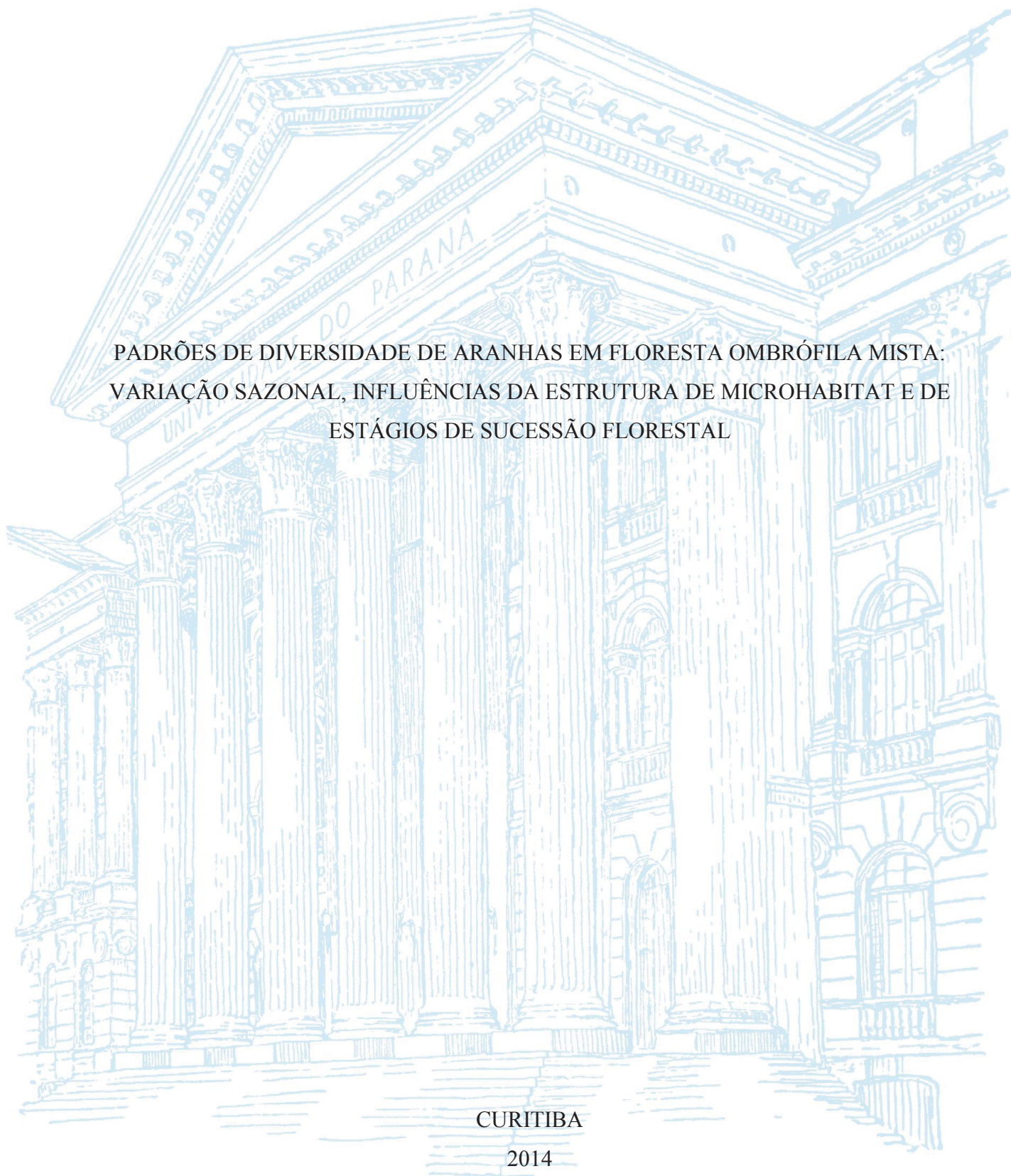
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JANAEL RICETTI

PADRÕES DE DIVERSIDADE DE ARANHAS EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA:
VARIAÇÃO SAZONAL, INFLUÊNCIAS DA ESTRUTURA DE MICROHABITAT E DE
ESTÁGIOS DE SUCESSÃO FLORESTAL

CURITIBA

2014



JANAEL RICETTI

PADRÕES DE DIVERSIDADE DE ARANHAS EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA:
VARIAÇÃO SAZONAL, INFLUÊNCIAS DA ESTRUTURA DE MICROHABITAT E DE
ESTÁGIOS DE SUCESSÃO FLORESTAL

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas, área de concentração Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. Mario Antonio Navarro da Silva

CURITIBA

2014

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Telma Terezinha Stresser de Assis –CRB/9-944)

Ricetti, Janael

Padrões de diversidade de aranhas em floresta ombrófila mista: variação sazonal, influências da estrutura de microhabitat e de estágios de sucessão florestal. / Janael Ricetti. – Curitiba, 2014.

144 p. : il. ; 30cm.

Orientador: Mario Antonio Navarro da Silva

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

1. Sazonalidade. 2. Aranha. 3. Florestas. I. Título. II. Silva, Mario Antonio Navarro da. III. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Zoologia.

CDD (20. ed.) 595.44



Ministério da Educação
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Setor de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação Zoologia



TERMO DE APROVAÇÃO

Janael Ricetti

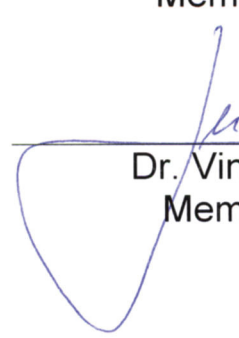
“Padrões de Diversidade de Aranhas em Floresta Ombrófila Mista: Variação Sazonal, Influências da Estrutura de Microhabitat e de Estágios de Sucessão Florestal”


Tese aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Zoologia, do Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, pela seguinte Comissão Examinadora:


Dr. Mario Antônio Navarro da Silva
Orientador


Dr. Antonio Domingos Brescovit
Membro Externo


Dr. Everton Nei Lopes Rodrigues
Membro Externo


Dr. Vinícius Abilhôa
Membro Interno


Dr. Rodrigo dos Santos M. Feitosa
Membro Interno

Curitiba, 27 de Junho de 2014

Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas - Zoologia/UFPR
Setor de Ciências Biológicas - Departamento de Zoologia
Caixa Postal 19020 - CEP 81531-980 - Curitiba - Paraná
Telefone/FAX +55 (041) 3361-1641**

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por terem me ensinado a ver o mundo de um ponto de vista lógico e racional, por mostrarem a insignificância do homem perante a natureza, por instigar em mim a curiosidade sobre a vida na Terra e por apoiar incondicionalmente minha carreira como biólogo.

Aos meus amigos, pela companhia e apoio em muitos momentos de necessidade durante os quatro anos que culminaram neste manuscrito, representando uma segunda família.

Aos biólogos, que foram à floresta à noite, na chuva, no frio, na geada, no calor, na lama... para ajudar um colega entusiasta, Dr. Arthur Ângelo Bispo de Oliveira, M.Sc. Darlene Gonçalves, Dr. Carlos Eduardo Conte, Dr. David Candiani, M.Sc. Nancy Lo Man Hung, Biol. Thiago Brobio, M.Sc. Bruno Vinicius Bastos Rodrigues, M.Sc. Maria Rita Poeta, M.Sc. Daniella Franzóia Moss e muitos outros que tiveram envolvimento com meu projeto.

Aos taxonomistas Dr. Antônio Brescovit, Dra. Cristina Rheims, Dr. David Candiani, Mestre Nancy Lo Man Hung, M.Sc. William Paredes Munguia, M.Sc. Bruno Vinicius Bastos Rodrigues, M.Sc. Maria Rita Poeta, Dr. Arno Lise. Dra. Maria Aparecida Costa, Dra. Erica Buckup, Dr. Bernhard A. Huber, pelo auxílio na determinação dos espécimes.

Aos colaboradores proprietários e gerentes das reservas florestais, por terem permitido o acesso às áreas de estudo, auxiliado o trabalho e hospedagem, Dr. Mauricio Cesar Iung, Dr. Ricardo Augusto Ulhoa, Dr. Carlos Firkowski, Sr. Carlos dos Santos e em especial ao engenheiro florestal José Orlando Crema, por ter amigavelmente acolhido a equipe de pesquisadores no Sítio Sossego.

Aos professores Dra. Marta Luciane Fischer pelo incentivo ao desafio, desde meus primeiros passos nesta carreira e ao Dr. Mario Navarro, pela imprescindível capacidade motivadora, necessária para a conclusão deste trabalho.

Obrigado a todos!

RESUMO GERAL

O presente estudo teve como objetivo analisar a fauna de aranhas de remanescentes de floresta ombrófila mista, buscando detectar as variações sazonais da araneofauna, sua relação com o clima subtropical e com as mudanças no microhabitat ao longo da sucessão florestal. Um inventário em remanescentes florestais nos primeiro e segundo planaltos paranaenses, sul do Brasil, foi realizado em duas etapas através de armadilha de solo (pitfall-trap) e coletas manuais noturnas em quadrículas de 25m². Na primeira etapa foram realizadas coletas em cinco quadrículas por mês, durante doze meses, em um remanescente florestal em estágio avançado/primário de sucessão. Na segunda etapa foram realizadas coletas em vinte quadrículas em nove remanescentes florestais de diferentes idades, concentradas durante a primavera e o verão. Estes remanescentes foram classificados como estágios inicial, médio e avançado, com três réplicas por estágio. Foram coletados os dados de onze descritores de microhabitat das quadrículas. Os dados climáticos regionais foram obtidos através de estações meteorológicas e os dados de microclima, foram obtidos por registradores automáticos instalados dentro das áreas de estudo. Na primeira etapa foram obtidos 3.824 indivíduos e determinadas 204 espécies/morfoespécies divididas em 34 famílias. Na segunda etapa foram obtidos 12.075 indivíduos e determinadas 374 espécies/morfoespécies divididas em 41 famílias. Foram encontradas variações sazonais da abundância de aranhas jovens e adultas, assim como variações na riqueza. A estrutura da assembleia de aranhas esteve correlacionada com variações do clima e do microhabitat. A quantidade de vegetação herbácea e a configuração do dossel podem definir pontos com maior abundância e riqueza de aranhas em escala local, porém em escala de paisagem, a cobertura do dossel e os microclimas mais estáveis estão relacionados às menores abundância e riqueza. O tamanho e idade dos remanescentes influenciaram de forma conjunta a estrutura das assembleias de aranhas, mostrando que características intrínsecas das áreas suplantaram a classificação por estágio. A dissimilaridade taxonômica entre as áreas de estudo reflete complexidade da dinâmica de florestas secundárias e a importância da manutenção das mesmas. O tipo de floresta investigado é um dos mais ameaçados da Mata Atlântica, assim espera-se que o acréscimo de novos dados sobre sua biota sirva como parte das ferramentas necessárias para atribuir valor a este ecossistema, avaliar a perda de sua biodiversidade e delinear estratégias de conservação.

Palavras-chave: Floresta Atlântica. Riqueza. Abundância. Microclima. Floresta secundária.

GENERAL ABSTRACT

The aim of the present study was analyze the spider fauna in remnants of mixed ombrophilous forest, or Brazilian pine forest, and investigate seasonal variations and its relations with the subtropical climate and microhabitat structure through the forest succession process. A survey was carried in two phases in forests remnants in the Paraná plateaux, southern Brazil, using soil traps and nocturnal hand sampling, in 25m² sites. Primarily, the sampling was made monthly in five sites during twelve months, in an late succession stage remnant. Secondly, the sampling was made in twenty sites in nine forest remnants with different ages, during spring and summer. These remnants were grouped as early, medium and late successional stages, with three replicates for stage. Eleven microhabitat descriptors data were collected in the sites. The climate data were obtained in weather stations and the microclimate data were recorded using automatic data loggers inside the study areas. During the first phase 3,824 spiders were captured, comprising 204 species/morfoespecies in 34 families and in the second phase 12.075 spiders were captured, comprising 374 species/morfoespecies in 41 families. Total spider abundance was similar among seasons, but the abundance of juveniles and adults showed variation, with higher number of adults and species in the spring. Spider assemblage structure was correlated with climate and microhabitat variations. The herbaceous vegetation and canopy cover may define sites with higher abundance and richness in a local scale, although in a landscape scale the canopy cover and more stable microclimatic conditions are related with number of individuals and species. The forest patch size and age both have influenced the spider assemblage structure, revealing that the inherent characteristics of the remnants supplanted the classification per succession stage. The taxonomic distinctness among study areas showed the secondary forests dynamic complexity and the importance of preserving these sites. This forest type is one of the most threatened formation of the Atlantic Rainforest, thus new data on its biota can serve as part of the necessary tools to assign value to this ecosystem, evaluate the biodiversity loss and outline conservation strategies.

Key-words: Atlantic rainforest. Richness. Abundance. Microclimate. Secondary forest.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	8
Referências Bibliográficas.....	10
CAPÍTULO 1 Variação sazonal, influência do clima e da estrutura do microhabitat sobre a araneofauna (ARACHNIDA, ARANEAE) em Floresta Ombrófila Mista.....	17
Introdução.....	19
Material e Métodos.....	21
Resultados.....	26
Discussão.....	30
Referências Bibliográficas.....	38
ANEXO	72
CAPÍTULO 2 Influências de variáveis ambientais sobre a fauna de aranhas de remanescentes da Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de sucessão.....	79
Introdução.....	81
Material e Métodos.....	83
Resultados.....	89
Discussão.....	92
Referências Bibliográficas.....	97
ANEXO	117
Referências Totais.....	128

INTRODUÇÃO GERAL

Os artrópodes terrestres se destacam por formarem um dos grupos animais mais diversificados do planeta, envolvidos em inúmeros processos de manutenção dos ecossistemas (NEW 1995, VASCONCELOS & LAWRENCE 2005) por desempenharem papéis ecológicos como herbívoros, detritívoros e predadores (DIDHAM *et al.* 1996). Contudo, a degradação das florestas tropicais pode provocar impactos prolongados sobre este grupo de animais (NUMMELIN & ZILIHONA 2004). Dentre os diversos aspectos da degradação florestal, a fragmentação é apontada como os principais fatores responsáveis pela perda de espécies e redução de populações (LOVEJOY 1980).

Organismos predadores podem ser mais vulneráveis à extinção decorrente da alteração do hábitat por ocuparem níveis tróficos mais elevados (HOLT *et al.* 1999). Em consequência disso, artrópodes predadores concentram um alto grau de informação (ANDERSON 2000), servindo como foco de estudos sobre alterações ambientais na Região Tropical (BASSET *et al.* 2004). Apesar disso, para a ordem Araneae, os estudos sobre efeitos da perda de habitat e de variáveis ambientais ainda são iniciais na Região Neotropical, principalmente no caso de estudos sobre efeitos da paisagem.

Aranhas são predadoras dominantes em florestas tropicais (HÖFER & BRESCOVIT 2001) e consideradas um grupo mega-diverso (CODDINGTON & LEVI 1991). Atualmente são conhecidas 44.540 espécies no mundo (PLATNICK 2014) e o Brasil apresenta a maior diversidade de aranhas da Região Neotropical, com mais de 3.200 espécies (BRESCOVIT *et al.* 2011). Segundo RAUB *et al.* (2014), diversos inventários faunísticos padronizados da araneofauna foram realizados em florestas brasileiras, porém são necessário mais estudos que apresentem desenhos bem replicados (e.g. DIAS *et al.* 2005, BONALDO *et al.* 2007, BALDISSERA *et al.* 2008, LO-MAN-HUNG *et al.* 2008, PINTO-LEITE *et al.* 2008, RICETTI & BONALDO 2008, RODRIGUES *et al.* 2014).

A vegetação e o clima são fatores que afetam de maneira conjunta a riqueza e distribuição de espécies de aranhas (BELL *et al.* 1999, MACNETT & RYPSTRA 2000, MCREYNOLDS 2000, FINCH & SCHULDT 2008), o que faz desse grupo um bom modelo para estudos ecológicos. As influências climáticas podem ser indiretas, alterando o substrato vegetal do qual a araneofauna é dependente, mas também diretas, quando variações de temperatura, umidade e pluviosidade limitam a atividade dos indivíduos ou seus processos fisiológicos (FOELIX 1996, WAGNER *et al.* 2003, LENSING *et al.* 2006).

Assim, a ocorrência de variações temporais em populações de aranhas impulsionou a realização de estudos na tentativa de encontrar correlações entre a sazonalidade de aranhas com fatores abióticos (ROBINSON *et al.* 1974, UETZ 1975, HATLEY & LUBIN 1978, MACMAHON 1980, ARANGO *et al.* 2000, MINEO *et al.* 2010).

A vegetação e a serapilheira de florestas tropicais formam um substrato determinado pela composição florística e pelas condições climáticas locais (FACELLI & PICKETT 1991, PORTELA & SANTOS 2007), as quais respectivamente determinam a disponibilidade de espaço tridimensional no sub-bosque e a profundidade da serapilheira, conforme a velocidade de sua decomposição (PORTELA & SANTOS 2007). Assim, a estrutura do microhabitat disponível em florestas é fundamental para a araneofauna, por fornecer abrigo e locais para colonização (UETZ 1979), além da manutenção e disponibilidade de presas (RYPSTRA *et al.* 1986).

A alteração na vegetação durante o processo de sucessão florestal, devido à substituição de espécies de plantas (VAN BREUGEL *et al.* 2007), eleva a complexidade da vegetação, influenciando diretamente a estrutura do microhabitat. Dessa forma, é esperado que a araneofauna responda a essas alterações exibindo padrões de riqueza e abundância diferentes, assim como mudanças na composição de espécies (JOHNSON *et al.* 2010).

Os estudos que investigaram a influência da sucessão, realizados nas últimas décadas, foram concentrados em florestas e campos do hemisfério norte, demonstrando a existência de interações entre aranhas e atributos da vegetação desses ecossistemas (BULTMAN *et al.* 1982, MCIVER 1992, JOHNSON *et al.* 2010, SCHIRMEL *et al.* 2012), porém poucos estudos tiveram um desenho abordando a escala de paisagem, que permitissem avaliar efeitos do tamanho de fragmento, da matriz de entorno e conectividade (HURD & FAGAN 1992, OXBROUGH *et al.* 2005). No Brasil, os estudos sobre esse tema ainda são incipientes, mas apontaram a influência da regeneração florestal, na região sul da Mata Atlântica, sobre a abundância (BALDISSERA *et al.* 2008) e sobre a composição de espécies (RAUB *et al.* 2014), sem encontrar efeito de estágios de sucessão sobre a riqueza de espécies.

A Mata Atlântica é considerada uma das regiões de maior biodiversidade no planeta (MYERS *et al.* 2000) e teve sua área drasticamente reduzida (METZGER *et al.* 2009, RIBEIRO *et al.* 2009). Neste panorama alarmante do ponto de vista da conservação, a Floresta com Araucária ou Floresta Ombrófila Mista é uma das

subformações florestais mais ameaçadas da Mata Atlântica (CASTELLA & BRITZ 2004). Atualmente é representada por florestas secundárias que representam 30% da sua área original no estado do Paraná (BRITZ 2007). Levando em consideração a importância das formações secundárias e do processo de sucessão que prevalece nessa vegetação e o pequeno grau de conhecimento de sua araneofauna (BALDISSERA *et al.* 2008), o presente estudo teve como objetivo inventariar de forma padronizada a fauna de aranhas de remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, buscando detectar as variações sazonais da araneofauna, sua relação com o clima subtropical e com as mudanças no microhabitat ao longo da sucessão florestal.

Esta tese está dividida em dois capítulos. No primeiro capítulo a estrutura da assembleia de aranhas de um remanescente de floresta ombrófila mista em estágio de sucessão avançado é descrita e são testadas as hipóteses de que a diversidade da araneofauna está relacionada com as variações no microhabitat e que sua variação sazonal é correlacionada com variáveis abióticas ao longo de doze meses. No segundo capítulo são apresentadas as variações de abundância, riqueza e da composição de espécies de aranhas de nove remanescentes de floresta ombrófila mista, classificados nos estágios de sucessão inicial, médio e avançado e são testadas hipóteses de que a araneofauna é influenciada pelo microclima e o microhabitat florestal em escala local e regional.

Referências

- ALMEIDA-NETO, M.; G. MACHADO; R.P. ROCHA & A.A. GIARETTA. 2006. Harvestman species distribution along three neotropical elevational gradients: an alternative rescue effect to explain Rapoport's rule. **Journal of Biogeography** **33**: 361-375.
- ANDERSON, J.M. 2000. Food web functioning and ecosystem processes: problems and perceptions of scaling. In: *Invertebrates as Webmasters in Ecosystems* (eds D.C. Coleman & P.F.Hendrix) CABI Publishing, New York. 352 p.
- ARANGO, A.M.; V. RICO-GRAY & V. PARRA-TABLA. 2000. Population structure, seasonality, and habitat use by the green lynx spider *Peucetia viridans* (Oxyopidae) inhabiting *Cnidoscolus aconitifolius* (Euphorbiaceae). **Journal of Arachnology** **28** (2): 185-194.

- BALDISSERA, R.; G. GANADE; A.D. BRESCOVIT & S.M. HARTZ. 2008. Landscape mosaic of Araucaria forest and forest monocultures influencing understorey spider assemblages in southern Brazil. **Austral Ecology**, **33** (1): 45-54.
- BARLOW, J.; T.A. GARDNER; I.S. ARAUJO; T.C. AVILA-PIRES; A.B. BONALDO; J.E. COSTA; M.C. ESPOSITO; L.V. FERREIRA; J. HAWES; M.I.M. HERNANDEZ; M.S. HOOGMOED; R.N. LEITE; N.F. LO-MAN-HUNG; J.R. MALCOLM; M.B. MARTINS; L.A.M. MESTRE; R. MIRANDA-SANTOS; A.L. NUNES-GUTJAHR; W.L. OVERAL; L. PARRY; S.L. PETERS; M.A. RIBEIRO-JUNIOR; M.N.F. da SILVA; C. da SILVA MOTTA & C.A. PERES. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** **104** (47): 18555-18560.
- BASSET, Y.; J.F. MAVOUNGOU, J.F.; J.B. MIKISSA; O. MISSA; S.E. MILLER; R.L. KITCHING & A. ALONSO. 2004. Discriminatory power of different arthropod data sets for the biological monitoring of anthropogenic disturbance in tropical forests. **Biodiversity and Conservation** **13**: 709-732.
- BELL, J.R.; S. GATES; A.J. HAUGHTON; D.W. MACDONALD; H. SMITH; C.P. WHEATER & W.R. CULLEN. 1999. Pseudoscorpions in field margins: effects of margin age, management and boundary habitats. **Journal of Arachnology** **27**: 236-240.
- BONALDO, A.B.; M.A.L. MARQUES; R. PINTO-DA-ROCHA & T. GARDNER. 2007. Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia** **97** (2):143-151.
- BRESCOVIT, A.D.; U. OLIVEIRA & A.J. SANTOS. 2011. Aranhas (Araneae, Arachnida) do Estado de São Paulo, Brasil: diversidade, esforço amostral e estado do conhecimento. **Biota Neotropica** **11** (1): 717-74
- BRITEZ, R.M. 2007. Aspectos ambientais a serem considerados na restauração da Floresta com Araucária no Estado do Paraná. **Pesquisa Florestal Brasileira** **55**: 37-43.
- BROWN, K.S. 1997. Diversity, disturbance and sustainable use of neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation** **1** (1): 25-42.
- BULTMAN, T.L.; G.W. UETZ & A.R. BRADY. 1982. A comparison of cursorial spider communities along a successional gradient. **Journal of Arachnology** **10** (1): 23-33.

- CASTELLA, P.R. & R.M. BRITZ. 2004. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. 233 p.
- CODDINGTON, J.A. & H.W. LEVI. 1991. Systematics and Evolution of Spiders (Araneae). **Annual Review of Ecology and Systematics** **22**: 565-592.
- COLEMAN, D. C. & P. F. HENDRIX. 2000. **Invertebrates as webmasters in ecosystems**. CABI Publishing, New York, NY. 352 p.
- DENNIS, P.; M.R. YOUNG & C. BENTLEY. 2001. The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. **Agriculture, Ecosystem and Environment** **86** (1): 39-57.
- DIAS, M.F.R.; A.D. BRESOVIT & M. MENEZES. 2005. Aranhas de solo (Arachnida: Araneae) em diferentes fragmentos florestais no sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica** **5** (1a): 141-150.
- DIDHAM, R.K.; J. GHAZOUL; N.E. STOR & A.J. DAVIES. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends in Ecology & Evolution** **11** (6): 255-260.
- FACELLI, J.M.; S.T.A. PICKETT. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review** **57** (1): 1-32.
- FINCH, O.D.; T. BLICK & A. SCHULDT. 2008. Macroecological patterns of spider species richness across Europe. **Biodiversity and Conservation** **17** (12): 2849-2868.
- FOELIX, R.F. 1996. **The biology of spiders**. Oxford University Press. 330 p.
- FONSECA, C.R.; G. GANADE; R. BALDISSERA; C.G. BECKER; C. BOELTER; A.D. BRESOVIT; L.M. CAMPOS; T. FLECK; V.S. FONSECA & S. HARTZ. 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation** **142** (6): 1209-1219.
- HATLEY C.L. & J.A. MACMAHON. 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. **Environmental Entomology** **9** (5): 632-639.
- HÖFER, H. & A.D. BRESOVIT. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. **Andrias** **15**: 99-119.

- HOLT, R.D.; J.H. LAWTON; G.A. POLIS & N.D. MARTINEZ. 1999. Trophic rank and the species area relationship. **Ecology** **80** (5): 1495–1504.
- HURD, L.F. & W.F. FAGAN. 1992. Cursorial spiders and succession: age or habitat structure? **Oecologia** **92** (2): 215-221.
- JOHNSON, J.B; R.H. HAGEN; E.A. MARTINKO. 2010. Effect of Succession and habitat area on Wandering Spider (Araneae) abundance in an experimental landscape. **Journal of the Kansas Entomological Society** **83** (2): 141-153.
- LENSING, J.R.; S. TODD & D.H. WISE. 2005. The impact of altered precipitation on spatial stratification and activity-densities of springtails (Collembola) and spiders (Araneae). **Ecological Entomology** **30** (2): 194-200.
- LO-MAN-HUNG, N.F.; R. MARICHAL; D.F. CANDIANI; L.S. CARVALHO; R.P. INDICATT; A.B. BONALDO; D.H.R. COBO; A.F. MARTINEZ; S. TSELOUIKO; C. PRAXEDES; G. BROWN; E. VELASQUEZ, T. DECAENS; M. MARTINS; P. LAVELLE. 2011. Impact of different landmanagement on soil spiders (Arachnida: Araneae) in two Amazonian areas of Brazil and Colombia. **Journal of Arachnology** **39** (2): 296–302.
- LOVEJOY, T.E. 1980. Foreword. *In*: Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective. M.E. SOULÉ & B.A. WILCOX (Eds.). Sunderland, Sinauer Associates, 395p.
- LOYOLA, R.D.; S.L. BRITO & R.L. FERREIRA. 2006. Ecosystem disturbances and diversity increase: implications for invertebrate conservation. **Biodiversity and Conservation** **1**: 25-42.
- LUBIN, Y.D. 1978. Seasonal abundance and diversity of web-building spiders in relation to habitat structure on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Arachnology** **6**: 31-51.
- MCNETT, B.J.; A.L. RYPSTRA. 2000. Habitat selection in a large orb-weaving spider: vegetational complexity determines site selection and distribution. **Ecological Entomology** **25** (4): 423-432.
- MCIVER J.D.; G.L. PARSONS & A.R. MOLDENKE. 1992: Litter spider succession after clear cutting in a western coniferous forest. **Canadian Journal of Forest Research** **22** (7): 984-992.
- MCREYNOLDS, C.N. 2008. Microhabitat preferences for the errant scorpion, *Centruroides vittatus* (Scorpiones, Buthidae). **Journal of Arachnology** **36** (3): 557-564.

- METZGER, J.P.; A.C. MARTENSEN; M. DIXO; L.C. BERNACCI; M.C. RIBEIRO; A.M.G. TEIXEIRA & R. PARDINI. 2009. Time-lag in the responses to landscape changes in highly dynamic Atlantic forest region (SE Brazil). **Biological Conservation** **142** (6): 1166-1177.
- MINEO, M.F.; K. DEL-CLAR, & A.D. BRESOVIT. 2010. Seasonal variation of ground spiders in a Brazilian Savanna. **Zoologia** **27** (3): 353-362.
- NEW, T.R. 1999. Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrate conservation. **Journal of Insect Conservation** **3** (4): 251-256.
- NUMMELIN, M. & I.J.E ZILHONA. 2004. Spatial variation of arthropod communities in virgin and managed sites in the Kibale Forest, western Uganda. **Forest Ecology and Management** **195** (1-2): 107-114.
- MYERS, N.; R.A. MITTERMEIER; C.G. MITTERMEIER; G. A. B. FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** **403**: 853-858.
- OXBROUGH, A.G.; T. GITTINGS; J. O'HALLORAN; J. GILLER & G.F. SMITH. 2005. Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. **Forest Ecology and Management** **212** (1-3): 171-183.
- PINTO-LEITE, C.M.; A.C. GUERRERO & T.K. BRAZIL. 2008. Non-random patterns of spider species composition in an Atlantic rainforest. **Journal of Arachnology** **36** (2): 448-452.
- PLATNICK, N.I. 2014. The world spider catalog, version 14.5. American Museum of Natural History, online at <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html> DOI: 10.5531/db.iz.0001. [Acesso: 09/05/2014].
- PORTELA, R.C.Q. & F.A.M. SANTOS. 2007. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. **Revista Brasileira de Botânica** **30** (2): 271-280.
- RAUB F.; H. HÖFER; L. SCHEUERMANN & R. BRANDL. 2014. The conservation value of secondary forests in the southern Brazilian Mata Atlântica from a spider perspective. **Journal of Arachnology** **42** (1): 52-73
- RIBEIRO, M.C.; J.P. METZGER; A.C. MARTENSEN; F. PONZONI & M. HIROTA. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** **142** (6): 1141-1153.

- RICETTI, J. & A.B. BONALDO. 2008. Diversidade e estimativas de riqueza de aranhas em quatro fitofisionomias na Serra do Cachimbo, Pará, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia** **98** (1): 88-99.
- ROBINSON, J.V. 1981. The effect of architectural variation in habitat on a spider community: an experimental field study. **Ecology**, **62** (1): 73-80.
- RODRIGUES, E.N.L.; M.S. MENDONÇA & L.E. COSTA-SCHMIDT. 2014. Spider diversity responds strongly to edge effects but weakly to vegetation structure in riparian forests of Southern Brazil. **Arthropod-Plant Interactions** **8** (2): 123-133.
- RYPSTRA, A.R. 1986. Web spiders in temperate and tropical rainforest: relative abundance and environmental correlates. **American Midland Naturalist** **115** (1): 42-51.
- SCHIRMEL J.; I. BLINDOW & S. BUCHHOLZ. 2012. Life-history trait and functional diversity patterns of ground beetles and spiders along a coastal heathland successional gradient. **Basic and Applied Ecology** **13** (7): 606-614.
- TEWS, J.; U. BROSE; V. GRIMM; K. TIELBORGER; M.C. WICHMANN; M. UEHARA-PRADO; J.O. FERNANDES; A.M. BELLO; G. MACHADO; A.J. SANTOS; F.Z. VAZ-DE-MELLO & A.V.L. FREITAS. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** **142** (6): 1220-1228.
- UEHARA-PRADO, M.; J.O. FERNANDES; A.M. BELLO; G. MACHADO; A.J. SANTOS; F.Z. VAZ-DE-MELLO & A.V.L. FREITAS. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** **142** (6): 1220-1228.
- UETZ, G.W. 1975. Temporal and spatial variation in species diversity of wandering spiders (Araneae) in deciduous forest litter. **Environmental Entomology** **4**: 719-724.
- UETZ, G.W. 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities. **Oecologia** **40**: 29-42.
- VAN BREUGEL, M; F. BONGERS & M. MARTINEZ-RAMOS. 2007. Species dynamics during early secondary forest succession: recruitment, mortality and species turnover. **Biotropica** **39** (5):610–619

- VASCONCELOS, H.L. & W.F. LAURANCE. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. **Oecologia** **144** (3): 456-462.
- WAGNER, J.D.; S. TOFT & D.H. WISE. 2003. Spatial stratification in litter depth by forest-floor spiders. **Journal of Arachnology** **31** (1): 28-39.

Variação sazonal, influência do clima e da estrutura do microhabitat sobre a araneofauna (ARACHNIDA, ARANEAE) em Floresta Ombrófila Mista.

RESUMO

Aranhas têm sido utilizadas como modelo nas investigações em ecologia de artrópodes por apresentarem ampla distribuição geográfica, variedade de hábitos e por demonstrarem relação com variações climáticas e com a estrutura do habitat. A Floresta Ombrófila Mista, ou floresta com araucária, apesar de configurar como uma das subformações mais ameaçadas da Mata Atlântica, possui pouca informação de dados sobre sua real biota, especialmente quanto aos grupos mega-diversos e menos conhecidos de artrópodes. Este estudo teve o objetivo de agregar informações sobre a fauna de aranhas da floresta com araucária, através de um inventário abrangendo as espécies do sub-bosque e da serapilheira, analisando a sazonalidade, a influência do clima e da estrutura do microhabitat sobre a abundância e a riqueza. O estudo foi realizado em um remanescente florestal em estágio avançado/primário de sucessão florestal, localizado no primeiro planalto paranaense, no sul do Brasil, em uma região constituída por um mosaico de fragmentos em diferentes estágios de sucessão. Foram realizadas coletas mensais durante um ano, através de armadilha de solo (*pitafl-trap*) e coletas manuais noturnas em quadrículas no interior do remanescente. Foram coletadas 3.824 aranhas e determinados 204 espécies/morfoespécies divididas em 34 famílias, com estimativas de riqueza de até 310,85 (Chao1) a 317,79 (Chao 2) espécies e com uma proporção de *singletons* de 41%. Apesar da abundância de aranhas total não ser diferente entre as estações do ano, a quantidade de jovens e adultos comparadas separadamente apresentou diferenças entre as estações, havendo maior abundância de adultos e riqueza na primavera. A composição taxonômica também variou entre as épocas do ano, com espécies apresentando picos de abundância de adultos em épocas distintas. A abundância e a riqueza estiveram correlacionadas com a flutuação de variáveis abióticas regionais e do microclima ao longo do ano, com influência positiva do aumento da temperatura e negativa da umidade e pluviosidade. Os modelos calculados para explicar a distribuição de abundância e riqueza de aranhas mostraram que a porcentagem de vegetação herbácea, a densidade do sub-bosque e a cobertura do dossel foram os descritores do microhabitat mais importantes entre as variáveis estruturais da floresta avaliadas, afetando algumas famílias de forma distinta. Os

resultados indicaram que essa subformação pode manter uma riqueza tão relevante quando a de outras subformações da Mata Atlântica, que o clima subtropical atua sobre a araneofauna e que a configuração do microhabitat florestal é importante para a colonização de aranhas.

Palavras-Chave: Mata Atlântica. Riqueza. Abundância. Microclima. Estrutura do habitat.

ABSTRACT

Seasonal variation, climatic and microhabitat structure influences on spider fauna (ARACHNIDA, ARANEAE) in Brazilian pine forest. Spiders has been used as a model for research on arthropods ecology due its broad geographical distribution, diverse living habits and its relation with climatic and habitat structure variations. The biodiversity of mega-diverse groups of arthropods is poorly known in mixed ombrophilous forest or Brazilian pine forest, despite being one of the most threatened sub formations of the Atlantic Rainforest. This aim of this study was to gather informations on the spider fauna of mixed ombrophilous forest, through a survey encompassing the understory and litter species and to analyze seasonality, climate and habitat structure influences on the abundance and richness. The sampling was made in a forest remnant rated as old-growth/late succession stage, situated at the highlands in Paraná state, southern Brazil, a region presenting a mosaic of forest patches in several succession stages. The samplings were carried during one year, in five 25m² replicated sites per month, using soil traps and nocturnal hand sampling. The survey yielded 3,824 spiders comprising 204 species/morfoespecies in 34 families. The richness estimates range from 310.85 (Chao1) to 317.79 (Chao 2) species, with a singleton proportion at 41%. Total spider abundance was similar between seasons, but the abundance of juveniles and adults showed variation, with increasing number of adults and species during the spring. Similarity analyses indicated that species composition also varies along the seasons, with species showing abundance peaks in different periods. The abundance and richness were correlated with the fluctuation of regional climate variables throughout the year, with positive influences of temperature and negative of

humidity and rainfall. Models indicated the percent of herbaceous vegetation, understory density and canopy cover as the most influential microhabitat variables on abundance and richness, affecting some families in different ways. These results reveal that this forest type may host relevant species richness as other Atlantic rainforest regions in Brazil, that the spider fauna responds to variations of the subtropical climate and that the microhabitats conformation is important to the spider assemblage structure.

Key-words: Atlantic rainforest. Richness. Abundance. Microclimate. Habitat structure.

INTRODUÇÃO

Inúmeros grupos de artrópodes têm sido destacados na literatura por sua sensibilidade às alterações do ambiente, incluindo insetos (BANDEIRA 1989, BROWN 1997, THOMAZINI & THOMAZINI 2000, UEHARA-PRADO *et al.* 2009) e aracnídeos (DENNIS *et al.* 2001, ACOSTA 2002, 2008, REGO *et al.* 2005, 2007, PINTO-DA-ROCHA *et al.* 2005, LOYOLA *et al.* 2006, MACHADO *et al.* 2007, BARLOW *et al.* 2007, FONSECA *et al.* 2009). Entretanto, apesar dos artrópodes predadores agregarem alto grau de informação ecológica, auxiliando em avaliações sobre a alteração ambiental nos trópicos, o conhecimento sobre o assunto ainda é escasso (BASSET *et al.* 2004).

Investigações sobre a ecologia de aracnídeos têm sido realizadas principalmente utilizando Araneae como modelo, devido à sua ampla distribuição geográfica, variedade de hábitos, fácil coleta e taxonomia relativamente bem resolvida (SANTOS *et al.* 2007), por demonstrar sua relação com variações climáticas (FELIX 1996, HENSCHER & LUBIN 1997, SOUZA 2007), com a estrutura do habitat (UETZ 1979, HATLEY & MACMAHON 1980, GREENSTONE 1984, SOUZA & MARTINS 2004, SOUZA 2007, WILLET 2001, OXBROUGH *et al.* 2005, CORCUERA & JIMÉNEZ 2008, PINTO-LEITE *et al.* 2008) e com a disponibilidade de presas (TURNBULL 1973, CARACO & GILLESPIE 1986, RYPSTRA 1986, GUNNARSON 1990, 1996, NENTWIG *et al.* 1993, HARDWOOD *et al.* 2001).

Aranhas são predadoras dominantes em florestas tropicais (HÖFER & BRESCOVIT 2001, ALMEIDA-NETO *et al.* 2006) e se alimentam de insetos e outros aracnídeos (WISE 1993), caracterizando assim uma função chave na cadeia trófica desse ecossistema (POLIS & STRONG 1996). A grande sensibilidade destes animais às alterações no

ambiente se deve, na maioria dos casos, por sua relação com a estrutura de substratos (BRADLEY & BRODY 1984, BELL *et al.* 1999, MACNETT & RYPSTRA 2000, McREYNOLDS 2000). Contudo a comparação de dados de estudos ecológicos, realizados nas últimas décadas, em diferentes partes do mundo, é dificultada pela falta de conhecimento sobre o efeito do tipo da vegetação e de sua estrutura sobre a comunidade de aranhas (SØRENSEN 2004).

A estrutura da vegetação e da serapilheira de florestas tropicais formam um substrato que é determinado pela composição florística (PORTELA & SANTOS 2007) e pelas condições climáticas locais (FACELLI & PICKETT 1991). Este substrato é fundamental para a araneofauna, por fornecer abrigo e locais para colonização (UETZ 1979), além da manutenção e disponibilidade de presas (RYPSTRA *et al.* 1999). Partindo dessa premissa, alguns estudos em florestas tropicais visaram destacar grupos taxonômicos como potenciais bioindicadores de qualidade ambiental, como no caso das espécies errantes de solo, por serem sensíveis à fragmentação e degradação florestal (JOCQUÉ *et al.* 2005, REGO *et al.* 2007, MESTRE & GASNIER 2008), incorrendo em uma demanda por estudos mais detalhados sobre o uso desses animais como ferramenta na avaliação rápida de qualidade ambiental (NEW 1999).

As abordagens a cerca de interações entre aranhas e o ambiente têm mostrado que a vegetação e o clima são fatores que afetam de maneira conjunta a riqueza e distribuição de espécies de aranhas (FINCH & SCHULDT 2008). Por conseguinte, as influências climáticas podem ser indiretas, alterando o substrato vegetal do qual a araneofauna é dependente, mas também diretas, no caso em que a mudanças de temperatura, umidade e pluviosidade de microclimas limitem a atividade dos indivíduos ou seus processos fisiológicos (FOELIX 1996, WAGNER *et al.* 2003, LENSING *et al.* 2006).

A Floresta Ombrófila Mista, ou Floresta com Araucária, constitui uma das subformações do bioma Mata Atlântica e originalmente cobria 177.600 km² do território nacional, estendendo-se por mais de 30% da região sul do Brasil (LEITE & KLEIN 1990). No Paraná chegou a ocupar a área de 75.000 km², representando 37% do território do estado (MACHADO & SIQUEIRA 1980, MAACK 2012). No entanto, devido ao desmatamento ocorrido principalmente no início do século XX (KOCH & CORREA 2002) atualmente restam menos de 1% da área original (CASTELLA & BRITZ 2004). Apesar

disso, a floresta com araucária foi enquadrada como área de menor prioridade para conservação por órgãos conservacionistas internacionais por apresentar menor diversidade quando comparada com outras formações vegetais (CASTELLA & BRITZ 2004). Tal situação ocorreu devido à escassez de dados sobre a real biota existente nesse ecossistema, somado ao fato de que os dados disponíveis sobre a diversidade animal, em geral, são produzidos para grupos de vertebrados ou que possuam maior apelo popular, deixando os grupos menos conhecidos, porém mega-diversos, em segundo plano (GASTON & MAY 1992, WILSON 1997).

Assim, um inventário padronizado da araneofauna foi realizado em um remanescente com alto grau de preservação da Floresta Ombrófila Mista, com o propósito de analisar comparativamente a diversidade em relação à de outras subformações da Mata Atlântica, abordando a variação dos adultos e jovens tanto a fauna de solo com a de sub-bosque. A partir dessa estrutura de dados, também foram testadas as hipóteses de que: (1) A araneofauna apresenta variação sazonal da abundância e riqueza ao longo do ano influenciada por variáveis climáticas e (2) A distribuição de aranhas no interior da floresta é influenciada pela estrutura do microhabitat.

Material e métodos

Área de estudo

A região da área de estudo era originalmente coberta por blocos de Floresta Ombrófila Mista, entremeados pelos Campos de Curitiba, no primeiro planalto paranaense (*sensu* MAACK 2012). Atualmente a região é representada por um mosaico de fragmentos em diferentes estágios de sucessão, submetidos a variados níveis de impactos de origem antrópica (KOEHLER *et al.* 1998). O estudo foi realizado em um remanescente florestal de 475,2 ha (CONTE & ROSSA-FERES 2007), qual possui blocos em estágio avançado de sucessão florestal (CASTELLA & BRITZ 2004), dentro da Fazenda Experimental Gralha Azul (FEGA: 25°40'16"S, 49°16'44"O) (Fig. 1a), propriedade da Pontifícia Universidade Católica do Paraná, no município de Fazenda Rio Grande, Paraná. Com altitudes entre 870 metros e 920 metros, a região possui clima do tipo temperado úmido mesotérmico (Cfb), sem estação seca definida e com invernos muito frios em comparação ao restante da Mata Atlântica (IAPAR 2013), com temperaturas médias abaixo de 18°C e 22°C no mês mais frio e mais quente,

respectivamente (IAPAR 2013, KOEHLER *et al.* 1998). O solo é de baixa fertilidade, classificado como Cambissolo Húmico Tb distrófico (EMBRAPA – SERVIÇO NACIONAL DE LEVANTAMENTO E CONSERVAÇÃO DOS SOLOS 1984).

Delineamento amostral

Para obtenção dos dados de riqueza e abundância de aranhas foi realizado um inventário padronizado, através da utilização de dois métodos distintos de coleta, (1) armadilha de solo (pitfall-trap) (AS) e (2) coleta manual noturna (CN). A utilização de dois métodos tem como objetivo capturar tanto animais de hábito terrícola quanto os de hábito arbustivo/arbóreo (CODDINGTON *et al.* 1991).

A coleta de dados foi feita mensalmente durante o período de setembro de 2010 a agosto de 2011 para o método AS e setembro de 2010 a outubro de 2011 para o método CN. Um croqui em formato de grade, com 100 quadrículas de 25 m² (Fig. 1b), foi marcado na região central da área mais preservada do remanescente florestal, distante mais de 100 m da borda. Cada quadrícula foi identificada por uma combinação alfanumérica respectiva à sua localização na grade (A1, A2, A3... B1, B2, B3...). Foram sorteadas 60 destas quadrículas, as quais foram então delimitadas fisicamente, com barbante de nylon e estacas de madeira, identificadas por uma etiqueta a fim de manter o local preservado para aplicação de armadilhas, coletas e medições de estrutura do micro-habitat (Fig. 2). Assim, a área total estudada foi de 1500 m², com cinco quadrículas amostradas por mês totalizando 15 quadrículas por estação do ano.

As armadilhas de solo (pitfall-trap) capturam animais que utilizam a serapilheira como substrato para colonização ou deslocamento (MARTIN 1977, ALMEIDA *et al.* 1998, SØRENSEN *et al.* 2002). Foram realizadas coletas, aleatorizadas por sorteio, em cinco quadrículas por mês concomitantemente, com cinco armadilhas por quadrícula (Fig. 3) (PERNER & SCHUELER 2004), sem que houvesse a repetição de coleta em quadrículas já utilizadas. A armadilha foi construída utilizando-se um recipiente plástico (copo de 500 ml) com abertura de 15 cm de diâmetro, contendo como líquido conservante uma solução alcoólica a 70% e coberta por um aparato plástico, em forma de guarda-chuva, para proteção contra a queda de folhas e galhos. Em cada quadrícula foram instaladas quatro armadilhas nos cantos e uma na região central. O tempo de permanência da armadilha foi de sete dias consecutivos em cada mês e, após esse período, o material coletado foi fixado e armazenado em álcool 80%. Considerou-se como uma unidade amostral o material obtido por cinco armadilhas em uma quadrícula.

A coleta manual noturna captura aranhas ativas, presentes em diversos substratos do ambiente florestal (CODDINGTON *et al.* 1991, SØRENSEN *et al.* 2002). Consiste na coleta de animais após o ocaso, com a captura de animais por busca visual, auxiliado por uma lanterna de cabeça, inspecionando lentamente a vegetação rasteira e o sub-bosque até a altura de dois metros. As amostras por este método foram feitas em uma mesma noite, sempre ocorrendo nas cinco quadrículas amostradas por armadilhas de solo no mês anterior. Cada quadrícula foi inspecionada por dois coletores com a coleta limitada a um período de 30 minutos. Todos os animais coletados eram capturados e fixados em solução de álcool a 80%. O inventário gerou cinco amostras por mês para os dois métodos de coleta. Ao final de doze meses foram agrupadas 60 amostras por método.

Para avaliar a influência das variáveis climáticas sobre a araneofauna, foram utilizados dados do microclima do local de coleta e do clima regional. Para obtenção de dados do microclima, foram instalados dois registradores automáticos de dados (dataloggers) iButton® Hygrochron (Fig. 4), na região da grade de quadrículas marcadas no fragmento florestal. Os aparelhos foram programados, através do programa computacional OneWireViewer, para registrar dados diários de temperatura e umidade do ar durante os 12 meses do estudo (às 3:00h, 12:00h e 18:00h). Os registradores foram instalados na área das quadrículas, com 50 m de distância entre si, fixado a 15 cm acima do solo. Ao final da coleta de dados foram obtidas as médias diárias das três medições de temperatura e umidade do ar. Os dados regionais de temperatura, umidade e precipitação diários durante os meses do estudo foram fornecidos pelo Sistema Meteorológico do Paraná – SIMEPAR, no entanto, os dados dos meses de setembro e outubro de 2010 não foram coletados pelo SIMEPAR. As medições foram provenientes da estação meteorológica localizada dentro da área da Fazenda Gralha Azul, a um quilometro do local do estudo.

Para avaliar a influência da variação da estrutura do microhabitat sobre a distribuição da araneofauna, foram coletados dados de onze descritores ambientais logo após a coleta por AS. Os descritores foram a porcentagem da área da quadrícula coberta por (1) serapilheira, (2) troncos caídos, (3) ramos de pinheiro (grimpas), (4) vegetação herbácea (substrato vegetal abaixo da altura dos joelhos), (5) vegetação arbustiva (vegetação com até dois metros de altura); o número de (6) galhos caídos, (7) árvores pequenas (DAP menor que 10 cm) e (8) árvores grandes (DAP maior que 10 cm); a área

em m² da quadrícula ocupada por (9) troncos de árvores grandes (DAP maior que 10 cm); (10) profundidade da serapilheira e (11) porcentagem da cobertura do dossel sobre a quadrícula. Os descritores (1) a (5) foram quantificados por um mesmo coletor, de modo que no momento da coleta dos dados a quadrícula foi subdividida em quatro subquadrantes e a área preenchida pelos descritores em cada subquadrante foi estimada visualmente. Os descritores de (6) a (8) foram quantificados através da contagem de itens dentro da quadrícula, de forma que foram considerados galhos caídos os pedaços da galhos e caules sobre o chão que possuíam no máximo 5 cm de largura e no mínimo 30 cm de comprimento, sendo essa medida realizada com o auxílio de uma régua. O descritor (9) foi obtido com o auxílio de uma fita métrica. O descritor (10) foi obtido através da média de dez medições por quadrículas, realizadas ao longo da área da quadrícula, com a utilização de uma régua. O descritor (11) foi medido por um mesmo coletor, através de um densiômetro esférico convexo, o qual era posicionado no centro da quadrícula nivelado horizontalmente. Os reflexos do dossel eram contados visualmente pelo coletor em quatro posições (norte, sul, leste e oeste), provendo uma média para cada quadrícula, e que foi aplicada à uma fórmula de conversão para obter um valor percentil.

Análises dos dados

Inventário de espécies

Os indivíduos jovens e adultos tiveram suas famílias determinadas através da chave dicotômica de BRESOVIT *et al.* (2002). Posteriormente os indivíduos adultos foram separados em espécies ou morfotipos, conforme a disponibilidade de literatura para a determinação das espécies. Os indivíduos jovens não foram utilizados nas análises relativas à riqueza de espécies, pois a determinação da espécie de aranhas jovens é comprometida devido à ausência de caracteres morfológicos de genitálias (CODDINGTON & LEVI 1991). Os espécimes foram tombados na coleção de aranhas do Laboratório Especial de coleções Zoológicas (IBSP) do Instituto Butantan e do Laboratório de Aracnologia do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG).

A suficiência amostral do inventário foi avaliada através dos estimadores de riqueza Chao1 e Chao2 (500 aleatorizações), do percentual de *singletons* (espécies que foram representadas por apenas um indivíduo) (TOTI *et al.* 2000, AZEVEDO *et al.* 2013)

e da intensidade de coleta, representado pela razão da abundância sobre a riqueza (CODDINGTON *et al.* 1996). Para verificar a diferença entre a fauna capturada no solo por amostras de AS e fauna capturada na vegetação por CN, foi utilizado o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis. Uma extrapolação da curva de rarefação foi confeccionada para estimar o número de espécies que seriam registradas se o esforço amostral fosse triplicado (180 quadrículas) (COLWELL *et al.* 2012). Para verificar a uniformidade (“evenness”) da assembleia de aranhas, a distribuição de abundâncias das espécies (DAE) foi testada para verificar o ajuste aos modelos teóricos série geométrica, série logarítmica, lognormal e “broken-stick”, através do teste de qui-quadrado (MAGURRAN 2011).

Sazonalidade e variação taxonômica entre as estações do ano

Para testar a variação de riqueza e abundância e variação dos estágios jovem e adulto entre as estações do ano foram utilizadas análises de variância (Kruskal-Wallis) e os teste par a par Mann-Whitney *a posteriori* (ZAR 1999).

A diferença na composição de espécies entre as estações do ano foi testada através de uma análise de similaridade ANOSIM, com correção de Bonferroni, utilizando-se o índice de Bray-Curtis como medida de distância (CLARKE & WARWICK 2001). Para verificar as espécies com maior porcentagem de contribuição para a dissimilaridade entre as estações do ano foi calculado um percentual de similaridade (SIMPER), com limite de 50% de contribuição cumulativa.

Influência do clima regional e microclima

A relação entre riqueza e abundância de aranhas com as variáveis climáticas regionais e de microclima foi testada através do coeficiente de correlação de Spearman (ZAR 1999). Foram utilizados os valores de umidade média, temperatura média, mínima e máxima e precipitação acumulada dos períodos antecedentes ao dia da coleta. Para verificar se as respostas da araneofauna ao clima foram imediatas ou prolongadas, as correlações foram feitas com conjuntos de dados de 30, 15, cinco e um dia antes das amostragens. As análises envolvendo variáveis climáticas foram realizadas separadamente para os conjuntos de dados de cada método de coleta, devido à coleta manual noturna ter sido realizada 30 dias após a coleta por armadilha de solo. Todos os dados foram submetidos a testes de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) (ZAR 1999).

Influência do microhabitat

A ocorrência de colinearidade entre os descritores ambientais foi verificada através de uma pré-análise do fator de inflação da variância, considerando colineares descritores com $VIF > 3,0$. O cálculo do fator não apontou colinearidade de nenhum dos onze descritores (ZUUR *et al.* 2009).

As relações da estrutura do microhabitat com a abundância e riqueza da araneofauna foram analisadas através do uso de Modelos Lineares Generalizados (GLM) (MCCULLAGH & NELDER 1989).

Os modelos foram selecionados utilizando o critério de informação de Akaike corrigido (AICc) e teste de verossimilhança (BURNHAM & ANDERSON 2002). Como auxiliares para a seleção de modelos, foi utilizado o peso Akaike (ω_i) como medição de evidência em favor dos modelos (BUCKLAND *et al.* 1997) e o delta Akaike ($\Delta AICc$), definindo modelos com $\Delta AICc=0$ como os mais bem ajustados (BURNHAM & ANDERSON 2002). A qualidade do ajuste foi analisada através do cálculo da porcentagem de explicação (ZUUR *et al.* 2009). Posteriormente, para verificar a influência dos descritores do microhabitat presentes nos modelos selecionados sobre famílias de aranhas, foi testada a correlação entre a abundância das famílias e os descritores, utilizando o coeficiente de correlação de Spearman.

As estimativas de riqueza foram calculadas utilizando o programa Estimates 9.1.0 (COLWELL 2013). O teste de DAE, as análises de variância, ANOSIM, SIMPER e as correlações foram obtidos com o auxílio do programa computacional PAST v. 3.01 (HAMMER *et al.* 2001). Os modelos lineares generalizados foram calculados utilizando o pacote NMLE (PINHEIRO *et al.* 2009) no programa R v. 2.1.4 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2013).

Resultados

Inventário de espécies

O inventário resultou em 3.824 aranhas (44% adultos e 56% jovens), divididas em 34 famílias e 204 espécies, dos quais, 74 foram determinados ao nível de espécie e o restante separado como morfoespécies (Anexo 1). Entre as famílias registradas, quatro foram representadas apenas por aranhas jovens. As famílias Theridiidae, Linyphiidae,

Araneidae e Ctenidae juntas representaram 65% da abundância total, com maiores proporções de adultos em Theridiidae, Linyphiidae e maior proporção de jovens em Araneidae e Ctenidae (Fig. 5), de forma que a família Theridiidae foi a mais especiosa (Fig. 6). A quantidade de aranhas adultas obtidas por CN foi menor que a quantidade de jovens (33% e 67%, respectivamente), ao passo que com AS, a quantidade de adultas foi maior que a quantidade de jovens (72% e 28%, respectivamente).

Do total de espécies registradas, apenas 32 ocorreram em amostras dos dois métodos de coleta, indicando uma sobreposição de 15% dos táxons, de modo que as amostras de CN (S=173) geraram maior riqueza do que de AS (S=63).

A intensidade de coleta foi de 8:1, sendo que a intensidade de CN (5:1) foi menor do que a de AS (12:1). A estimativa de riqueza indicou de 310,85 (Chao1) a 317,79 (Chao 2) (Fig. 7) e nenhum dos estimadores apresentou uma curva assintótica de riqueza estimada. Apesar da proporção de *singletons* ter sido de 41% (N=84), a extrapolação da curva de rarefação resultou no acréscimo de 90 espécies acima do registrado na amostra empírica referencial (Fig. 8).

A DAE se mostrou ajustada ao modelo teórico log normal ($\chi^2= 5,06$; $p= 0,28$), com três espécies representando mais da metade araneofauna amostrada (57%). *Sphecozone castanea* (Millidge, 1991) e *Labicymbium rusticulum* (Keyserling, 1891) foram as mais abundantes na serapilheira e *Mesabolivar* aff. *brasiliensis* (Moenkhaus, 1898) na vegetação (Fig. 9).

Sazonalidade e variação taxonômica entre as estações do ano

A abundância total de aranhas (jovens e adultas), obtidas pelos dois métodos de coleta, não apresentou variação entre as estações do ano ($H=1,89$; $p=0,59$) (Fig. 10). No entanto, a abundância de adultos foi maior na primavera e no verão ao passo que a abundância de jovens foi maior no outono (Fig. 10, Tab. 1).

Na abundância obtida apenas com CN houve variação entre as estações para jovens e adultos analisados em conjunto e separadamente (Tab. 1). A abundância total foi maior no verão e outono, enquanto a maior abundância de jovens ocorreu no outono e a maior abundância de adultos ocorreu no verão (Tab. 2). Já para a abundância obtida apenas com AS, houve variação apenas para adultos entre as estações, com a maior abundância na primavera (Tab. 2, Fig. 10).

A riqueza de aranhas, obtidas pelos dois métodos de coleta, variou entre as estações do ano ($H=7,7$; $p=0,05$), com menor riqueza ocorrendo no outono (Fig. 11, Tab. 3).

A riqueza de aranhas, obtidas apenas com CN, variou entre as estações ($H=10,21$; $p=0,01$), com as maiores riquezas encontradas na primavera e verão. A riqueza de aranhas, obtida apenas com AS, também variou entre as estações ($H= 21,5$; $p=0,00007$), com a maior riqueza registrada apenas na primavera (Fig. 11, Tab. 3).

A composição de espécies, obtidas pelos dois métodos de coleta, foi diferente entre as estações do ano ($R=0,1$; $p=0,001$). A dissimilaridade média entre as estações do ano foi de 83%, com apenas dez espécies responsáveis por 48% da dissimilaridade (Tab. 4).

Dentre as dez espécies destacadas pela análise, *Labicymbium rusticulum* (Keyserling, 1891) apresentou pequena variação de abundância entre as estações. *Cryptachaea passiva* (Keyserling, 1891), *Chryso arops* Levi, 1962, *Dipoena pumicata* (Keyserling, 1886) e *Guaraniella* sp.1 apresentaram pico de abundância no verão enquanto que *Isoctenus strandi* Mello-Leitão, 1936, *Lobizon humilis* (Mello-Leitão, 1944) e *Tenedos minor* (Keyserling, 1891) apresentaram pico de abundância na primavera. *Mesabolivar* aff. *brasiliensis* (Moenkhaus, 1898) teve o pico abundância no outono e *Sphecozone castanea* (Millidge, 1991), que foi a espécie dominante na área de estudo, teve o pico de abundância na primavera e inverno (Fig. 12).

Influência do clima regional

Tanto a abundância total de aranhas (jovens e adultas), quanto à abundância de somente aranhas adultas coletadas com CN, foram influenciadas positivamente pela temperatura regional, em diferentes escalas (mínima, máxima e média) e períodos antecedentes ao dia da coleta (Tab. 5). Já a abundância de jovens e a riqueza de espécies, obtidas com CN, não foram influenciadas pelas variáveis abióticas regionais (Tab. 5).

Para as aranhas obtidas com AS, apenas foram detectadas correlações da abundância de indivíduos adultos com o clima regional, influenciada negativamente pela precipitação acumulada (Fig. 13) de um dia antes da coleta e pela umidade relativa do ar média dos últimos 30 dias. A riqueza de aranhas coletada com AS apresentou correlação positiva com a temperatura máxima (Fig. 14).

Influência do microclima

A abundância total de aranhas (jovens e adultos) coletadas com CN foi influenciada positivamente pela temperatura mínima, máxima e média de períodos antecedentes ao dia da coleta (Tab. 6, Fig. 15). Já a abundância das aranhas adultas foi influenciada positivamente pela temperatura média do ar e negativamente pelas médias de umidade relativa do ar de períodos anteriores à coleta (Tab. 6, Fig. 16). Contudo, a riqueza obtida por este método não apresentou correlações com as variáveis do microclima.

Tanto a abundância total de aranhas como a de somente aranhas adultas coletadas com AS, foram influenciadas negativamente pelas médias de umidade do ar de diferentes períodos anteriores à retirada das armadilhas (Fig. 17). A riqueza de aranhas coletadas com esse método foi influenciada positivamente pela temperatura mínima, máxima e média de períodos antecedentes ao dia da coleta (Fig. 14).

Influência do microhabitat

Os modelos selecionados mostraram que dos onze descritores utilizados, apenas três influenciaram a abundância e riqueza de aranhas (Tab. 7). A porcentagem de herbáceas e a cobertura do dossel sobre a quadrícula influenciaram a abundância total (jovens e adultas) (Fig. 18). A abundância de aranhas jovens teve influência da porcentagem de herbáceas e quantidade de árvores pequenas (Fig. 19), enquanto que a abundância de aranhas adultas foi influenciada pela quantidade de árvores pequenas (Fig. 20). A riqueza de espécies teve influência da cobertura do dossel (Fig. 21).

A influência dos descritores ambientais, presentes nos modelos selecionados, foi observada sobre a abundância de cinco famílias, e em alguns casos, a abundância de jovens e adultos de uma mesma família apresentaram respostas distintas. As maiores abundâncias de Araneidae (adultos e jovens) foram registradas em quadrículas com maior cobertura de vegetação herbácea (Spearman= 0,29; $p=0,02$) e as menores abundâncias foram em quadrículas com maior quantidade de árvores pequenas (Spearman= -0,26; $p = 0,04$) (Fig. 22). No caso de Theridiidae, a abundância total não apresentou correlação com esses descritores, porém, quando analisados separadamente, os jovens foram mais abundantes em quadrículas com menor quantidade de árvores pequenas (Spearman = -0,43; $p= 0,0004$), enquanto os adultos foram mais abundantes

em quadrículas com maior quantidade de árvores pequenas (Spearman=0,42; $p=0,0007$) e em áreas com maior cobertura de dossel (Spearman=0,38; $p=0,002$) (Fig. 23).

Entre as outras famílias que estiveram sua abundância correlacionada com descritores, algumas apresentaram sensibilidade à quantidade de vegetação herbácea e árvores pequenas (Fig. 24). A abundância de jovens e adultos de Pholcidae foi maior em quadrículas com maior porcentagem de vegetação herbácea (Spearman= 0,33; $p= 0,012$) enquanto que a abundância de jovens e adultos de Zodariidae foi menor nessas áreas (Spearman = - 0,39; $p= 0,01$). No caso da família Lycosidae, a abundância de aranhas adultas teve influência positiva da quantidade de árvores pequenas (Spearman= 0,43; $p= 0,01$).

Discussão

Inventários de aranhas em regiões tropicais da América e África realizados utilizando associações de mais de um método de coleta (e.g. coleta noturna, armadilha de solo, rede de varredura e batedor) registraram maiores quantidades de aranhas jovens, com proporções que ultrapassam 60% (SØRENSEN *et al.* 2002, OLIVEIRA-ALVEZ 2005, RAIZER *et al.* 2005, NOGUEIRA *et al.* 2006, BONALDO *et al.* 2007, GONÇALVES-SOUZA, 2007, BALDISSERA *et al.*, 2008, BONALDO & DIAS 2010, RAUB *et al.* 2014), havendo poucos casos fora desse padrão, como no estudo de RICETTI & BONALDO (2008) realizado na Amazônia brasileira, com o registro de menor proporção de jovens (45%) coletados com a associação de extrator de Winkler, coletas noturnas e batedor. No entanto, em inventários que utilizaram exclusivamente AS como método de coleta na Mata Atlântica, houve registros de proporções maiores de adultos (INDICATTI *et al.* 2005, CANDIANI *et al.* 2005, DIAS *et al.* 2005).

A predominância de jovens parece ser comum para os inventários focados na vegetação arbórea e arbustiva de ecossistemas florestais, independente dos métodos aplicados em inventários (RODRIGUES *et al.* 2011, RAUB *et al.* 2014). No caso de inventários direcionados à araneofauna de solo na Região Neotropical, ocorrem limitações para que se possam verificar diferenças na quantidade de jovens nos estudos disponíveis na literatura, devido a diferenças metodológicas e dos ecossistemas estudados. Além disso, vários dos inventários com amostragem de solo também usaram outros métodos de coleta associados, mas não relatam o desempenho da armadilha de

solo em separado (e.g. HÖFFER 1990, BRESCOVIT *et al.* 2004, RAIZER *et al.* 2005, OTT *et al.* 2007, PODGAISKI *et al.* 2007, RICETTI & BONALDO 2008,).

Os inventários realizados utilizando métodos de coleta complementares, abrangendo vegetação e solo, resultam em maiores números de famílias do que inventários com um único método (CODDINGTON *et al.* 2009, AZEVEDO *et al.* 2013). A escolha dos métodos utilizados no presente estudo se baseou nessa vantagem, resultando em inventário qualitativamente mais completo (CODDINGTON *et al.* 2009, AZEVEDO *et al.* 2013), em contrapartida, permite apenas comparações conservadoras com outros inventários.

A suficiência amostral alcançada, com uma proporção de *singletons* abaixo de 50%, embora denote baixa completude, permite utilizar os valores das estimativas como indicio de que a riqueza de aranhas da área estudada pode ser menor do que em outras regiões com floresta tropical na região equatorial da América do Sul, como na Amazônia, para as quais em média as estimativas apontam cerca de 500 espécies (AZEVEDO *et al.* 2013). Contudo, há cautela no uso dos valores das estimativas, uma vez que estes tendem a ser subestimados em assembléias com baixa equitabilidade (BROSE *et al.* 2003).

A extrapolação da curva de acumulação de espécies sugere que mesmo que o presente inventário tivesse um esforço amostral triplicado, ainda não seria suficiente para amostrar a riqueza de aranhas real desse remanescente florestal. Em vista disso, poucos estudos em ecossistemas florestais no Brasil, abrangendo aranhas de vegetação e de solo, listaram mais de 200 espécies. No Pantanal foram registradas 206 espécies e 35 famílias (RAIZER *et al.* 2005) e na Amazônia há registros de 208 espécies e 37 famílias (HÖFFER 1990) e 204 espécies e 29 famílias (RICETTI & BONALDO 2008). Na Mata Atlântica foram alcançadas riquezas expressivas, com registros de 447 espécies e 37 famílias (PODGAISKI *et al.* 2007) em floresta estacional, 274 espécies e 33 famílias (BRESCOVIT *et al.* 2004) e 222 espécies e 38 famílias (RAUB *et al.* 2014) em floresta ombrófila densa e 312 espécies e 33 famílias (OTT *et al.* 2007) em restinga. Assim, é presumível que a riqueza de espécies de aranhas dessa subformação do bioma seja equivalente à de outras regiões de floresta da Mata Atlântica.

A intensidade de coleta por ambos os métodos foi baixa, com valores menores do que a metade do ideal para que fosse possível obter estimativas estabilizadas (CODDINGTON *et al.* 1996, SØRENSEN *et al.*, 2002). A intensidade de coleta geralmente é

pequena em inventários de regiões tropicais (BONALDO & DIAS 2010). Apesar disso, o remanescente estudado parece suportar uma riqueza de espécies alta em relação à de outras formações da Mata Atlântica, quando comparado a estudos que usaram CN de forma padronizada. OLIVEIRA-ALVES (2005) encontrou 80 espécies (IC=3,4:1), mas SANTOS (1999) apesar de atingir uma intensidade de coleta maior (IC=8,7:1) obteve 63 espécies.

Entre os estudos que aplicaram AS na Mata Atlântica, nem todos apresentaram dados que permitissem o cálculo da intensidade de coleta. FOWLER & VENTICINQUE (1995) coletaram 31 espécies em florestas de terras baixas e restinga, PODGAISKI *et al.* (2007) encontraram 38 espécies em uma floresta estacional e UEHARA-PRADO *et al.* (2009) contabilizaram 64 espécies em áreas preservadas e alteradas de Floresta Ombrófila Densa. Estudos mais detalhados na Mata Atlântica, porém com diferentes intensidades de coleta, foram realizados em floresta secundária (86 espécies; IC=25:1) (INDICATTI *et al.* 2005), floresta urbana (46 espécies; IC=34:1) (CANDIANI *et al.* 2005), em fragmentos florestais preservados (51 espécies; IC=4,2:1) (DIAS *et al.* 2005) e em ecótono de floresta ombrófila mista e densa (125 espécies; IC= 57:1) (OTT 2004).

Considerado um dos métodos mais eficazes em inventários de aranhas (AZEVEDO *et al.* 2013), a CN foi utilizada de forma ampla na Mata Atlântica, porém poucos estudos contêm dados sobre o esforço de coleta. Mesmo assim é possível perceber que a riqueza não necessariamente tem estado em concordância com o aumento do índice de intensidade de coleta tanto nos inventários com CN como nos com AS. Os métodos que recebem menos influência de coletores, como no caso da AS, podem fornecer dados de esforço amostral com melhor definição para realizar comparações entre áreas. Mas é necessário levar em consideração que tanto a mega-diversidade da araneofauna como a diferença de esforço amostral são problemáticos para que se possam comparar as áreas estudadas na Mata Atlântica (SØRENSEN *et al.* 2002, DIAS *et al.* 2006). Tal situação leva à construção de mais indagações do que conclusões sobre a riqueza de araneofauna entre as regiões do bioma. Além da variação no esforço amostral, os fatores que possivelmente contribuem para os diferentes resultados de CN podem estar atrelados à influência dos coletores sobre o método, a heterogeneidade do habitat, fatores climáticos e à perturbação ambiental (SØRENSEN *et al.* 2002, SANTOS *et al.* 2007, SOUZA 2007).

A ocorrência de taxoscenoses com dominância de poucas espécies foi observada em vários estudos na Mata Atlântica (e.g.: SANTOS 1999, OTT 2004, CANDIANI *et al.* 2005, DIAS *et al.* 2005, INDICATTI *et al.* 2005, RODRIGUES 2005, PODGAISKI *et al.* 2007, BALDISSERA *et al.* 2008, RODRIGUES 2011). A distribuição de abundâncias de espécies ajustada ao modelo log normal, com poucas espécies numerosas ou intermediárias e muitas espécies raras, é recorrente em comunidades diversificadas, ecologicamente complexas, reguladas por vários fatores do ambiente, onde um recurso abundante pode ser largamente utilizado por poucas espécies representantes de um grupo funcional, enquanto as demais espécies, através de uma ampla gama de estratégias, acessam os recursos mais escassos (MAGURRAN 2011).

A ocorrência de assembleias com táxons dominantes ao longo da Mata Atlântica sugere uma semelhança na capacidade de utilização dos recursos pela araneofauna. Contudo, as espécies dominantes nessas taxoscenoses são diferentes conforme as regiões inventariadas, havendo dominância tanto de espécies de ampla distribuição geográfica (e.g: *N. clavipes* e *T. affinis*) (SANTOS 1999, PODGAISKI *et al.* 2007), como por táxons de distribuição menos abrangente (e.g. *Sphecozone personata*) (RODRIGUES 2011) e mesmo por táxons ainda novos para a Ciência. Essa variação requer mais estudos para ser entendida, podendo estar relacionada à distribuição geográfica de espécies, às épocas do ano em que os inventários foram realizados, ao grau de conservação das florestas estudadas e também à metodologia aplicada na amostragem.

Sazonalidade e influência do clima

A variação das abundâncias de jovens e adultos foi determinante para os resultados obtidos nas análises de riqueza e dissimilaridade taxonômica entre as estações, pois são análises baseadas somente em aranhas adultas. Dessa forma, as amostras com mais aranhas adultas coincidiram com as de maior riqueza na primavera, revelando o mesmo padrão observado por RODRIGUES (2011) no sul do país. Logo, a concentração de adultos na primavera propiciou uma maior distinção taxonômica entre essa estação em relação às outras épocas do ano. A ocorrência de maiores abundâncias de adultos do início da primavera até o verão, época de temperaturas mais altas, pode ser indício de que o amadurecimento da maior parte das populações pode se concentrar

nesse período, o que teria levado a uma correlação positiva entre a riqueza e a temperatura, uma vez que somente adultos tiveram as espécies determinadas.

Outros estudos que abordaram a sazonalidade de aranhas na Mata Atlântica, porém, sem separar jovens e adultos, não reportaram variação significativa entre estações seca e chuvosa no nordeste (DIAS *et al.* 2006) e entre as quatro estações no sul do Brasil (BALDISSERA 2008). Entretanto, na Amazônia peruana a variação temporal da abundância e riqueza foi detectada por SILVA & CODDINGTON (1996). Além das vegetações de florestas tropicais, um estudo realizado com aranhas de solo no Cerrado brasileiro, bioma de savanas e com duas estações bem definidas, identificou claro aumento da abundância e riqueza na estação chuvosa (MINEO *et al.* 2010).

As comparações entre estudos sobre sazonalidade em aranhas na Região Neotropical, como os citados acima, devem ser cautelosas. Os resultados diferentes na variação temporal de aranhas podem ter sofrido desvios pelo uso de métodos de coleta diferentes, assim como pela quantidade de esforço empregado, o que poderia gerar um viés para grupos de aranhas com biologia menos sensível a fatores abióticos, mascarando variações sazonais. Além disso, ressalta-se que a área do presente estudo possui um clima diferente da maior parte das áreas dos estudos citadas anteriormente.

O final do verão, quando ocorreram os maiores registros de precipitação, foi marcado pelo declínio abrupto na quantidade de adultos nas amostras de solo, de forma que nos meses seguintes a precipitação registrada foi muito baixa ou inexistente, coincidindo com período em que a quantidade de adultos teve uma elevação gradual. Essa situação foi responsável pela única correlação com a precipitação, assim, estudos de longo prazo ou com mais repetições poderiam resultar em dados mais acurados para avaliar a relação entre a precipitação e a araneofauna. Porém há indícios de que a precipitação diminui a atividade e a densidade de aranhas de serapilheira, como no caso do experimento realizado por LENSING *et al.* (2005).

As diferenças entre estações e as correlações positivas com a temperatura denotam a importância das variáveis climáticas para a flutuação da fauna de aranhas (BIERE & UETZ 1981, SUTER 1981, RYPSTRA 1986), contudo, visto que populações de espécies como *Labicymbium rusticulum*, *Mesabolivar* aff. *brasiliensis* e *Ctenus strandi*, apresentaram amadurecimento em períodos não sobrepostos com os de outras populações, é provável que outros fatores presentes no ecossistema florestal devam atuar sobre o desenvolvimento destes grupos. Sabe-se que mesmo em florestas de

latitudes equatoriais, sem estações definidas e com temperaturas estáveis, a abundância e riqueza de artrópodes apresentam flutuação ao longo do tempo (BASSET 2003). A variação temporal de artrópodes fitófagos, que servem como alimento para aranhas, se relaciona a inúmeros fatores bióticos e abióticos e apresenta forte ligação com a fenologia de plantas (ARANGO & RICO-GRAY 2000, BASSET 2003). RECHER *et al.* (1998) observaram que a variação na abundância de aranhas ao longo do ano esteve associada a disponibilidade de presas em florestas australianas. Assim, levando em conta que as populações de aranhas possuem adaptações e limitações intrínsecas na utilização de recursos do ambiente (FOELIX 1996), a ocorrência de picos de adultos em períodos diferentes, pode ser resultado de um conjunto de fatores que incluem tanto influência do clima como da disponibilidade de alimento (RYPSTRA 1986, WOLDA 1988).

Influência do microhabitat

A pequena porcentagem de explicação dos modelos é recorrente em análises ecológicas de comunidades, especialmente quando há alta diversidade, conferindo maior suscetibilidade a influências de fatores estocásticos (SCHEINER & WILLIG 2011). Nesse âmbito, os modelos selecionados reforçam os indícios de que as variáveis ambientais como o sombreamento e a complexidade da vegetação são fatores chave para explicar a abundância e riqueza de aranhas.

Os descritores ambientais presentes nos modelos selecionados estão atrelados tanto ao sombreamento do microhabitat como também à complexidade do substrato arbóreo (sub-bosque) e rasteiro, de forma que a arquitetura da floresta como um todo, pode atuar sobre a diversidade de aranhas, com efeitos diferentes entre famílias, assim como entre os estágios jovem e adulto.

A influência do habitat sobre a araneofauna tem sido observada em vários estratos da vegetação (UETZ 1991, HALAJ *et al.* 1998, 2000, OZANNE *et al.* 2000, BALDISSERA *et al.* 2008, RODRIGUES & MENDONÇA 2012). Em florestas temperadas, a estrutura e o microclima de áreas expostas e do interior de fragmentos florestais foram fatores importantes para a assembléia de aranhas. A importância do dossel foi destacada por OZANNE *et al.* (2000), mostrando que espécies de Linyphiidae ficaram confinadas às áreas protegidas pelo dossel no interior dos remanescentes florestais, enquanto que a heterogeneidade da vegetação influenciou a distribuição de guildas de aranhas. Em

florestas de coníferas nos Estados Unidos, a umidade dos microambientes sob um dossel fechado esteve correlacionada com a distribuição de aranhas, favorecendo as espécies sensíveis à dessecação (MCIVER *et al.* 1992). A influência do dossel sobre a araneofauna também foi encontrada em regiões tropicais (HORE & UNIYAL 2008), havendo registros de maior abundância de aranhas adultas e riqueza em áreas com dossel mais desenvolvido (RODRIGUES *et al.* 2014).

Theridiidae e Araneidae tiveram distribuição correlacionada aos atributos do microhabitat, mas Linyphiidae, ao contrário do que se esperava, por ser a família mais representativa, teve distribuição sem correlações com descritores ambientais. As áreas menos densas e com mais vegetação herbácea favoreceram jovens e adultos de Araneidae e áreas sombreadas e com sub-bosque denso favoreceram Theridiidae adultos, mas não os jovens. Devido às suas grandes abundâncias, os indivíduos jovens de Araneidae e Theridiidae, tiveram papel fundamental para o modelo que explica a distribuição da abundância de aranhas relacionada à densidade do sub-bosque.

A maior abundância de adultos de Theridiidae em áreas sombreadas elevou a riqueza destes locais, definindo o modelo preditivo para riqueza, uma vez que esta família teve mais que o dobro da riqueza das demais. Theridiidae é uma família que reúne espécies com diferentes hábitos de vida, utilizando teias irregulares para obter alimento e abrigo, o que permite a sua presença em todos os estratos da floresta e também no solo (CÓRDOVA & DUAREZ 2001, STILES & COYLE 2001). Estudos em florestas temperadas mostraram que, certas espécies dessa família têm ampla distribuição vertical na vegetação, havendo algumas com maior especificidade por microhabitats, com espécies que preferem fixar teias próximas ao chão, enquanto outras utilizam sempre o estrato aéreo da floresta (STILES & COYLE 2001). Sabe-se também que espécies desta família, com ciclo de vida anual, podem ocupar microhabitats diferentes ao longo do seu desenvolvimento, conforme o aumento do tamanho corporal, abandonando a serapilheira para viver e reproduzir na vegetação quando adultas (STEVENSON & DINDAL 1982). A possível distribuição segregada dos teridídeos jovens e adultos encontrada no presente estudo poderia ser resultante tanto da história de vida das espécies dominantes como da disponibilidade de requisitos espaciais. Assim, somente com observações mais aprofundadas sobre o comportamento dessas espécies poderia se chegar a conclusões sobre a dinâmica na distribuição de jovens e adultos.

As aranhas da família Araneidae são tecedoras de teias orbiculares e apresentam sensibilidade às alterações na vegetação e temperatura, verificadas em estudos em diferentes ecossistemas (HATLEY & MACMAHON 1980, GREENSTONE 1984, RYPSTRA 1986 SCHEIDLER 1990, UETZ 1991, BRADLEY 1993, RYPSTRA *et al.* 1999, MACNETT & RYPSTRA 2000, BALDISSERA 2004, NOGUEIRA *et al.* 2006). A resposta dos araneídeos às variáveis estruturais, como sub-bosque menos denso (menos árvores pequenas) e com mais vegetação rasteira, esta ligada à necessidade de espaço e presença de estruturas de fixação para a construção deste tipo de teia (HODGE 1987). A distribuição dessas aranhas ao longo de um ambiente altamente complexo, como uma floresta tropical, também pode estar relacionada a outros fatores bióticos, como por exemplo, ocorrência de pontos com maior concentração de presas (RYPSTRA 1986, McREYNOLDS & POLIS 1987, McREYNOLDS 2000).

O interior do remanescente florestal estudado é formado por árvores de grande porte constituindo um dossel fechado, porém com ocorrência de clareiras formadas pela queda de árvores mais velhas (MALCHOW *et al.* 2006, PELLICO NETTO *et al.* 2007). A vegetação herbácea no interior da Floresta Ombrófila Mista é formada por uma grande diversidade de espécies vegetais (KOZERA *et al.* 2006) e assim como em outras subformações da Mata Atlântica, apresenta distribuição heterogênea, influenciada por fatores edáficos e de luminosidade (INÁCIO & JARENKOW 2008). Dessa forma, variações de cobertura de dossel podem afetar a distribuição de aranhas por definir as áreas de maior incidência de luz, provendo crescimento do substrato vegetal.

A variação de temperatura devido à maior incidência de radiação solar também pode ser importante para a escolha de locais pelas espécies de aranhas de hábito sedentário, uma vez a ocupação do espaço por estas aranhas, além da disponibilidade de substrato, é definida também por outros fatores, como o gasto energético para construção e manutenção de teias, capacidade termorregulatória e controle de desidratação (VOLLMER & MACMAHON 1974, BIERE & UETZ 1981, SUTER 1981 BALDISSERA *et al.* 2004, GALÉ & FEHÉR 2006).

Este estudo apresenta uma extensa lista de espécies de aranhas para uma área de Floresta Ombrófila Mista e revela que esta subformação abriga uma riqueza compatível com a de outras florestas da Mata Atlântica. Também demonstra variações sazonais e a relação da estrutura da assembleia de aranhas com o clima e com as variações do microhabitat. O tipo de floresta investigado é um dos mais ameaçados da Mata

Atlântica, assim espera-se que o acréscimo de novos dados sobre sua biota sirva como parte das ferramentas necessárias para atribuir valor a este ecossistema, avaliar a perda de sua biodiversidade e delinear estratégias de conservação.

Referências bibliográficas

- ACOSTA, L.E. 2002. Patrones zoogeográficos de los opiliones argentinos (Arachnida: Opiliones). **Revista Ibérica de Aracnología** 6: 69-84.
- ACOSTA, L.E. 2008. Distribution of *Geraecormobius sylvarum* (Opiliones, Gonyleptidae): Range modeling based on bioclimatic variables. **The Journal of Arachnology** 36 (3): 574-582.
- ALMEIDA, L.M.; C.S. RIBEIRO-COSTA & L. MARINONI. 1998. **Manual de Coleta, Conservação, Montagem e Identificação de Insetos**, Ribeirão Preto, Holos, 78 p.
- ALMEIDA-NETO, M.; G. MACHADO; R.P. ROCHA & A.A. GIARETTA. 2006. Harvestman species distribution along three neotropical elevational gradients: an alternative rescue effect to explain Rapoport's rule. **Journal of Biogeography** 33: 361-375.
- ARANGO, A.M.; V. RICO-GRAY & V. PARRA-TABLA. 2000. Population structure, seasonality, and habitat use by the green lynx spider *Peucetia viridans* (Oxyopidae) inhabiting *Cnidocolus aconitifolius* (Euphorbiaceae). **Journal of Arachnology** 28 (2): 185-194.
- AZEVEDO, G.H.F.; B.T. FALEIRO; I.L.F. MAGALHÃES; A.R. BENEDETTI; U. OLIVEIRA; J.P.P. PENA-BARBOSA; M.T.T. SANTOS; P.F. VILELA; M. MARIA & A.J. SANTOS. 2013. Effectiveness of sampling methods and further sampling for accessing spider diversity: a case study in a Brazilian Atlantic rainforest fragment. **Insect Conservation and Diversity**, doi: 10.1111/icad.12061.
- BALDISSERA R.; G. GANADE G. & S.B. FONTOURA. 2004. Web spider community response along an edge between pasture and Araucaria forest. **Biological Conservation** 118: 403-9.
- BALDISSERA, R.; G. GANADE; A.D. BRESCOVIT & S.M. HARTZ. 2008. Landscape mosaic of Araucaria forest and forest monocultures influencing understorey spider assemblages in southern Brazil. **Austral Ecology**, 33 (1): 45-54.

- BANDEIRA, A.G. 1989. Análise da termitofauna (Insecta: Isoptera) de uma floresta primária e de uma pastagem na Amazônia Oriental, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Série Zoologia**, **5** (2): 225-241.
- BARLOW, J.; T.A. GARDNER; I.S. ARAUJO; T.C. AVILA-PIRES; A.B. BONALDO; J.E. COSTA; M.C. ESPOSITO; L.V. FERREIRA; J. HAWES; M.I.M. HERNANDEZ; M.S. HOOGMOED; R.N. LEITE; N.F. LO-MAN-HUNG; J.R. MALCOLM; M.B. MARTINS; L.A.M. MESTRE; R. MIRANDA-SANTOS; A.L. NUNES-GUTJAHR; W.L. OVERAL; L. PARRY; S.L. PETERS; M.A. RIBEIRO-JUNIOR; M.N.F. da SILVA; C. da SILVA MOTTA & C.A. PERES. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** **104** (47): 18555-18560.
- BASSET, Y.; V. NOVOTNY; S.E. MILLER & R.L. KITCHING. 2003. **Arthropods of tropical forests-spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy**. Cambridge University, Cambridge, University Press, 474 p.
- BASSET, Y.; J.F. MAVOUNGOU; J.B. MIKISSA; O. MISSA; S.E. MILLER; R.L. KITCHING & A. ALONSO. 2004. Discriminatory power of different arthropod data sets for the biological monitoring of anthropogenic disturbance in tropical forests. **Biodiversity and Conservation** **13**: 709-732.
- BELL, J.R.; S. GATES; A.J. HAUGHTON; D.W. MACDONALD; H. SMITH; C.P. WHEATER & W.R. Cullen. 1999. Pseudoscorpions in field margins: effects of margin age, management and boundary habitats. **Journal of Arachnology** **27**: 236-240.
- BIERE, J.M. & G.W. UETZ. 1981. Web orientation in the spider *Micrathena gracilis* (Araneae: Araneidae). **Ecology** **62** (2): 336-344.
- BONALDO, A.B.; M.A.L. MARQUES; R. PINTO-DA-ROCHA & T. GARDNER. 2007. Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia** **97** (2):143-151.
- BONALDO, A.B. & S.C. DIAS. 2010. A structured inventory of spiders (Arachnida, Araneae) in natural and artificial forest gaps at Porto Urucu, Western Brazilian Amazonia. **Acta Amazonica** **40** (2), 357-372.
- BRADLEY, R.A. & A.J. BRODY. 1984. Relative abundance of three vaejovid scorpions across a habitat gradient. **Journal of Arachnology** **11**:437-440.

- BRADLEY, R.A. 1993. The influence of prey availability and habitat on activity patterns and abundance of *Argiope keyserlingi* (Araneae: Araneidae). **Journal of Arachnology** **21** (2): 91-106.
- BRESCOVIT, A.D.; A.B. BONALDO; R. BERTANI & C.A. RHEIMS. 2002. Araneae, p. 303-343. *In*: J. ADIS (Ed.). Amazonian Arachnida and Myriapoda. Identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species. Pensoft Publisher, Sofia, Moscow, 589p.
- BRESCOVIT, A.D.; R. BERTANI; R. PINTO-DA-ROCHA & C.A. RHEIMS. 2004. **Aracnídeos da Estação Ecológica de Juréia-Itatins: Inventário preliminar e história natural**. p. 198-221. *In*: O.A. MARQUES & W. DULEBA (Eds). Estação Ecológica de Juréia-Itatins: Ambiente Físico, Flora e Fauna. São Paulo, Hollos Editora, 384p.
- BROSE, U.; N.D. MARTINEZ & R.J. WILLIAMS. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample-coverage and insensitivity to spatial patterns. **Ecology** **84** (9): 2364-2377.
- BROWN, K.S. 1997. Diversity, disturbance and sustainable use of neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation** **1** (1): 25-42.
- BUCKLAND, S.T.; K.P. BURNHAM & N.H. AUGUSTIN. 1997. Model selection: an integral part of inference. **Biometrics** **53** (2): 603-618.
- CANDIANI, D.F.; R.P. INDICATTI & A.D. BRESCOVIT. 2005. Composição e diversidade da araneofauna (Araneae) de serapilheira em três florestas urbanas na cidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** **5** (1a): 111-123.
- CARACO, T. & R.G. GILLESPIE. 1986. Risk sensitivity: foraging mode in an ambush predator. **Ecology** **67** (5): 1180-1185.
- CASTELLA P.R. & R.M. BRITZ. 2004. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. 233 p.
- CLARKE K.R. & R.M. WARWICK. 2001. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth, PRIMER-E, UK, 2nd ed., 172p.
- CODDINGTON, J.A. & H.W. LEVI. 1991. Systematics and Evolution of Spiders (Araneae). **Annual Review of Ecology and Systematics**, **22**: 565-592.

- CODDINGTON, J.A.; C.E. GRISWOLD; D. SILVA & L. LARCHER. 1991. **Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems**, p. 44-60. *In*: E.C. DUDLEY (Ed.). *The Unity of Evolutionary Biology: Proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology*. Dioscorides Press, Portland, Oregon, 1160p.
- CODDINGTON, J.A.; L.H. YOUNG, & F.A. COYLE. 1996. Estimating spider species richness in a southern appalachian cove hardwood forest. **Journal of Arachnology** **24** (3): 111-128.
- CODDINGTON, J.A.; I. AGNARSSON; J.A. MILLER; M. KUNTNER & G. HORMIGA. 2009. Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. **Journal of Animal Ecology** **78** (3): 573-584.
- COLWELL, R.K.; A. CHAO; N.J. GOTELLI, S.Y. LIN; C.X. MAO; R.L. CHAZDON & J.T. LONGINO. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology** **5** (1):3-21.
- COLWELL, R.K. 2013. Estimate S: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application, <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/index.html>. [Acesso: 01/12/2013].
- CONTE, C.E. & D.C. ROSSA-FERES. 2007. Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta de Araucária no sudeste do Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia** **24** (4): 1025-1037.
- CORCUERA, P. & M.L. JIMÉNEZ. 2008. Does the microarchitecture of mexican dry forest foliage influence spider distribution? **Journal of Arachnology** **36** (3): 552-556.
- CÓRDOVA, S. & J. DUAREZ. 2001. Diversity and community structure of the spiders of the Lower Urubamba Region, Peru, p.67-71. *In*: A. ALONSO; F. DALLMEIER & P. CAMPBELL (Eds.) *Urubamba: the biodiversity of a Peruvian Rainforest*. Smithsonian Institution/MAB Series #7, Washington, 204p.
- DENNIS, P.; M.R. YOUNG & C. BENTLEY. 2001. The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. **Agriculture, Ecosystem and Environment** **86** (1): 39-57.

- DIAS, M.F.R.; A.D. BRESOVIT & M. MENEZES. 2005. Aranhas de solo (Arachnida: Araneae) em diferentes fragmentos florestais no sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica** **5** (1a): 141-150.
- DIAS, S.C; A.D. BRESOVIT; E.C.G. COUTO & C.F. MARTINS. 2006. Species richness and seasonality of spiders (Arachnida, Araneae) in an urban Atlantic forest fragment in Northeastern Brazil. **Urban Ecosystems** **9** (4): 323-335.
- EMBRAPA - SERVIÇO NACIONAL DE LEVANTAMENTO E CONSERVAÇÃO DOS SOLOS. 1984. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná** (Boletim de Pesquisa, 27). Embrapa-Snlcs/Sudesul/Iapar, 196 p.
- FACELLI, J.M.; S.T.A. PICKETT. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review** **57** (1): 1-32.
- FINCH, O.D.; T. BLICK & A. SCHULDT. 2008. Macroecological patterns of spider species richness across Europe. **Biodiversity and Conservation** **17** (12): 2849-2868.
- FOELIX, R.F. 1996. **The biology of spiders**. Oxford University Press. 330 p.
- FOWLER, H.G.; E.M. VENTICINQUE. 1995. Ground spiders (Araneae) diversity in differing habitats in the Ilha do Cardoso State Park. **Naturalia** **20**: 75-81.
- FONSECA, C.R.; G. GANADE; R. BALDISSERA; C.G. BECKER; C. BOELTER; A.D. BRESOVIT; L.M. CAMPOS; T. FLECK; V.S. FONSECA & S. HARTZ. 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation** **142** (6): 1209-1219.
- GALLÉ R.; B. FEHEÉR. 2006. Edge effect on spider assemblages. **Tiscia** **35**: 37-40.
- GASTON, K.J. & R.M. MAY. 1992. The Taxonomy of Taxonomists. **Nature** **356** (6367): 281-281.
- GONÇALVES-SOUZA, T.; G. MATALLANA; A.D. BRESOVIT. 2007. Effects of habitat fragmentation on the spider community (Arachnida, Araneae) in three Atlantic forest remnants in Southeastern Brazil. **Revista Ibérica Aracnologia** **16**:35-42.
- GREENSTONE, M.H. 1984. Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. **Oecologia** **62**: 299-304.
- GUNNARSSON, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. **Journal of Animal Ecology** **59** (2):743-752.
- GUNNARSSON, B. 1996. Bird predation and vegetation structure affecting spruce-living arthropods in a temperate forest. **Journal of Animal Ecology** **65**: 389-397.

- HALAJ, J.; D.W. ROSS & A.R. MOLDENKE. 1998. Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in western Oregon forest canopies. **The Journal of Arachnology** **26** (2): 203-220.
- HALAJ J.; D.W. ROSS & A.R. MOLDENKE. 2000. Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. **Oikos** **90** (1): 139-52.
- HAMMER, Ø.; D.A.T. HARPER; P.D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm [Acesso: 02/04/2014].
- HARWOOD, J.D.; K.D. SUNDERLAND; W.O.C. SYMONDSON. 2001. Living where the food is: web location by Linyphiidae spiders in relation to prey availability in winter wheat. **Journal of Applied Ecology** **38** (1): 88-89.
- HATLEY C.L. & J.A. MACMAHON. 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. **Environmental Entomology** **9** (5): 632-639.
- HENSCHER, J.R. & Y.D. LUBIN. 1997. A test of habitat selection at two spatial scales in a sit-and-wait predator: A web spider in the Namib Desert dunes. **Journal of Animal Ecology** **66** (3): 401-413.
- HODGE, M.A. 1987. Macrohabitat selection by the orb weaving spider, *Micrathena gracilis*. **Psyche** **94**: 347-362.
- HÖFER, H. 1990. The spider community (Araneae) of Central Amazonian blackwater inundation forest (igapó). **Acta Zoologica Fennica** **190**: 173-179.
- HÖFER, H. & A.D. BRESOVIT. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. **Andrias** **15**: 99-119.
- HORE, U. & V.P. UNİYAL. 2008. Use of Spiders (Araneae) as Indicator for Monitoring of Habitat Condition in Terai Conservation Area, India. **Indian Forester** **134** (10): 1371- 1380.
- IAPAR. Instituto ambiental do Paraná: **Dados agroclimáticos**. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/iapar>> [Acesso: 02/06/2013].
- INÁCIO, C.D. & J.A. JARENKOW. 2008. Relações entre a estrutura da sinúsia herbácea terrícola e a cobertura do dossel em floresta estacional no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **31** (1): 41-51.

- INDICATTI, R.P.; D.F. CANDIANI; A.D. BRESCOVIT & H.F. JAPYASSÚ. 2005. Diversidade de aranhas de solo (Arachnida, Araneae) na bacia do Reservatório do Guarapiranga, São Paulo, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** 5 (1a): 1-12.
- JOCQUÉ, R.; F. SAMU; T. BIRD, T. 2005. Density of spiders (Araneae: Ctenidae) in Ivory Coast rainforests. **Journal of Zoology** 266 (1): 105-110.
- KOCH, Z.; M.C. CORRÊA 2002. **Araucária - A Floresta do Brasil Meridional**. Editora Olhar Brasileiro. Curitiba, Paraná, 148p.
- KOEHLER, A; S. PELLICO NETTO & C.R. SANQUETTA. 1998. Análise da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista semidevastada, Fazenda Gralha Azul, Região Metropolitana de Curitiba, com implicações ao manejo. **Revista Acadêmica** 9 (1): 37-60.
- KOZERA, C.; V.A. DITTRICH & S.M. SILVA. 2006. Composição florística da Floresta Ombrófila Mista Montana do Parque Municipal do Barigüi, Curitiba, PR. **Floresta** 36 (1): 45-58.
- LEITE, P.E. & R.M. KLEIN. 1990. Vegetação, p. 112-150. *In*: IBGE: Geografia do Brasil: Região Sul.
- LENSING, J.R.; S. TODD & D.H. WISE. 2005. The impact of altered precipitation on spatial stratification and activity-densities of springtails (Collembola) and spiders (Araneae). **Ecological Entomology** 30 (2): 194-200.
- LOYOLA, R.D.; S.L. BRITO & R.L. FERREIRA. 2006. Ecosystem disturbances and diversity increase: implications for invertebrate conservation. **Biodiversity and Conservation** 1: 25-42.
- MAACK, R. 2012. **Geografia física do Estado do Paraná**. Ponta Grossa, Editora UEPG, 526p.
- MACHADO, S.A. & J.D.P. SIQUEIRA. 1980. Distribuição natural da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O Ktze, p.4-9. *In*: IUFRO Meeting on Forestry Problems of the Genus *Araucaria*. Forestry problems of the genus *Araucaria*. Curitiba, FUPEF, 382p.
- MACHADO, G.; R. PINTO-DA-ROCHA & G. GIRIBET. 2007. What are harvestmen?, p.1-13. *In*: R. PINTO-DA-ROCHA; G. MACHADO & G. GIRIBET (Eds.). Harvestmen: The Biology of Opiliones. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 597p.
- MAGURRAN, A. E. 2011. Medindo a diversidade biológica. Curitiba, Editora UFPR. 261p.

- MALCHOW, E.; A.B. KOEHLER & S. PÉLLICO NETTO. 2006. Efeito de borda em um trecho da floresta ombrófila mista, em fazenda Rio Grande - PR. **Revista Acadêmica** 4 (2): 85-94.
- MARTIN, J.E.H. 1977. **The insects and arachnids of Canada. Part I. Collecting, preparing and preserving insects, mites, and spiders.** Ottawa, Canadian Department of Agriculture Research Branch, Publication no. 1943, 182p.
- MCCULLAGH, P. & J.A. NELDER. 1989. **Generalized Linear Models.** Chapman and Hall: London. 532p.
- MCIVER J.D.; G.L. PARSONS & A.R. MOLDENKE. 1992: Litter spider succession after clear cutting in a western coniferous forest. **Canadian Journal of Forest Research** 22 (7): 984-992.
- MCNETT, B.J.; A.L. RYPSTRA. 2000. Habitat selection in a large orb-weaving spider: vegetational complexity determines site selection and distribution. **Ecological Entomology** 25 (4): 423-432.
- MCREYNOLDS, C.N. & G.A. POLIS. 1987. Ecomorphological factors influencing prey use by two sympatric species of orb-web spiders, *Argiope aurantia* and *Argiope trifasciata* (Araneidae). **Journal of Arachnology** 15: 371-383.
- MCREYNOLDS, C.N. 2000. The impact of habitat features on the web features and prey capture of *Argiope aurantia* (Araneae: Araneidae). **Journal of Arachnology** 28 (2): 169-179.
- MESTRE, L.A.M. & T.R. GASNIER. 2008. Populações de aranhas errantes do gênero *Ctenus* em fragmentos florestais na Amazônia Central. **Acta Amazonica** 38 (1): 158-164.
- MINEO, M.F.; K. DEL-CLARO, & A.D. BRESOVIT. 2010. Seasonal variation of ground spiders in a Brazilian Savanna. **Zoologia** 27 (3): 353-362.
- NENTWIG, W.B.; B. CUTLER & S. HEIMER. 1993. **Spiders of Panamá - Biogeography, investigation, phenology, check list, key and bibliography of a tropical spiders fauna.** Sandhill Crane Press, Gainesville. 274 p.
- NEW, T.R. 1999. Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrate conservation. **Journal of Insect Conservation** 3 (4): 251-256.
- NOGUEIRA, A.A.; R. PINTO-DA-ROCHA & A.D. BRESOVIT. 2006. Comunidade de aranhas orbitelas (Araneae, Arachnida) na região da Reserva Florestal do Morro

- Grande, Cotia, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** 6 (2). Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/bn/v6n2/v6n2a09.pdf> [Acesso: 07/04/2014].
- OLIVEIRA-ALVES A.; M.C.L. PERES; M.A. DIAS; G.S. CAZAI-FERREIRA & L.R.A. SOUTO. 2005. Estudos das comunidades de aranhas (Arachnida: Araneae) em ambiente de Mata Atlântica no Parque Metropolitano de Pituacu. PMP, Salvador, Bahia. **Biota Neotropica** 5 (1a): 91-98.
- OTT, R. 2004. **Aspectos ecológicos da macrofauna aracnológica de serrapilheira (Araneae, Opiliones, Scorpiones) em áreas de Floresta Ombrófila Mista primária, secundária e em silvicultura de *Pinnus* sp. no Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata, São Francisco de Paula, RS.** Tese de Doutorado, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p.119.
- OTT, R; E.H. BUCKUP; & M.A.L. MARQUES. 2007. Aranhas. p.172-185. In F.G. BECKER; R.A. RAMOS & L.A. MOURA (Orgs.). Biodiversidade da Região da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 388p.
- OZANNE C.M.P.; M.R. SPEIGHT; C. HAMBLER & H.F. EVAN. 2000. Isolated trees and forest patches: patterns in canopy arthropod abundance and diversity in *Pinus sylvestris* (Scots Pine). **Forest Ecology and Management** 137 (1-3): 53-63.
- OXBROUGH, A.G.; T. GITTINGS; J. O'HALLORAN; J. GILLER, J. & G.F. SMITH. 2005. Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. **Forest Ecology and Management** 212 (1-3): 171-183.
- PELLICO NETTO, S.; F.J. FABROWSKI & S.H. WEBER. 2007. Análise da estrutura diamétrica do sassafrás (*Ocotea odorifera* (Vell.) Rower) em fragmentos florestais no município de Fazenda Rio Grande, Paraná. **Ambiência** 3 (2): 167-181.
- PERNER, J. & S. SCHUELER. 2004. Estimating the density of ground-dwelling arthropods with pitfall traps using a nested-cross array. **Journal of Animal Ecology** 73 (3): 469-477.
- PINHEIRO, J; D. BATES; S. DEBROY; D. SARKAR. 2009. **R Core Team nlme: Linear and nonlinear mixed effects models.** R package version 3.1-96, Available via DIALOG, <http://cran.r-project.org/package=nlme>. [Acesso: 12/01/2014].

- PINTO-DA-ROCHA, R.; M.B. DA-SILVA & C. BRAGAGNOLO. 2005. Faunistic similarity and historic biogeography of the harvestmen of southern and southeastern Atlantic Rain Forest of Brazil. **Journal of Arachnology** **33** (2): 290-299.
- PINTO-LEITE, C.M.; A.C. GUERRERO & T.K. BRAZIL. 2008. Non-random patterns of spider species composition in an Atlantic rainforest. **Journal of Arachnology** **36** (2): 448-452.
- PODGAISKI, L.R.; R. OTT; E.N.L. RODRIGUES; E.H. BUCKUP & M.A.L. MARQUES. 2007. Araneofauna (Arachnida; Araneae) do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, **7**(2).
Disponível: <http://www.scielo.br/pdf/bn/v7n2/a23v07n2.pdf>. [Acesso: 02/02/2014].
- POLIS G.A. & D.R. STRONG. 1996. Food web complexity and community dynamics. **The American Naturalist** **147** (5): 813-46.
- PORTELA, R.C.Q. & F.A.M. SANTOS. 2007. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. **Revista Brasileira de Botânica** **30** (2): 271-280.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2013. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- RAIZER J.; H.F. JAPYASSÚ; R.P. INDICATTI & A.D. BRESOVIT. 2005. Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do pantanal norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. **Biota Neotropica** **5**(1a): 125-140.
- RAUB F.; H. HÖFER; L. SCHEUERMANN & R. BRANDL. 2014. The conservation value of secondary forests in the southern Brazilian Mata Atlântica from a spider perspective. **Journal of Arachnology** **42** (1): 52-73
- RECHER H.F.; J.D. MAJER & S. GANESH. 1998. Seasonality of canopy invertebrate communities in eucalypt forests of eastern and western Australia. **Australian Journal of Ecology** **21** (1): 64-80.
- REGO, F.N.N.A.; E.M. VENTICINQUE & A.D. BRESOVIT. 2005. Densidades de aranhas errantes (Ctenidae e Sparassidae: Araneae) em uma floresta fragmentada. **Biota Neotropica** **5** (1a): 45-52.
- REGO, F.N.N.A.; E.M. VENTICINQUE & A.D. BRESOVIT. 2007. Effects of forest fragmentation on four *Ctenus* spider populations (Araneae: Ctenidae) in central

- Amazonia, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 42 (2): 137-144.
- RICETTI, J. & A.B. BONALDO. 2008. Diversidade e estimativas de riqueza de aranhas em quatro fitofisionomias na Serra do Cachimbo, Pará, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia** 98 (1): 88-99.
- RODRIGUES, E.N.L. 2005. Araneofauna de serapilheira de duas áreas de uma mata de restinga no município de Capão do Leão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas** 18 (1): 73-92.
- RODRIGUES, E.N.L. 2011. **Composição e estrutura da fauna araneológica (Arachnida, Araneae) associada ao estrato arbóreo-arbustivo de matas ciliares e seus microambientes no Rio Grande do Sul, Brasil**. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 246 p.
- RODRIGUES, E.N.L.; M.S. MENDONÇA & L.E. COSTA-SCHMIDT. 2014. Spider diversity responds strongly to edge effects but weakly to vegetation structure in riparian forests of Southern Brazil. **Arthropod-Plant Interactions** 8 (2): 123-133.
- RYPSTRA, A.R. 1986. Web spiders in temperate and tropical rainforest: relative abundance and environmental correlates. **American Midland Naturalist** 115 (1): 42-51.
- RYPSTRA, A.L.; P.E. CARTER; R.A. BALFOUR & S.D. MARSHALL. 1999. Architectural modifications of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. **Journal of Arachnology** 27 (1):371-377.
- SANTOS, A.J.; A.D. BRESCOVIT & H.F. JAPYASSÚ. 2007. Diversidade de aranhas: sistemática, ecologia e inventários de fauna, p. 1-23. *In*: M.O. GONZAGA; A.J. SANTOS & H.F. JAPYASSÚ. (Orgs.). *Ecologia e Comportamento de Aranhas*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 400p.
- SANTOS, A.J. 1999. Diversidade e composição em espécies de aranhas da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (LINHARES/ES). Dissertação de Mestrado. UNICAMP. 109p.
- SCHEIDLER, M. 1990. Influence of habitat structure and vegetation architecture on spiders. **Zoologischer Anzeiger** 225 (5-6): 333-340.
- SCHEINER, S.M. & M.R. WILLIG. 2011. *The Theory of Ecology*. University of Chicago Press, Chicago, 416p.

- SØRENSEN, L.L. 2004. Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of a montane forest in Tanzania. **Biodiversity & Conservation** **13** (2): 437-452.
- SØRENSEN, L.L.; J.A. CODDINGTON & N. SCHARFF. 2002. Inventorying and estimating sub-canopy spider diversity using semi-quantitative sampling methods in an Afromontane forest **Environmental Entomology** **31**: 319-330.
- SOUZA, A.L.T. & R.P. MARTINS. 2004. Distribution of plant-dwelling spiders: inflorescences versus vegetative branches. **Austral Ecology** **29** (6): 342-349.
- SOUZA, A.L.T. 2007. Influência da estrutura do habitat na abundância e diversidade de aranhas. P. 25-43. *In*: M.O. GONZAGA; A.J. SANTOS & H.F. JAPYASSÚ (Eds.). *Ecologia e comportamento de aranhas*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, X+400p.
- STEVENSON, B.G. & D.L. DINDAL. 1982. Effect of leaf shape on forest litter spiders: Community organization and microhabitat selection of immature *Enoplognatha ovata* (Clerck) (Theridiidae). **Journal of Arachnology** **10** (2):165-178.
- STILES G.J. & F.A. COYLE. 2001. Habitat distribution and life history of species in the spider genera *Theridion*, *Rugathodes* and *Wamba* in the Great Smoky Mountains National Park (Araneae, Theridiidae). **Journal of Arachnology** **29** (3): 396-412.
- SUTER, R.B. 1981. Behavioral thermoregulation solar orientation in *Frontinella communis* Linyphiidae, a 6-mg spider. **Behavioral Ecology and Sociobiology** **8** (2): 77-81.
- THOMAZINI, M.J. & A.P.B.W. THOMAZINI, 2000. **A fragmentação florestal e a diversidade de Insetos nas florestas tropicais úmidas**. Rio Branco: Embrapa Acre, 21p.
- TOTI, D.S.; F.A. COYLE & J.A. MILLER. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. **Journal of Arachnology** **28** (3): 329-345.
- TURNBULL, A.L. 1973. Ecology of the true spiders (Araneomorphae). **Annual Review of Entomology** **18**: 305-348.
- UEHARA-PRADO, M.; J.O. FERNANDES; A.M. BELLO; G. MACHADO; A.J. SANTOS; F.Z. VAZ-DE-MELLO & A.V.L. FREITAS. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** **142** (6): 1220-1228.

- UETZ, G.W. 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities. **Oecologia** **40**: 29-42.
- UETZ, G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging, p.325-348. *In*: S.S. BELL; E.D. MCCOY & H.R. MUSHINSKY (Eds.). Habitat structure: The physical arrangement of objects in space. Chapman and Hall, London, xiv + 428 p.
- VOLLMER, A.T. & J.A. MACMAHON. 1974 . Comparative water relations of five species of spiders from different habitats. **Comparative Biochemistry and Physiology** **47** (2): 753-765.
- WAGNER, J.D.; S. TOFT & D.H. WISE. 2003. Spatial stratification in litter depth by forest-floor spiders. **Journal of Arachnology** **31** (1): 28-39.
- WILLET, T.R. 2001. Spiders and other arthropods as indicators in old growth versus logged redwood stands. **Restoration Ecology** **9** (4): 410-420.
- WILSON, E.O. 1997. A situação atual da diversidade biológica, p. 3-24. *In*: E.O. WILSON & F.M. PETER (Eds.) Biodiversidade. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 657p.
- WISE, D.H. 1993. **Spider in ecological webs**. Cambridge University Press, New York, 344p.
- WOLDA, H. 1988. Insect seasonality: why? **Annual Review of Ecology and Systematics** **19** (1): 1-18.
- ZAR, J. 1999. **Biostatistical analysis**. New Jersey, Prentice Hall. 663p.
- ZUUR, A.F.; E.N. IENO; N.J. WALKER; A.A. SAVELIEV & G.M. SMITH. 2009. **Mixed effects models and extensions in ecology with R (Statistics for Biology and Health)**. Springer, New York, 574p.

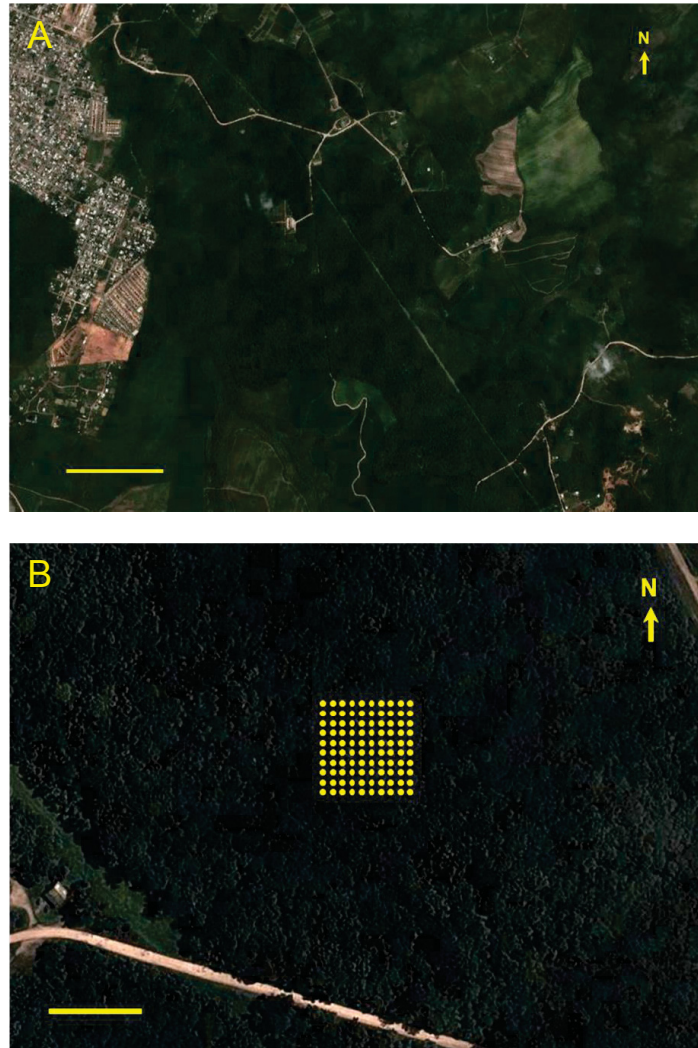


Figura 1. Remanescente florestal da Fazenda Experimental Galha Azul, Fazenda Rio Grande, PR. (a) Imagem de satélite com o aspecto da vegetação em estágio avançado/primário de sucessão florestal. (b) Localização das quadrículas de 25 m² utilizadas como unidade amostral. Imagem obtida em dezembro de 2013. Fonte, Google Earth 7.0.3.8542, Escala: (a) 500m, (b) 50 m.



Figura 2. Aspecto da serapilheira do interior do remanescente florestal da Fazenda Galha Azul, Fazenda Rio Grande, PR.



Figura 3. Armadilha de solo (*pitfall-trap*) instalada em uma quadrícula de 25 m² no interior do remanescente florestal da Fazenda Galha Azul, Fazenda Rio Grande, PR.



Figura 4. Instalação de um registrador automático de dados no interior do remanescente florestal da Fazenda Galha Azul, Fazenda Rio Grande, PR.

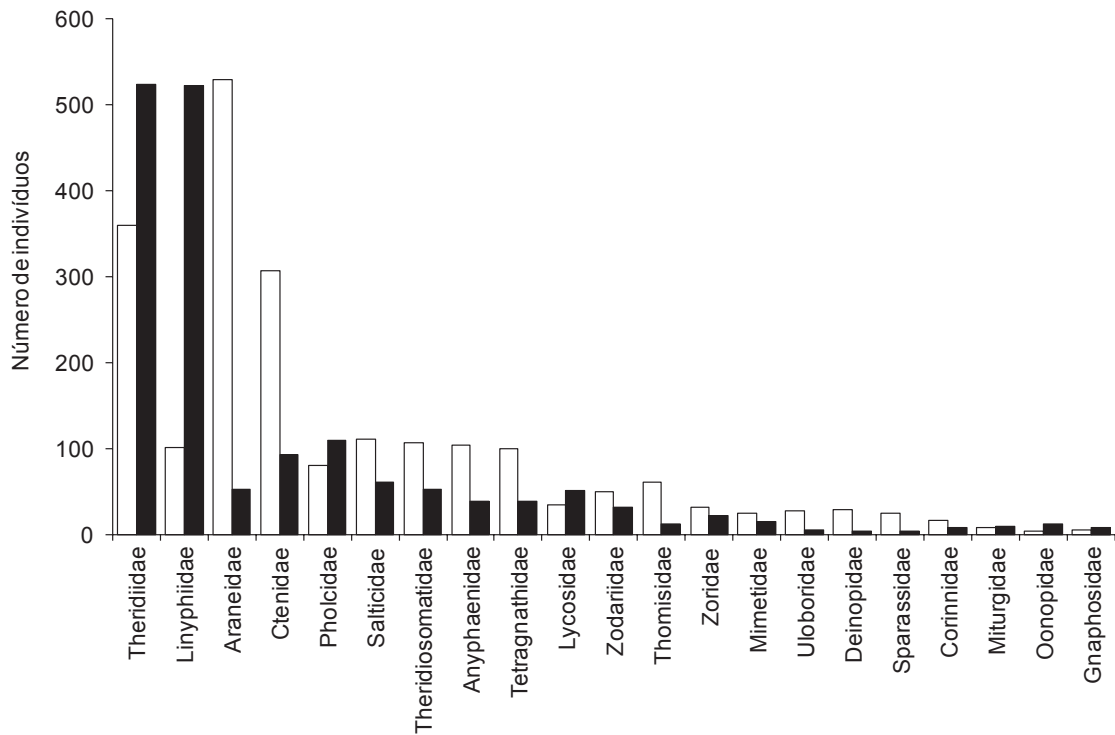


Figura 5. Abundância de jovens e adultos das famílias de aranhas com mais de dez indivíduos coletados em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. Barras vazias= Jovens, Barras preenchidas: adultos.

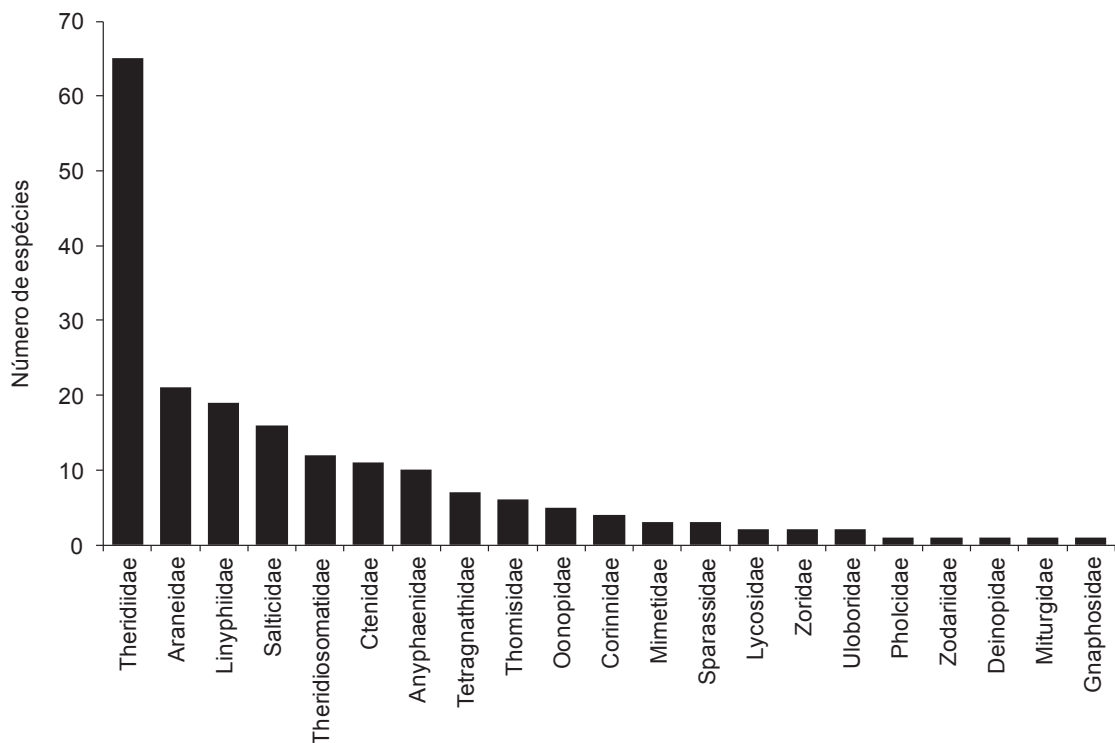


Figura 6. Riqueza por família das aranhas com mais de dez indivíduos coletados em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista.

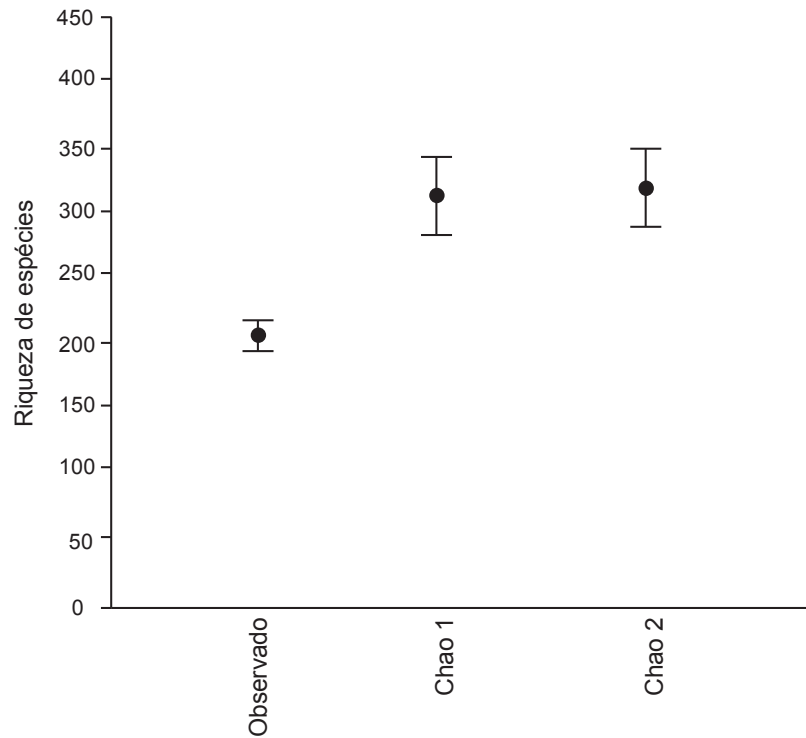


Figura 7. Riqueza observada e estimada para a sexagésima amostra (CN + AS) do inventário de aranhas em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. Barras= intervalo de confiança (95%).

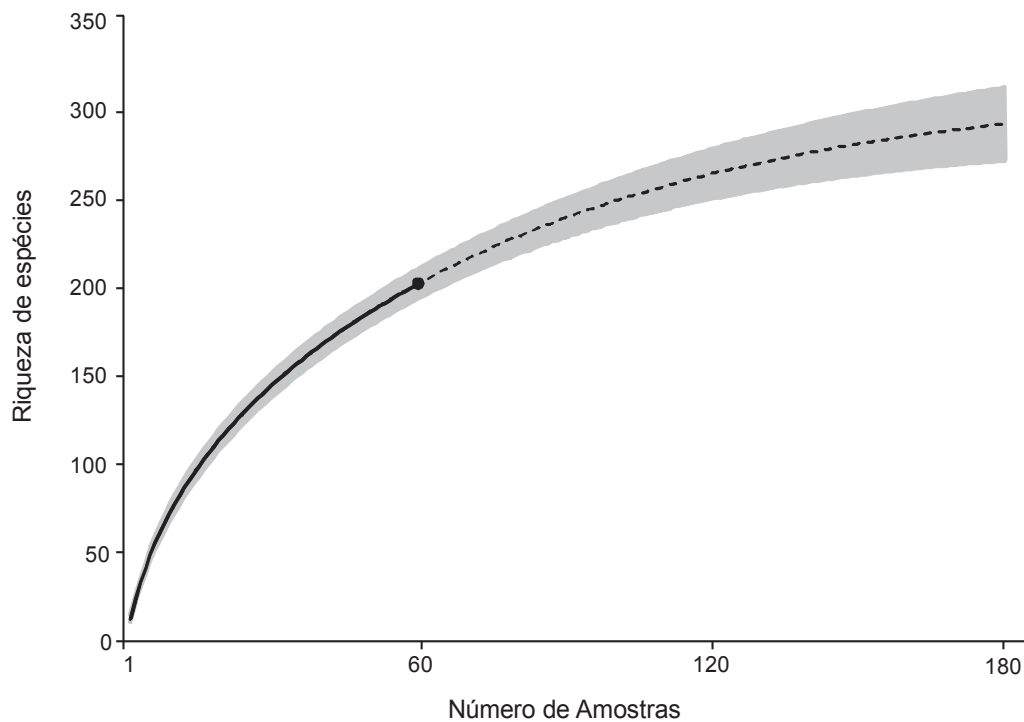


Figura 8. Riqueza de espécies de aranhas acumulada e estimada para um remanescente de Floresta Ombrófila Mista. Amostra referencial: círculo sólido; curva de rarefação: linha contínua; extrapolação: linha tracejada; Área cinza: intervalo de confiança (95%).

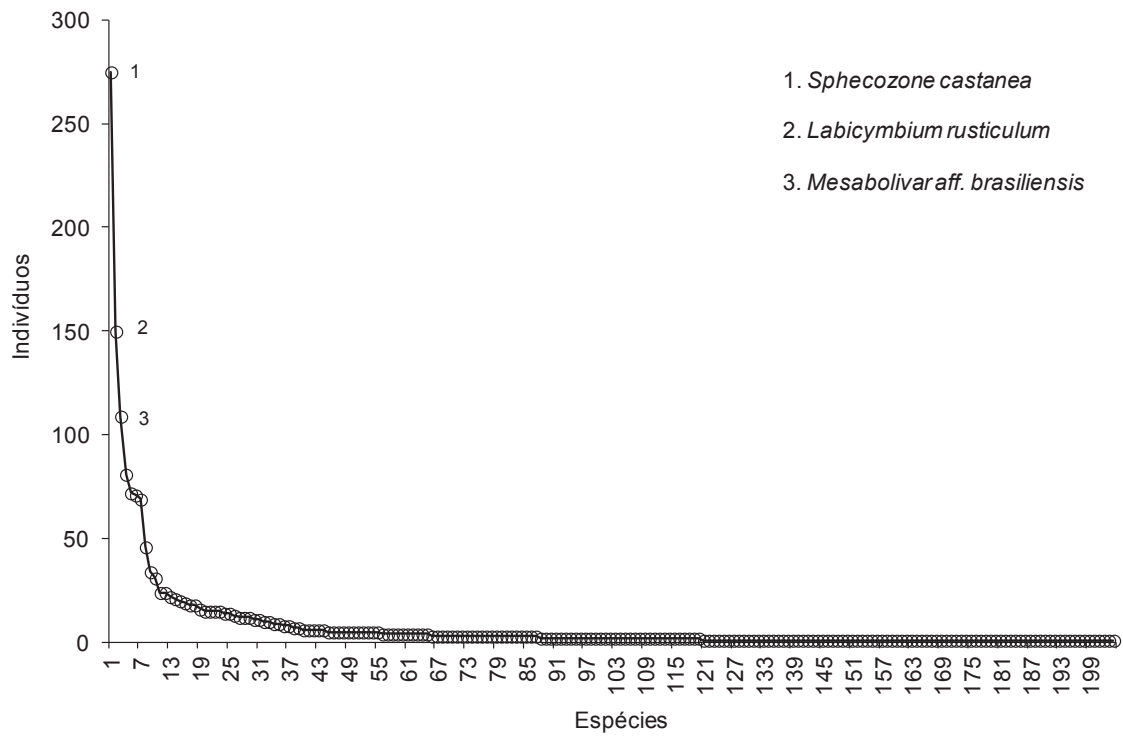


Figura 9. Distribuição de abundâncias de espécies de aranhas de um remanescente florestal em Floresta Ombrófila Mista.

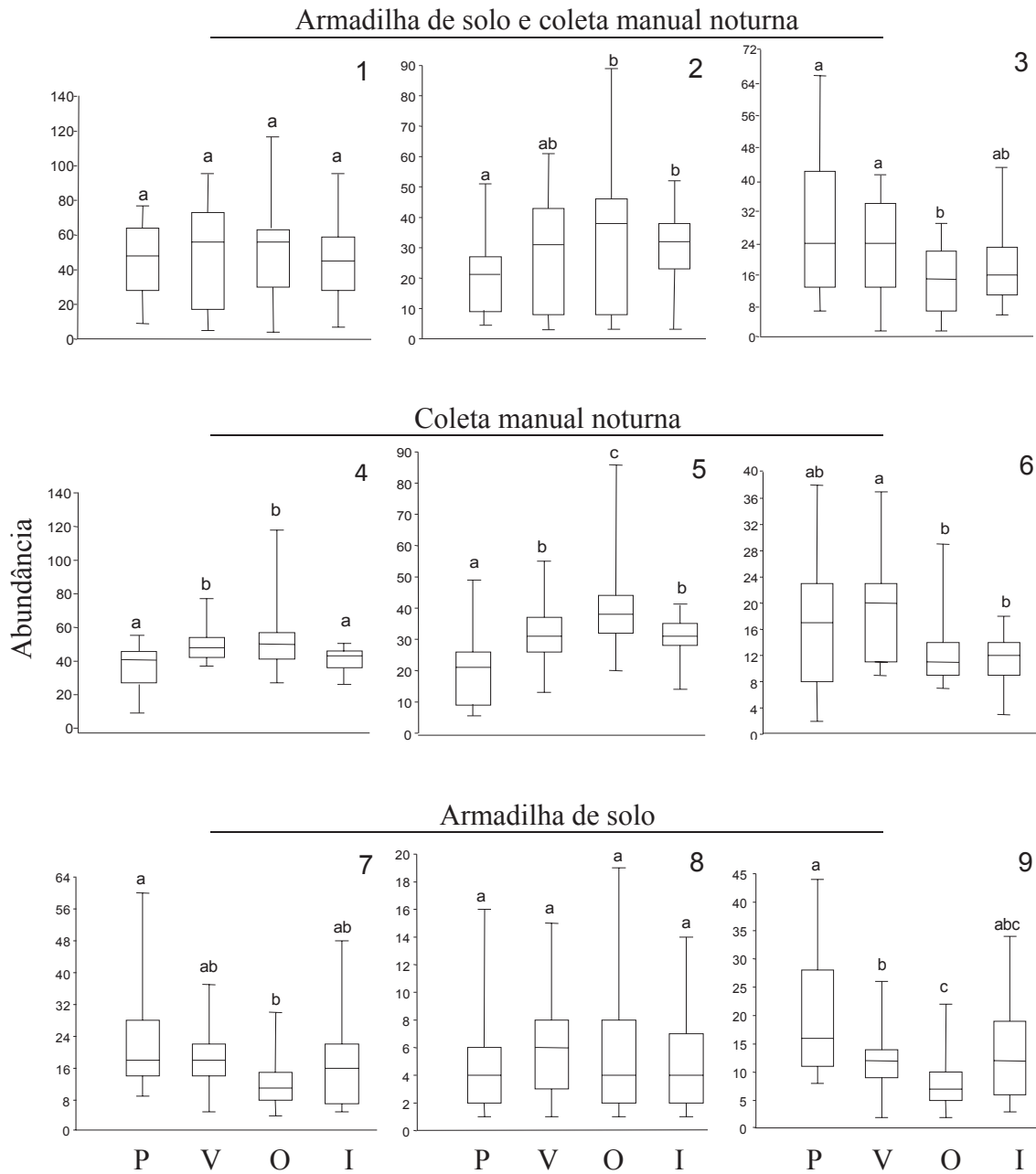


Figura 10. Abundância de aranhas jovens e adultas obtidas por dois métodos de coleta em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre outubro de 2010 a setembro de 2011. Coleta manual noturna e armadilha de solo: (1) jovens e adultos; (2) jovens; (3) adultos. Coleta manual noturna: (4) jovens e adultos; (5) jovens; (6) adultos. Armadilha de solo: (7) jovens e adultos; (8) jovens; (9) adultos. Letras diferentes sobre a caixa indicam diferença significativa no teste *a posteriori* de Mann-Whitney. Média representada pela barra horizontal. As bordas das caixas indicam o quartil inferior e superior. P = primavera, V = verão, O = outono, I = inverno.

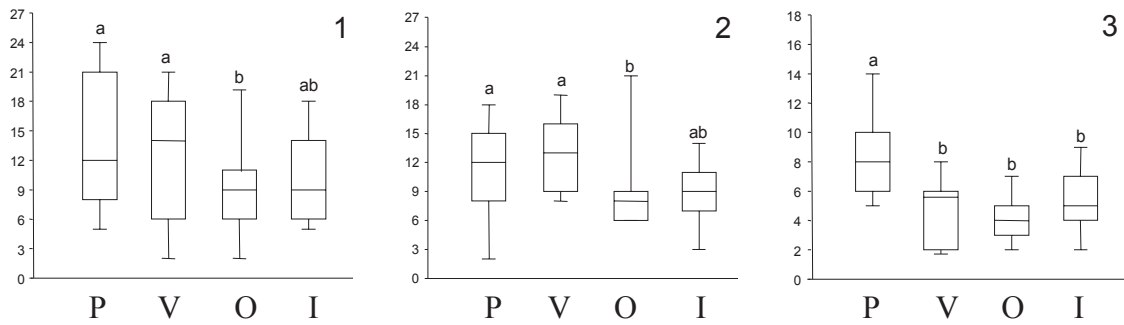


Figura 11. Riqueza de aranhas obtidas por dois métodos de coleta em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a setembro de 2011. Coleta manual noturna e armadilha de solo: (1) armadilha de solo e coleta manual noturna; (2) coleta manual noturna; (3) armadilha de solo. Letras diferentes sobre a caixa indicam diferença significativa no teste *a posteriori* de Mann-Whitney. Média representada pela barra horizontal. As bordas das caixas indicam o quartil inferior e superior. P=primavera, V=verão, O=outono, I=inverno.

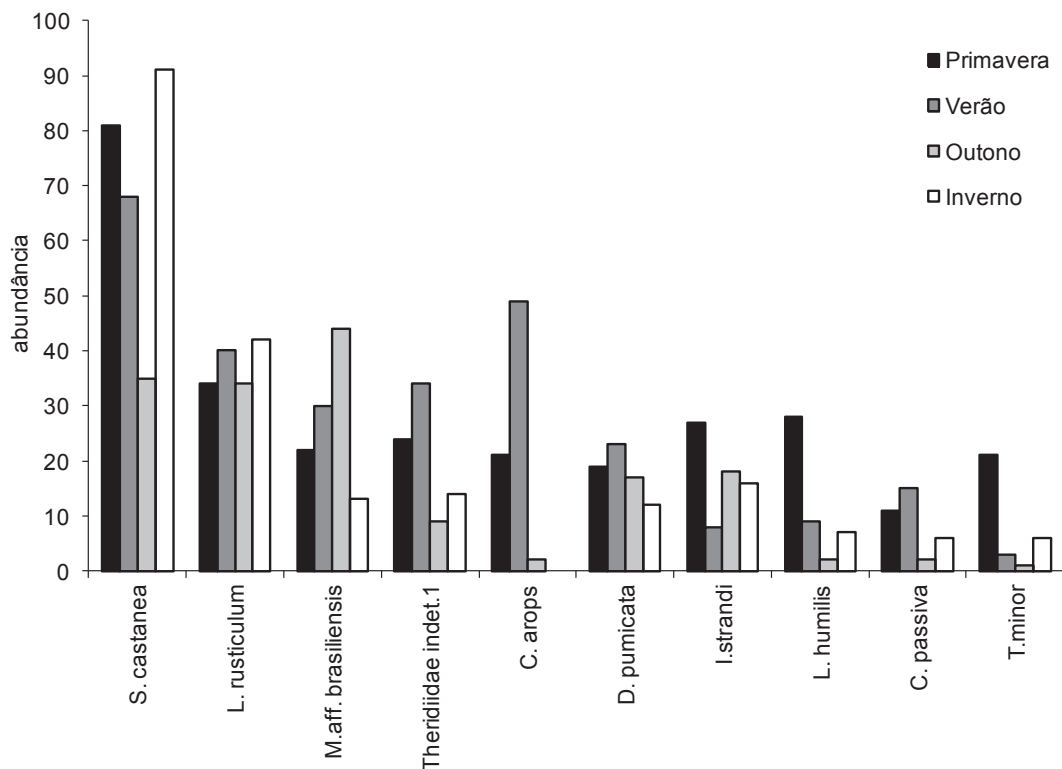


Figura 12. Abundância dos táxons de aranhas com maior contribuição para a dissimilaridade entre as estações do ano em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a setembro de 2011.

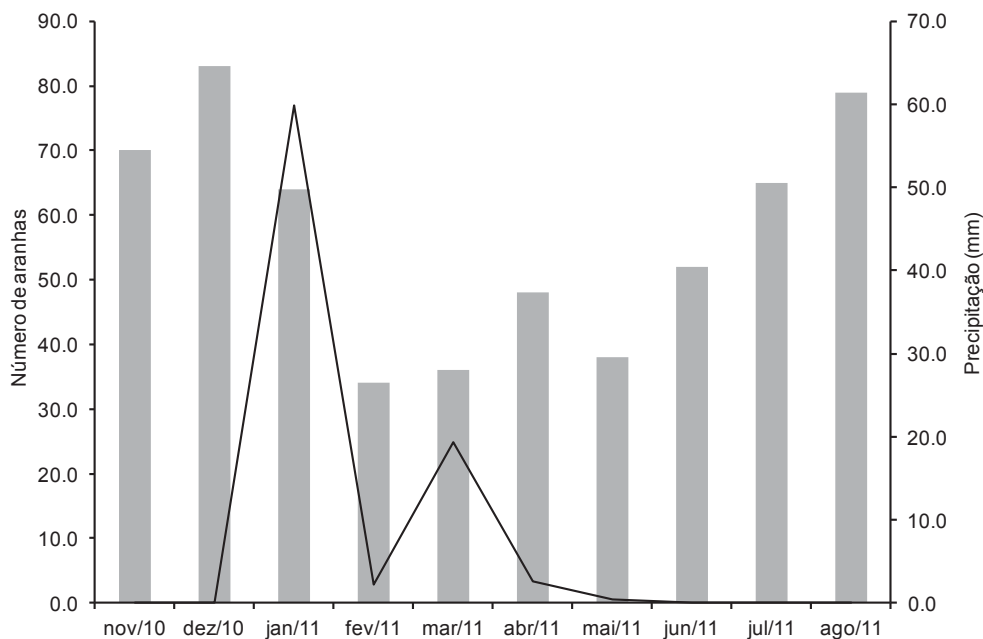


Figura 13. Abundância de aranhas adultas coletadas por AS (barras) e precipitação acumulada (linha contínua) nos dois dias anteriores à data de coleta, em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre novembro de 2010 a agosto de 2011.

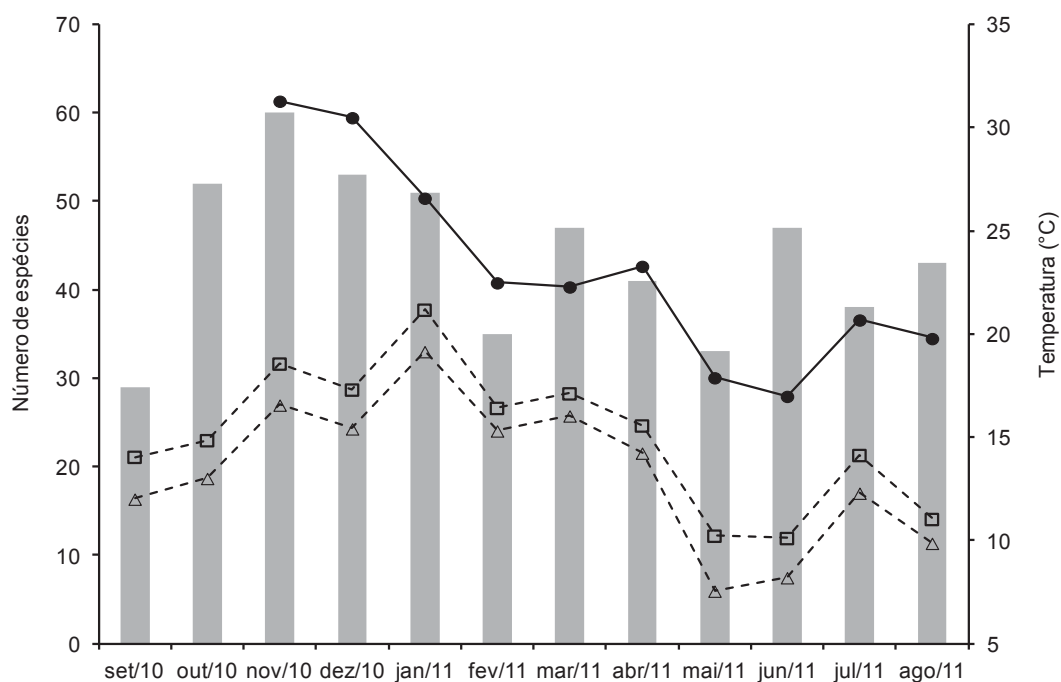


Figura 14. Riqueza de aranhas coletadas por AS (barras) e média de temperatura regional e do microclima, em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre novembro de 2010 a agosto de 2011. Círculo preenchido: média da temperatura regional máxima do dia da coleta; Quadrado e triângulo vazios: temperaturas média e mínima dentro do remanescente florestal do período de cinco dias anteriores à coleta.

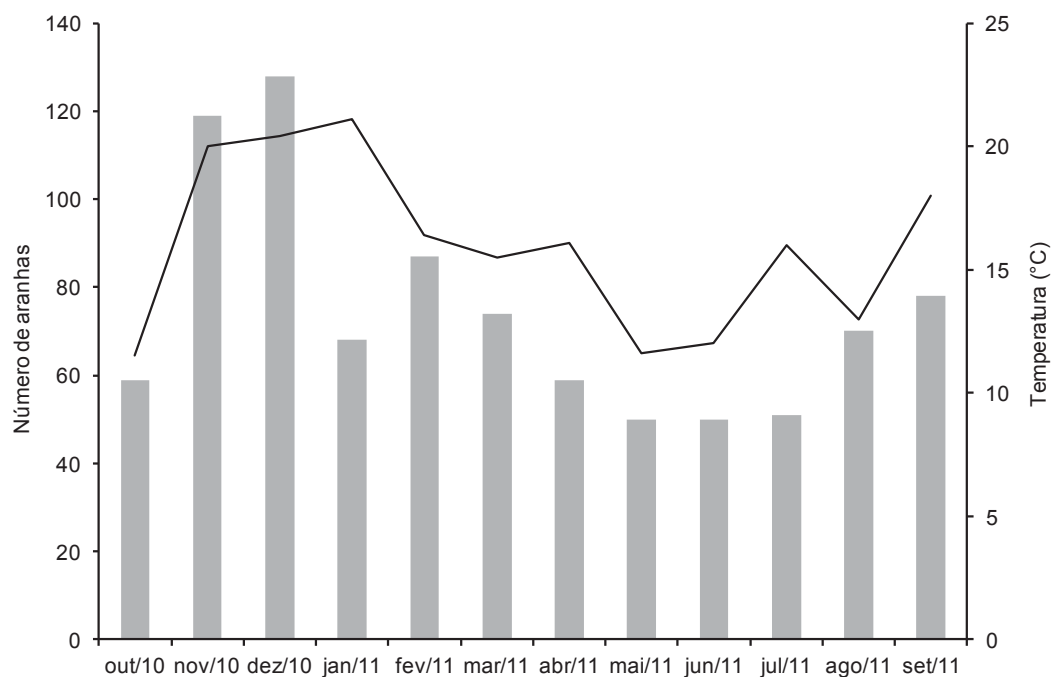


Figura 15. Abundância de aranhas adultas coletadas por CN (barras) e temperatura média do ar nos dias de coleta (linha contínua), em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a agosto de 2011.

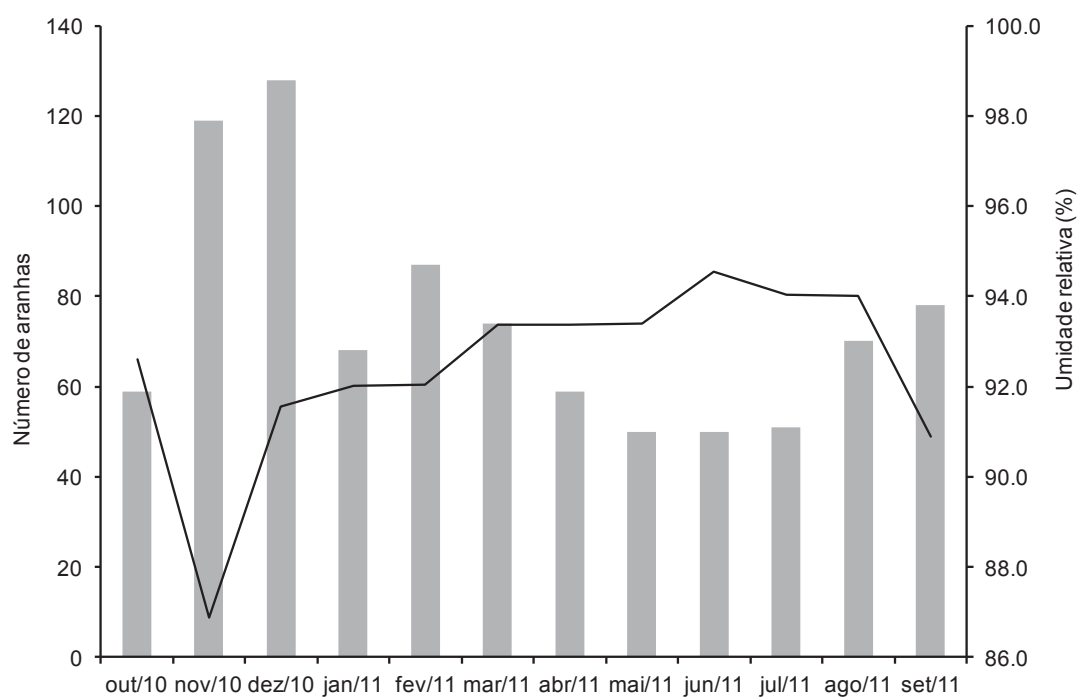


Figura 16. Abundância de aranhas adultas coletadas por CN (barras) e média da umidade relativa do ar dos 30 dias anteriores à data de coleta (linha contínua), em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a agosto de 2011.

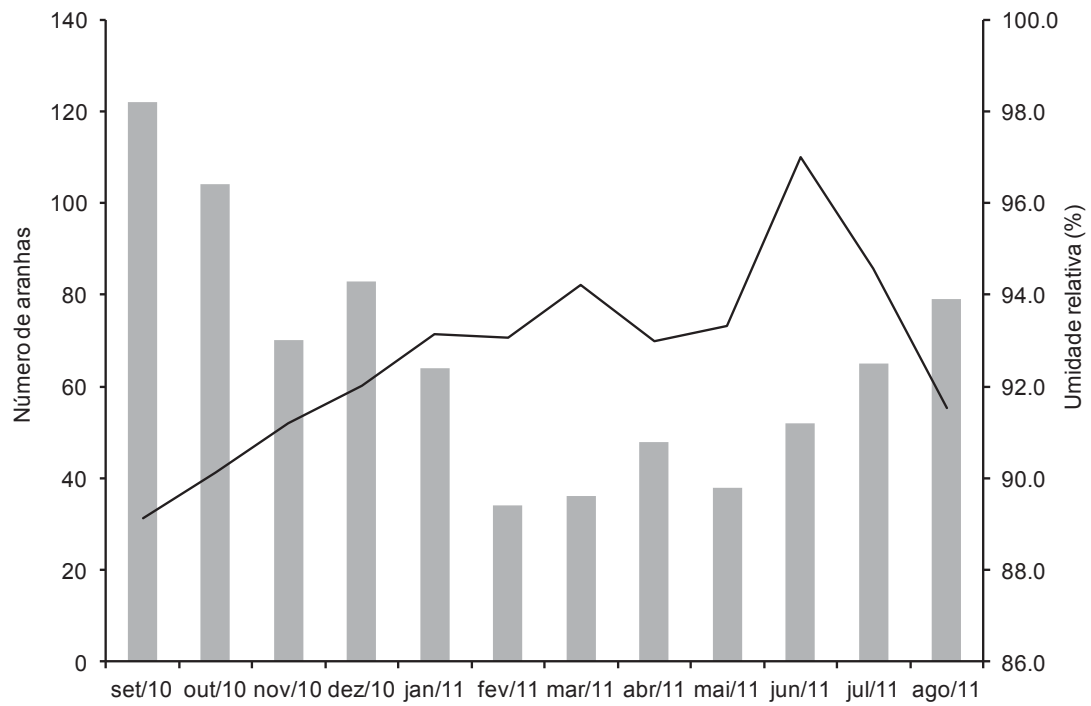


Figura 17. Abundância de aranhas adultas coletadas por AS (barras) e média da umidade relativa do ar dos cinco dias anteriores à data de coleta (linha contínua), em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a agosto de 2011.

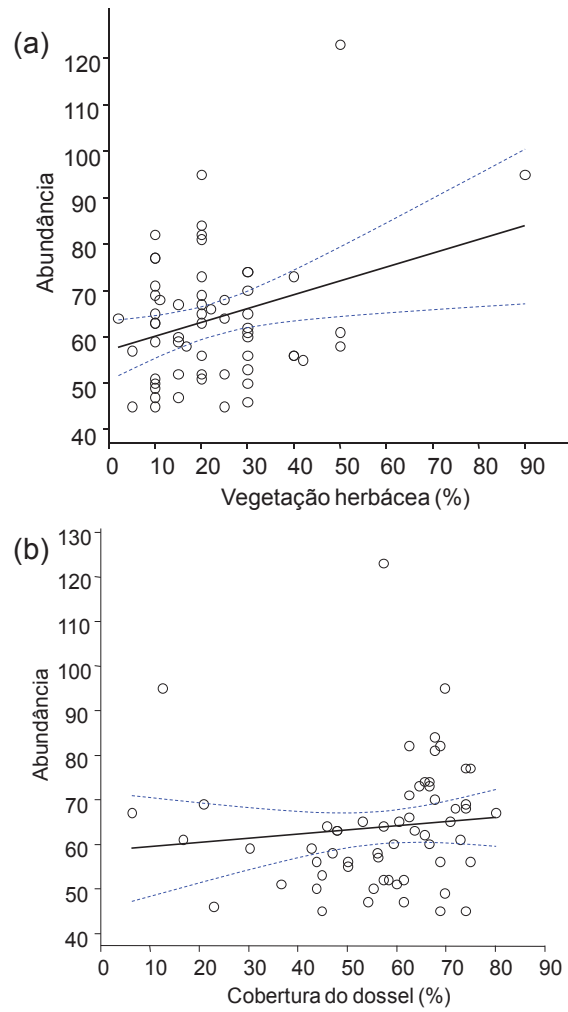


Figura 18. Abundância de aranhas jovens e adultas em função do percentual de vegetação herbácea (a), cobertura do dossel (b) (IC 95%), em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a agosto de 2011.

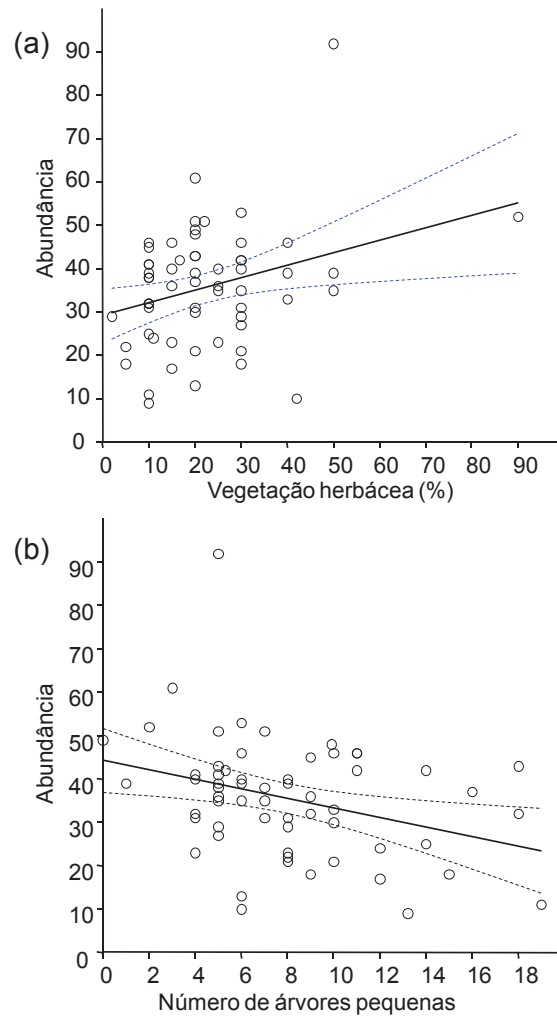


Figura 19. Abundância de aranhas jovens em função da vegetação herbácea (a) e número de árvores com pequenas (b). (IC 95%), em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a agosto de 2011.

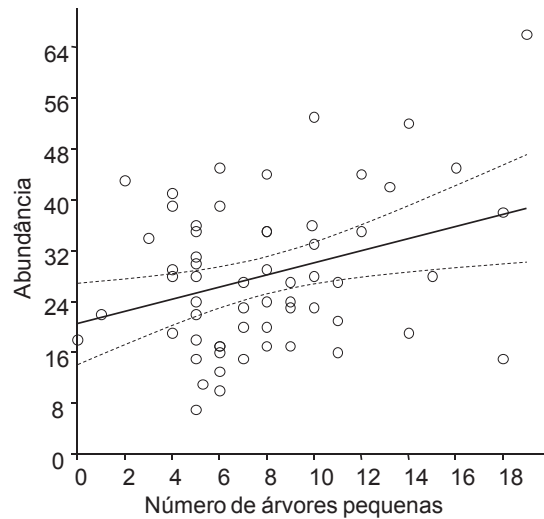


Figura 20. Abundância de aranhas adultas em função do número de árvores pequenas (IC 95%), em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a agosto de 2011.

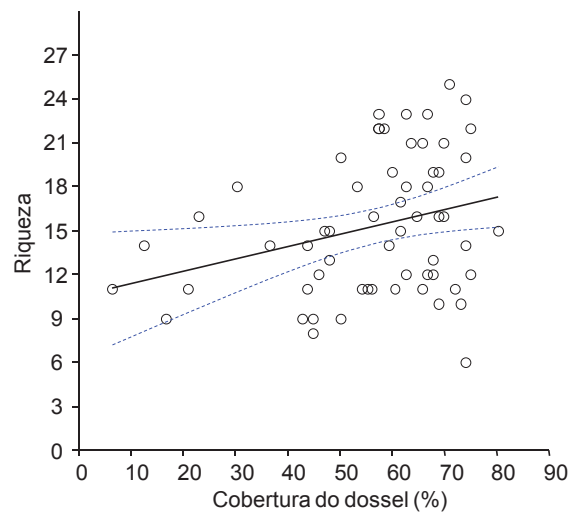


Figura 21. Riqueza de aranhas em função da cobertura do dossel (IC 95%), em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a agosto de 2011.

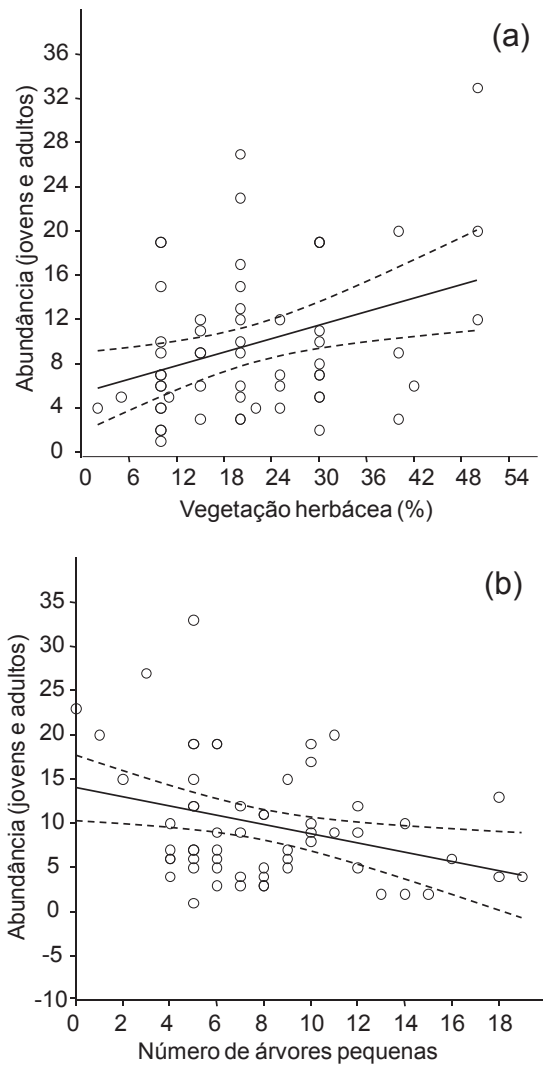


Figura 22. Correlação da abundância de Araneidae jovens e adultos com cobertura por vegetação herbácea (%) (a) e quantidade de árvores pequenas (b) (IC 95%), em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a agosto de 2011.

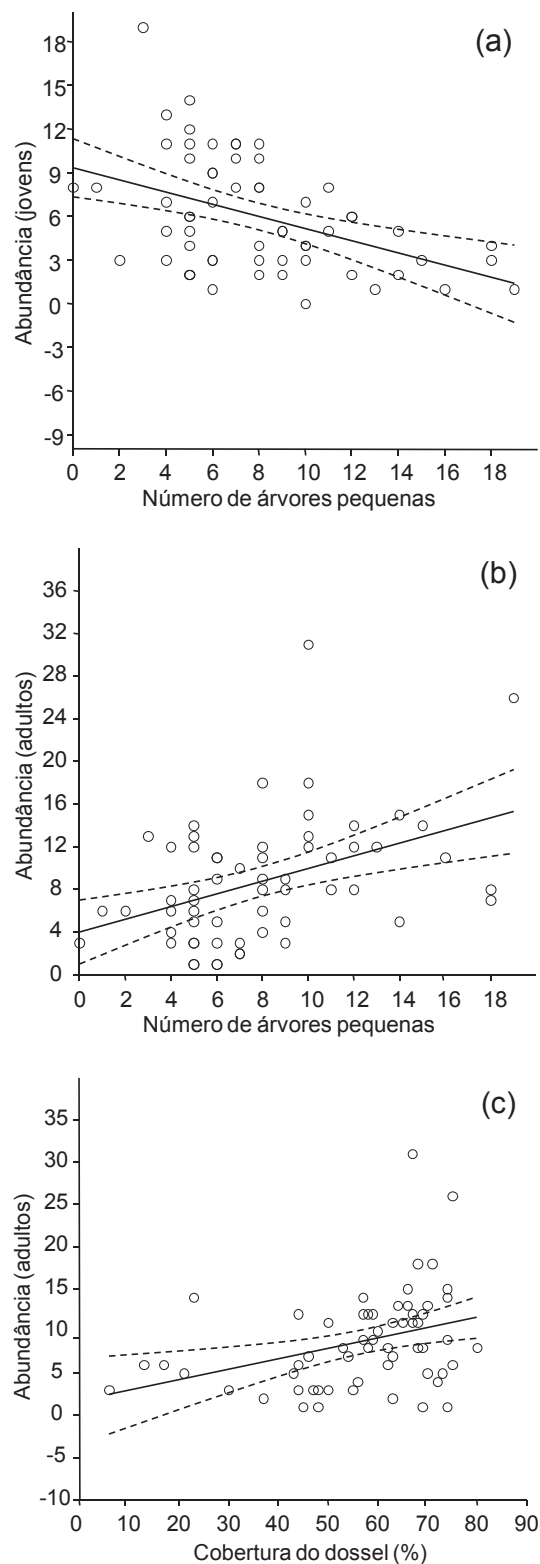


Figura 23. Correlação da abundância Theridiidae jovens com a quantidade de árvores pequenas (a) e adultos com a quantidade de árvores pequenas (b) e cobertura do dossel (c) (IC 95%), em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a agosto de 2011.

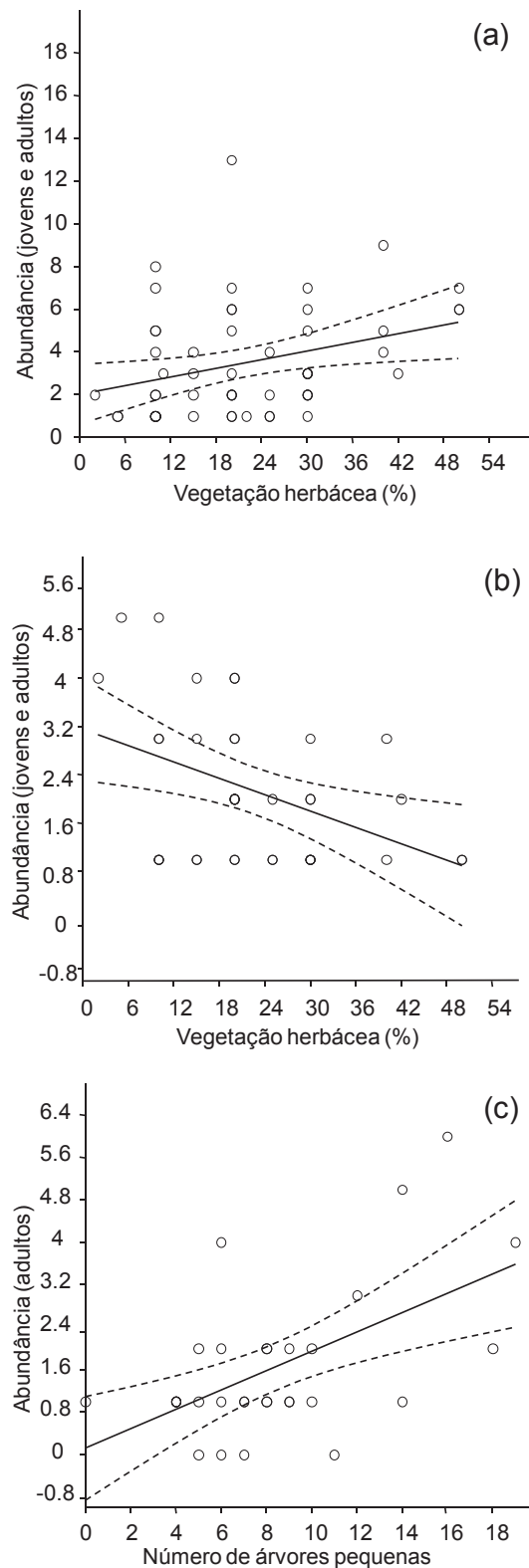


Figura 24. Correlação da abundância de jovens e adultos de Pholcidae (a) e Zodariidae (b) com a cobertura por vegetação herbácea (%) e de adultos de Lycosidae com a quantidade de árvores pequena (IC 95%), em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, entre setembro de 2010 a agosto de 2011.

Tabela 1. Valores do teste de Kruskal-Wallis e p ($\alpha=0,05$) para comparações de abundância de aranhas de jovens e adultas obtidas por dois métodos de coleta entre as quatro estações do ano, entre outubro de 2010 a outubro de 2011. CN = Coleta manual noturna, AS = Armadilha de solo.

CN e AS		
jovens e adultos	$H=1,89$	$p=0,59$
jovens	$H=8,48$	$p=0,03$
adultos	$H=8,76$	$p=0,03$
CN		
jovens e adultos	$H=12,56$	$p=0,005$
jovens	$H=18,49$	$p=0,003$
adultos	$H=9,52$	$p=0,020$
AS		
jovens e adultos	$H=8,85$	$p=0,04$
jovens	$H=2,1$	$p=0,53$
adultos	$H=14,05$	$p=0,02$

Tabela 2. Valores de p significativos ($\alpha=0,05$) dos testes *a posteriori* de Mann-Whitney para comparações de abundância de aranhas jovens e adultas obtidas por dois métodos de coleta entre pares de estações do ano, entre outubro de 2010 a outubro de 2011. CN = Coleta manual noturna, AS = Armadilha de solo, P = primavera, V = verão, O = outono, I = inverno.

CN e AS		
Jovens	P – I	$U=91,5; p=0,01$
	P – O	$U=94,0; p=0,01$
Adultos	P – O	$U=115; p=0,02$
	V – O	$U=111; p=0,01$
CN		
Jovens e adultos	P – O	$U=47; p=0,006$
	P – V	$U=46; p=0,006$
	V – I	$U=60; p=0,03$
	I – O	$U=62; p=0,03$
Jovens	P – V	$U=50; p=0,01$
	P – O	$U=27; p=0,004$
	P – I	$U=44; p=0,005$
	V – O	$U=63; p=0,04$
	I – O	$U=53; p=0,01$
Adultos	P – O	$U=74; p=0,01$
	P – V	$U=100; p=0,02$
AS		
Adultos	P – V	$U=64; p=0,03$
	P – O	$U=24; p=0,002$
	V – O	$U=61; p=0,04$

Tabela 3. Valores de p significativos ($\alpha=0,05$) do teste *a posteriori* de Mann-Whitney para comparações de riqueza de aranhas obtidas por dois métodos de coleta entre as estações do ano, entre outubro de 2010 a outubro de 2011. CN= Coleta manual noturna, AS= Armadilha de solo, P= primavera, V= verão, O= outono, I= inverno.

CN e AS	
P – O	$U=126; p=0,04$
V – O	$U=120; p=0,03$
CN	
V – O	$U=42; p=0,003$
V – I	$U=53; p=0,010$
AS	
P – V	$U=29; p=0,0004$
P – O	$U=11,5; p=2,7E-05$
P – I	$U=44; p=0,0040$

Tabela 4. Táxons com valor de contribuição cumulativa de até 50% elencadas pela análise SIMPER. P= primavera, V= verão, O= outono, I= inverno.

Espécies	Contribuição	Cumulativa %	Abundância média por estação			
			P	V	O	I
<i>Sphecozone castanea</i>	9,8	11,9	4,1	3,4	1,8	4,6
<i>Labicymbium rusticulum</i>	6,0	19,2	1,7	2,0	1,7	2,1
<i>Mesabolivar aff. brasiliensis</i>	4,7	24,9	1,1	1,5	2,2	0,7
<i>Guaraniella sp.1</i>	4,2	29,9	1,2	1,7	0,5	0,7
<i>Chrysso arops</i>	3,4	34,1	1,1	2,5	0,1	0,0
<i>Dipoena pumicata</i>	3,4	38,1	1,0	1,2	0,9	0,6
<i>Isoctenus strandi</i>	3,1	41,9	1,4	0,4	0,9	0,8
<i>Lobizon humilis</i>	2,1	44,4	1,4	0,5	0,1	0,4
<i>Cryptachaea passiva</i>	1,7	46,5	0,6	0,8	0,1	0,3
<i>Tenedos minor</i>	1,7	48,5	1,1	0,2	0,1	0,3

Tabela 5. Resultados da correlação de Spearman ($p \leq 0,05$) entre abundância e riqueza de aranhas com variáveis abióticas regionais dos dias de coleta e média de períodos anteriores ao dia de coleta. CN= Coleta manual noturna, AS= armadilha de solo.

Abundância de jovens e adultos (CN)	Rs	<i>p</i>
Temperatura máxima (°C) 30 dias	0,80	0,003
Temperatura mínima (°C) 30 dias	0,70	0,010
Abundância de adultos (CN)		
Temperatura máxima (°C) no dia de coleta	0,75	0,007
Temperatura máxima (°C) 1 dia	0,71	0,010
Temperatura máxima (°C) 15 dias	0,67	0,020
Temperatura mínima (°C) no dia de coleta	0,66	0,020
Temperatura mínima (°C) 1 dia	0,77	0,004
Temperatura mínima (°C) 5 dias	0,71	0,010
Temperatura mínima (°C) 15 dias	0,68	0,020
Temperatura média (°C) 1 dia	0,74	0,008
Temperatura média (°C) 5 dias	0,71	0,010
Temperatura média (°C) 15 dias	0,65	0,020
Abundância de adultos (AS)		
Precipitação (mm) 1 dia	-0,65	0,040
Umidade relativa do ar (%) 30 dias	-0,66	0,030
Riqueza (AS)		
Temperatura máxima (°C) no dia de coleta	0,68	0,030

Tabela 6. Resultados da correlação de Spearman ($p \leq 0,05$) entre abundância e riqueza de aranhas com variáveis abióticas microclimáticas dos dias de coleta e média de períodos anteriores ao dia de coleta. CN= Coleta manual noturna, AS= armadilha de solo.

Abundância de jovens e adultos (CN)	Rs	<i>p</i>
Temperatura mínima (°C) 15 dias	0,95	0,040
Temperatura mínima (°C) 30 dias	0,95	0,040
<hr/>		
Abundância de adultos (CN)		
Temperatura média (°C) 30 dias	0,59	0,040
Temperatura média (°C) 15 dias	0,73	0,006
Temperatura média (°C) 5 dias	0,71	0,008
Temperatura média (°C) 1 dia	0,75	0,004
Temperatura média (°C) no dia de coleta	0,68	0,010
Temperatura mínima (°C) 15 dias	0,65	0,020
Temperatura mínima (°C) 5 dias	0,69	0,010
Temperatura mínima (°C) 1 dia	0,76	0,003
Temperatura mínima (°C) no dia da coleta	0,74	0,005
Temperatura máxima (°C) 30 dias	0,64	0,020
Temperatura máxima (°C) 15 dias	0,70	0,009
Temperatura máxima (°C) 5 dias	0,71	0,009
Temperatura máxima (°C) 1 dia	0,75	0,004
Temperatura máxima (°C) no dia da coleta	0,60	0,030
Umidade relativa do ar (%) 30 dias	-0,76	0,003
Umidade relativa do ar (%) 15 dias	-0,68	0,010
<hr/>		
Abundância de jovens e adultos (AS)		
Umidade relativa do ar (%) 5 dias	-0,64	0,020
Umidade relativa do ar (%) 1 dia	-0,60	0,030
Umidade relativa do ar (%) no dia da coleta	-0,68	0,010
<hr/>		
Abundância de adultos (AS)		
Umidade relativa do ar (%) 5 dias	-0,71	0,008
Umidade relativa do ar (%) 1 dia	-0,69	0,010
Umidade relativa do ar (%) no dia da coleta	-0,76	0,003
<hr/>		
Riqueza (AS)		
Temperatura média (°C) 5 dias	0,58	0,040
Temperatura média (°C) 1 dia	0,62	0,020
Temperatura mínima (°C) 5 dias	0,59	0,040
Temperatura mínima (°C) 1 dia	0,59	0,030
Temperatura mínima (°C) no dia da coleta	0,61	0,030

Tabela 7. Modelos selecionados ($\Delta AICc=0$) para avaliar a importância de variáveis do microhabitat para a abundância e riqueza de aranhas em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, Fazenda Rio Grande, PR. J= Jovens, A= Adultos, AICc= Critério de informação de Akaike corrigido, ω_i = peso Akaike, P.e.= porcentagem de explicação do modelo, Herb= Área ocupada por vegetação herbácea (%), Arv<10cm= Número de árvores pequenas, Dossel= Cobertura de dossel (%).

	Variáveis explanatórias	AICc	ω_i	P.e.
Abundância J e A	Herb + Dossel	473,61	0,25	17%
Abundância J	Herb + Arv<10cm	479,51	0,21	15%
Abundância A	Arv< 10cm	459,87	0,18	8%
Riqueza	Dossel	355,22	0,22	9%

Anexo I

Abundância de espécies e morfoespécies por famílias de aranhas coletadas em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, PR. CN= coleta manual noturna, AS= armadilha de solo (*pitfall trap*).

Familia/espécies	CN	AS	Total
Amaurobiidae			
Jovem	0	1	1
Anyphaenidae			
<i>Aysha borgmeyeri</i> (Mello-Leitão, 1926)	1	0	1
<i>Aysha ericae</i> Brescovit, 1992	5	0	5
<i>Aysha</i> gr. <i>brevimana</i> sp.1	1	0	1
<i>Aysha</i> gr. <i>helvola</i>	1	0	1
<i>Aysha guarapuava</i> Brescovit, 1992	0	1	1
<i>Aysha robusta</i> (Keyserling, 1891)	0	1	1
<i>Katissa</i> sp.1	9	0	9
<i>Osoriella rubela</i> (Keyserling, 1891)	3	0	3
<i>Patrera longipes</i> (Keyserling, 1891)	1	0	1
<i>Patrera</i> sp.1	15	0	15
Jovem	101	3	104
Araneidae			
<i>Acacesia villalobosi</i> Glueck, 1994	1	0	1
<i>Alpaida pedro</i> Levi, 1988	1	0	1
<i>Araneus unanimus</i> (Keyserling, 1879)	3	0	3
<i>Araneus vincibilis</i> (Keyserling, 1893)	2	0	2
<i>Cyclosa fililineata</i> Hingston, 1932	5	0	5
<i>Cyclosa morretes</i> Levi, 1999	1	0	1
<i>Eustala</i> sp.1	3	0	3
<i>Eustala taquara</i> (Keyserling, 1892)	1	0	1
<i>Mangora blumenau</i> Levi, 2007	1	0	1
<i>Mangora strenua</i> (Keyserling, 1893).	2	0	2
<i>Mecynogea leminiscata</i> (Walckenaer, 1841)	1	0	1
<i>Micrathena crassispina</i> (C. L. Koch, 1836)	4	0	4
<i>Micrathena plana</i> (C. L. Koch, 1836)	1	0	1
<i>Micrathena</i> sp.1	1	0	1
<i>Ocrepeira gnomo</i> (Mello-Leitão, 1943)	2	0	2
<i>Parawixia velutina</i> (Taczanowski, 1878)	3	0	3
<i>Scoloderus</i> sp.1	0	1	1
<i>Taczanowskia sextuberculata</i> Keyserling, 1892	1	0	1
<i>Verrucosa</i> sp.1	5	0	5
<i>Verrucosa</i> sp.2	1	0	1
<i>Wagneriana dimastophora</i> (Mello-Leitão, 1940)	12	0	12
Clubionidae			
Jovem	2	0	2

continua...

Anexo 1 continuação			
Família/espécies	CN	AS	Total
Corinnidae			
<i>Castianeira</i> sp.1	0	3	3
<i>Corinna mourai</i> Bonaldo, 2000	3	0	3
<i>Ianduba varia</i> (Keyserling, 1891)	0	1	1
<i>Paradiestus</i> sp.3	1	0	1
Jovem	14	2	16
Ctenidae			
<i>Ctenus anahitiformis</i> Strand, 1909	1	0	1
Ctenidae indet.3	1	1	2
<i>Ctenus ornatus</i> (Keyserling, 1877)	6	1	7
<i>Ctenus</i> sp.1	2	0	2
<i>Ctenus</i> sp.2	2	0	2
<i>Enoploctenus cyclothorax</i> (Bertkau, 1880)	3	0	3
<i>Isoctenus malabaris</i> Polotow, Brescovit & Ott, 2007	1	1	2
<i>Isoctenus ordinario</i> Polotow & Brescovit, 2009	1	1	2
<i>Isoctenus</i> sp.1	1	0	1
<i>Isoctenus</i> sp.2	2	0	2
<i>Isoctenus strandi</i> Mello-Leitão, 1936	49	20	69
Jovem	267	40	307
Ctzenizidae			
<i>Ummidia</i> sp.1	0	2	2
Deinopidae			
<i>Deinopsis</i> sp.1	3	0	3
Jovem	28	1	29
Dipluridae			
<i>Diplura</i> sp.1	0	1	1
<i>Trechona rufa</i> Vellard, 1924	0	2	2
Jovem	5		5
Gnaphosidae			
<i>Zimiromus</i> sp.1	1	7	8
Jovem	1	4	5
Hahniidae			
Hahniidae indet.1	3	0	3
Linyphiidae			
<i>Gygapassus</i> sp.1	3	0	3
<i>Labycymbium rusticulum</i> (Keyserling, 1891)	3	147	150
<i>Labycymbium</i> sp.1	0	1	1
Linyphiidae indet.1	2	4	6
<i>Neomaso</i> sp.1	0	2	2
Linyphiidae indet.3	0	11	11
Linyphiidae indet.4	2	0	2
Linyphiidae indet.5	1	0	1

continua...

Anexo 1 continuação

Família/espécies	CN	AS	Total
Linyphiidae indet.6	1	1	2
Linyphiidae indet.7	1	0	1
Linyphiidae indet.8	0	1	1
Linyphiidae indet.9	0	1	1
Linyphiidae indet.10	2	0	2
<i>Scolecuro cambara</i> Rodrigues, 2005	0	24	24
<i>Sphecozone castanea</i> (Millidge, 1991)	18	257	275
<i>Moyosi prativaga</i> (Keyserling, 1886)	2	11	13
<i>Sphecozone</i> sp.1	6	0	6
<i>Sphecozone</i> sp.2	20	0	20
<i>Sphecozone</i> sp.3	0	1	1
Jovem	18	83	101
Lycosidae			
<i>Lobizon humilis</i> (Mello-Leitão, 1944)	10	36	46
<i>Lobizon minor</i> (Mello-Leitão, 1941)	2	3	5
Jovem	20	14	34
Mimetidae			
<i>Ero catharinae</i> Keyserling, 1886	10	0	10
<i>Ero lata</i> Keyserling, 1891	3	0	3
<i>Ero</i> sp.1	2	0	2
Jovem	25	0	25
Miturgidae			
<i>Radulphius</i> sp.1	8	1	9
Jovem	8	0	8
Nemesidae			
<i>Stenoterommata palmar</i> Goloboff, 1995	0	1	1
<i>Stenoterommata</i> sp.1	0	1	1
Jovem	0	4	4
Ochyroceratidae			
Ochyroceratidae indet.1	2	0	2
Jovem	1	0	1
Oonopidae			
Gammasomorphinae indet.2	0	1	1
<i>Neoxyphinus</i> sp.1	0	4	4
<i>Neoxyphinus</i> sp.2	0	1	1
Oonopidae indet.2	0	2	2
<i>Predatoroonops mctiernani</i> Brescovit, Rheims & Santos, 2012	0	4	4
Jovem	0	4	4
Oxyopidae			
<i>Hamataliwa</i> sp.1	1	0	1
Jovem	2	0	2

continua...

Anexo 1 continuação			
Família/espécies	CN	AS	Total
Palpimanidae			
<i>Otiotrops birabeni</i> Mello-Leitão, 1945	0	5	5
Jovem	0	3	3
Pholcidae			
<i>Mesabolivar</i> aff. <i>brasiliensis</i>	109	0	109
Jovem	80	0	80
Pisauridae			
Jovem	1	1	2
Salticidae			
<i>Corythalia</i> sp.1	1	0	1
<i>Corythalia</i> sp.2	0	1	1
<i>Corythalia</i> sp.3	7	7	14
<i>Corythalia</i> sp.4	3	9	12
<i>Corythalia</i> sp.5	2	4	6
<i>Cotinusa trifasciata</i> (Mello-Leitão, 1943)	1	0	1
Euophryinae sp.2	1	0	1
<i>Noegus australis</i> (Mello-Leitão, 1941).	1	0	1
<i>Noegus</i> sp.1	1	0	1
<i>Mopiopia bruneti</i> (Simon, 1903)	4	0	4
<i>Mopiopia labyrinthea</i> (Mello-Leitão, 1947)	8	0	8
Salticidae indet.4	1	0	1
<i>Tariona</i> sp.1	3	0	3
<i>Tariona</i> sp.3	5	0	5
<i>Tariona</i> sp.4	1	0	1
<i>Tariona</i> sp.5	1	0	1
Jovem	99	11	110
Senoculidae			
Senoculidae indet.1	1	0	1
Jovem	2	0	2
Sparassidae			
<i>Olios rubrosignatus</i> Mello-Leitão, 1943	1	0	1
<i>Polybetes</i> sp.1	1	0	1
<i>Polybetes</i> sp.2	2	0	2
Jovem	24	0	24
Synotaxidae			
Jovem	2	0	2
Tetragnathidae			
<i>Chrysometa boraceia</i> Levi, 1986	11	0	11
<i>Chrysometa itaimba</i> Levi, 1986.	15	0	15
<i>Cyrtognatha</i> aff. <i>eberhardi</i>	1	0	1
Tetragnathidae indet.1	3	2	5
Tetragnathidae indet.2	2	0	2

continua...

Anexo 1 continuação

Familia/espécies	CN	AS	Total
Tetragnathidae indet.3	3	0	3
Tetragnathidae indet.4	1	0	1
Jovem	100	0	100
Theridiidae			
<i>Anelosimus dubiosus</i> (Keyserling, 1891)	1	0	1
<i>Argyrodes</i> sp.1	1	0	1
<i>Chrosiothes</i> sp.1	2	0	2
<i>Chryso arops</i> Levi, 1962.	71	1	72
<i>Chryso compressa</i> (Keyserling, 1884)	4	0	4
<i>Chryso nigrosterna</i> Keyserling, 1891	7	0	7
<i>Chryso</i> sp.2	13	2	15
<i>Cryptachaea bellula</i> (Keyserling, 1891)	3	0	3
<i>Cryptachaea cinnabarina</i> (Levi, 1963.	3	0	3
<i>Cryptachaea passiva</i> (Keyserling, 1891)	34	0	34
<i>Cryptachaea taim</i> (Buckup & Marques, 2006)	1	2	3
<i>Cryptachaea</i> sp.1	1	0	1
<i>Cryptachaea</i> sp.2	2	0	2
<i>Cryptachaea</i> sp.3	1	0	1
<i>Cryptachaea</i> sp.4	1	0	1
<i>Cryptachaea</i> sp.5	1	0	1
<i>Dipoena cordiformis</i> Keyserling, 1886	22	0	22
<i>Dipoena foliata</i> Keyserling, 1886	1	0	1
<i>Dipoena ira</i> Levi, 1963	5	0	5
<i>Dipoena pumicata</i> (Keyserling, 1886)	17	54	71
<i>Dipoena santacatarinae</i> Levi, 1963	10	0	10
<i>Dipoena variabilis</i> (Keyserling, 1886)	2	0	2
<i>Dipoena</i> sp.1	1	0	1
<i>Dipoena</i> sp.2	2	0	2
<i>Dipoena</i> sp.3	3	0	3
<i>Dipoena</i> sp.4	6	0	6
<i>Episinus</i> sp.1	1	0	1
<i>Episinus</i> sp.2	3	0	3
<i>Euryopsis camis</i> Levi, 1963	0	1	1
<i>Euryopsis</i> sp.1	1	0	1
<i>Faiditus</i> sp.1	2	0	2
<i>Faiditus</i> sp.2	3	0	3
<i>Faiditus</i> sp.3	2	0	2
<i>Faiditus</i> sp.4	1	0	1
<i>Faiditus</i> sp.5	3	0	3
<i>Faiditus</i> sp.6	4	0	4
<i>Guaraniella</i> sp.1	1	80	81
<i>Phycossoma altum</i> (Keyserling, 1886)	19	2	21

continua...

Anexo 1 continuação

Família/espécies	CN	AS	Total
<i>Phycossoma</i> sp.1	1	0	1
<i>Rhomphaea brasiliensis</i> Mello-Leitão, 1920	2	0	2
<i>Rhomphaea</i> sp.1	1	0	1
<i>Spintharus gracilis</i> Keyserling, 1886	1	0	1
<i>Steatoda moesta</i> (O. P.-Cambridge, 1896)	5	0	5
<i>Steatoda</i> sp.1	1	0	1
<i>Styposis selis</i> Levi, 1964	0	1	1
Theridiidae indet.1	2	2	4
Theridiidae indet.2	3	0	3
Theridiidae indet.3	1	0	1
Theridiidae indet.4	1	0	1
Theridiidae indet.5	1	0	1
<i>Theridion calcynatum</i> Holmberg, 1876	15	0	15
<i>Theridion quadripartitum</i> Keyserling, 1891	16	0	16
<i>Theridion striatum</i> Keyserling, 1884	1	0	1
<i>Theridion</i> gr. <i>umbilicus</i> sp.1	3	1	4
<i>Theridion</i> gr. <i>umbilicus</i> sp.2	18	0	18
<i>Theridion</i> gr. <i>umbilicus</i> sp.3	4	0	4
<i>Theridion</i> sp.1	22	2	24
<i>Theridion</i> sp.2	2	0	2
<i>Theridion</i> sp.3	1	0	1
<i>Theridion</i> sp.4	1	0	1
<i>Theridion</i> sp.5	1	0	1
<i>Theridion</i> sp.6	1	0	1
<i>Theridion</i> sp.7	1	0	1
<i>Thwaitesia affinis</i> O. P. Cambridge, 1882	14	0	14
<i>Thymoites melloleitaoni</i> (Bristowe, 1938)	2	0	2
Jovem	306	54	360
Theridiosomatidae			
<i>Chthonos</i> sp.1	2	0	2
<i>Olgunius</i> sp.1	9	9	18
<i>Olgunius</i> sp.2	1	0	1
<i>Theridiosoma chiripa</i> Rodrigues & Ott, 2005	5	0	5
<i>Theridiosoma</i> sp.1	3	2	5
<i>Theridiosoma</i> sp.2	10	2	12
<i>Theridiosoma</i> sp.3	1	0	1
<i>Theridiosoma</i> sp.4	1	0	1
Theridiosomatidae indet.1	2	0	2
Theridiosomatidae indet.2	1	2	3
Theridiosomatidae indet.3	0	1	1
Theridiosomatidae indet.5	1	0	1
Jovem	82	25	107

continua...

Anexo 1 continuação

Família/espécies	CN	AS	Total
Thomisidae			
Thomisidae indet.1	1	0	1
Thomisidae indet.2	0	1	1
Thomisidae indet.3	1	0	1
Thomisidae indet.4	1	0	1
Thomisidae indet.5	6	0	6
<i>Tmarus</i> sp.1	2	0	2
Jovem	61	0	61
Trechaleidae			
<i>Rhoicinus</i> sp.1	0	1	1
Uloboridae			
<i>Miagrammopes</i> sp.1	4	0	4
<i>Philoponella fasciata</i> (Mello-Leitão, 1917)	1	0	1
Jovem	27	0	27
Zodariidae			
<i>Tenedos minor</i> (Keyserling, 1891)	0	31	31
Jovem	0	49	49
Zoridae			
<i>Odo</i> sp.1	0	2	2
<i>Odo</i> sp.2	9	10	19
Jovem	26	6	32
Total	893	795	3824

Influências de variáveis ambientais sobre a fauna de aranhas de remanescentes da Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de sucessão

RESUMO

A sucessão da vegetação é o um dos mais importantes processos biológicos que afetam os padrões da diversidade biológica, ocorrendo nas florestas secundárias, que por sua vez predominam nas regiões antes ocupadas por diferentes subformações da Mata Atlântica. A floresta ombrófila mista, ou floresta com araucária, é uma das subformações mais ameaçadas deste bioma, representada por fragmentos dos quais menos de um por cento encontra-se em estágio primário ou avançado de sucessão. Estudos em ecologia da paisagem, com foco em artrópodes terrestres, apontam a sensibilidade destes animais a vários aspectos da degradação e da recuperação florestal, gerando questionamentos sobre interações do grupo com o ambiente. As aranhas são predadores generalistas, abundantes na região tropical e apresentam relações com variáveis do clima e com a estrutura do habitat. O presente trabalho teve por objetivo testar hipóteses relativas à interação entre a araneofauna e a estrutura do microhabitat e microclima da floresta com araucária, em diferentes estágios de sucessão. Assim, um inventário da araneofauna foi realizado na primavera e verão de 2012 e 2013, em nove remanescentes florestais no sul do Brasil, divididos em estágio inicial, médio e avançado, com três réplicas para cada estágio de sucessão. Foram marcadas 20 quadrículas de cinco metros quadrados em cada área de estudo, as quais foram amostradas com armadilhas de solo (*pitfall-trap*) e coleta manual noturna. Foram coletados 12.058 indivíduos, dos quais 5.842 eram adultos e 6.233 jovens, divididos em 41 famílias e 374 espécies/morfoespécies. Os remanescentes apresentaram abundâncias e riquezas diferentes, independente do estágio de sucessão. As áreas tiveram mais que 70% de diferença taxonômica, havendo correlação da dissimilaridade com a distância entre os remanescentes. O tamanho dos remanescentes, a idade e a faixa de temperatura tiveram influência sobre a variação da abundância e riqueza de aranhas em escala de paisagem. Em escala local, a vegetação herbácea se mostrou relacionada com a maior abundância de aranhas no interior de algumas áreas, enquanto o dossel apresentou efeitos diferentes sobre a abundância. A riqueza foi maior em quadrículas com maior cobertura de dossel no interior de dois dos remanescentes estudados. Os remanescentes

com menos cobertura de dossel apresentaram microclimas menos estáveis e maior número de espécies. As características inerentes a cada localidade exerceram influências sobre a assembleia de aranhas, suplantando a classificação por estágio de sucessão.

Palavras-Chave: Mata Atlântica. Fragmentação. Microhabitat. Microclima. Floresta secundária.

ABSTRACT

Influences of environmental variables on spider fauna of Brazilian pine forest in different succession stages. Vegetation succession is one of the most important biological process acting on biological diversity patterns, taking place in secondary forests, which are prevailing in the region that once was covered by the Atlantic rainforest in Brazil. The mixed ombrophilous forest, or Brazilian pine forest, is of the most threatened forest types in Atlantic Rainforest, presenting less the one percent of remnants in old-growth/primary stage. Studies in landscape ecology focusing terrestrial arthropods indicates their susceptibility to several aspects degradation and recovery of forests, leading to questions in how the groups reacts with environment. Spiders are generalists predators, are abundant in the tropics and responds to climate and habitat structure variables, thereby this study aims to test hypothesis related to spider fauna interactions with microhabitat structures and microclimate through three stages of succession. A survey was carried during spring and summer in 2012 and 2013, in nine forests remnants in southern Brazil, classified as early, medium and old-growth succession stages, with three replicates per stage. Specimens were sampled using soil traps and nocturnal hand sampling in 20 sites of 25m² in each forest remnant. The survey yielded 12,058 spiders, 5,842 adults and 6,233 juveniles, divided in 41 families and 374 species/morfospecies. The remnants in same stage showed different abundance and richness and no significant effects of succession was found. Also, the taxonomic distinctness between remnants was more than 70%, correlated with distance between the areas. The forest patch size, the age and microclimate stability influenced the abundance and richness in landscape scale. In local scale, herbaceous vegetation in some remnants was related with higher abundance, while the canopy cover in some areas showed

different effects, nonetheless, the richness was higher with increasing canopy inside two remnants. Remnants with decreasing canopy presented less stable microclimate and more species. Inherent characteristics of the remnants supplanted the classification per succession stage.

Key-words: Atlantic rainforest. Fragmentation. Microhabitat. Microclimate. Secondary forest.

Introdução

Em florestas tropicais, os organismos funcionalmente predominantes são as plantas e por isso a sucessão da vegetação é um dos mais importantes processos biológicos que afetam os padrões da diversidade biológica (HUSTON 1994). A sucessão secundária em ecossistemas florestais ocorre após a remoção da vegetação original de um local, provocando um processo o qual é ditado pela capacidade de sobrevivência de espécies e pela flutuação de populações em uma escala de tempo (HUSTON 1994). As florestas secundárias, que ocupam as áreas de agricultura abandonadas na região tropical, resultam de um complexo processo de sucessão, caracterizado pela colonização e reestabelecimento das espécies da vegetação, as quais diferem quanto a sua história natural e aos seus requerimentos ecológicos (VAN BREUGEL *et al.* 2007).

A Floresta Ombrófila Mista ou floresta com araucária, uma subformação da Mata Atlântica, passou por um processo de degradação drástico no estado do Paraná durante o Século XX, restando menos de 1% da vegetação original (CASTELLA & BRITTEZ 2004, KOCH & CORREA 2002). Dos 75.000 km² ocupados por esta vegetação, ainda persistem cerca de 30% em forma de florestas secundárias, distribuídos em fragmentos em diferentes estágios de sucessão (CASTELLA & BRITTEZ 2004). Assim, a biodiversidade animal encontra nesses ambientes o meio para sua sobrevivência, porém o entendimento da distribuição da fauna ao longo da dinâmica florestal depende da elucidação de questões relativas às taxas de imigração de espécies e à exclusão de espécies por competição, a qual é regulada pelas interações entre organismos, com suas restrições energéticas e fisiológicas (HUSTON 1994).

Dentre os diversos aspectos da degradação das florestas tropicais, a fragmentação é apontada como um dos principais fatores responsáveis pela perda de

espécies e a redução de populações, além de promover o fluxo de espécies externas e afetar a migração de espécies mais sensíveis (LOVEJOY 1980).

Os artrópodes se destacam como um dos grupos animais mais abundantes e atuantes no processo de manutenção do ecossistema (NEW 1995, VASCONCELOS & LAWRENCE 2005). Por este motivo, em paisagens modificadas pela fragmentação florestal, os artrópodes terrestres têm servido como base para estudos de ecologia da paisagem, mostrando sensibilidade ao tamanho de remanescentes, mas ao mesmo tempo gerando questionamentos sobre os motivos dessas relações com o hábitat (CONNOR *et al.* 2000, MATTER 2000, MORENO *et al.* 2013).

As aranhas são predadores generalistas, abundantes na Região Tropical (HÖFER & BRESCOVIT 2001, ALMEIDA-NETO *et al.* 2006, SANTOS *et al.* 2007) e apresentam relações com variáveis ambientais a estrutura do habitat (UETZ 1979, HATLEY & MACMAHON 1980, ROBINSON 1981, GREENSTONE 1984) e o clima (FOELIX 1996, HENSCHEL & LUBIN 1997, SOUZA 2007). Estas variáveis constituem os principais fatores apontados como razão de sua sensibilidade às alterações ambientais (BRADLEY & BRODY 1984, WISE 1993, BELL *et al.* 1999, MCNETT & RYPSTRA 2000, MCREYNOLDS 2008), servindo como direcionamento na busca por informações sobre a existência de “estruturas chave” relacionadas a este grupo animal, elemento necessário para o entendimento de sua distribuição e que pode gerar avanços para a conservação (TEWS *et al.* 2004).

A relação entre atributos de comunidades, tais como a abundância e a riqueza de espécies, expressa por índices, é recorrente em estudos sobre diversidade de animais, porém, comparações baseadas na riqueza e na substituição de espécies entre áreas têm sido as medidas de biodiversidade utilizadas com maior frequência (COLWELL & CODDINGTON 1994, BROSE 2003, UEHARA-PRADO *et al.* 2009). Neste panorama, estudos foram elaborados para testar a utilização de aranhas como indicadores ambientais em escalas locais, alcançando resultados promissores (BALDISSERA *et al.* 2004, PEARCE & VENIER 2006, BALDISSERA *et al.* 2008, UEHARA-PRADO *et al.* 2009). Porém, ainda restam muitas lacunas no conhecimento sobre as relações destes aracnídeos com o habitat em escala regional (PEARCE & VENIER 2006, RODRIGUES *et al.* 2014) e ao longo da sucessão da vegetação associada à fragmentação (BULTMAN *et al.* 1982, JOHNSON *et al.* 2010, RAUB *et al.* 2014)

Buscando ampliar o volume de informações concernentes à ecologia de aranhas na Região Tropical, este trabalho teve por objetivo investigar a araneofauna de remanescentes da Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de sucessão florestal, para que se possam testar hipóteses relativas à interação entre a fauna de aranhas e a estrutura florestal. A primeira hipótese testada é a de que a abundância, riqueza e composição da fauna de aranhas diferem ao longo do desenvolvimento de estágios de sucessão e a segunda hipótese é que as diferenças nas assembleias de aranhas entre os estágios inicial, médio e avançado estão relacionadas às variações da estrutura do microhabitat e do microclima, em escala local e regional.

Material e Métodos

Área de estudo

Os nove remanescentes florestais utilizados neste estudo (Fig. 1) foram selecionados por apresentar as seguintes características: (1) fragmentos com formato circular, oval, retangular, ou dentro de uma mancha de floresta considerada contínua, com maior probabilidade da manutenção da complexidade da vegetação e menor exposição a efeito de borda (SOUZA *et al.* 2008); (2) fragmentos de floresta secundária com faixas etárias compatíveis para formar um conjunto de réplicas; (3) solo do tipo cambissolo ou cambissolo + latossolo (EMBRAPA 1984); (4) estarem inseridos em uma matriz de paisagem sem isolamento; (5) possuírem área que possibilitasse a ocorrência de uma região central distante mais que 100 m da borda (RODRIGUES 1998); (6) com histórico de degradação compatível com o modo de uso do solo comum na região de Floresta Ombrófila Mista no Paraná (corte seletivo, corte raso, pasto e lavoura) mas sem presença de gado no interior da floresta; (7) altitude entre 700 m e 1000 m; (8) localizado no primeiro e segundo planaltos paranaenses com clima temperado úmido mesotérmico (Cfb).

Para tanto, o mapeamento da Floresta Ombrófila Mista (FOM) por imagens de satélite com a vegetação classificadas por estágios sucessional, disponibilizadas por CASTELLA & BRITZ (2004), foi utilizado como base na busca de áreas. Informações complementares sobre a determinação do estágio de sucessão florestal, histórico do uso da terra, matriz paisagística foram obtidos através de dados disponíveis na literatura

produzida nas últimas três décadas sobre as áreas de estudo. Também foram consideradas fontes diretas, baseadas nos relatos de proprietários e pesquisadores.

Classificação do estágio de sucessão florestal

A classificação das tipologias florestais adotada segue a que foi proposta por CASTELLA & BRITZ (2004). Esta classificação foi utilizada para definir os estágios de sucessão dos remanescentes florestais, separando estes nos estágio de sucessão inicial, médio e avançado. Assim, o estágio inicial é caracterizado por bracatingais, capoeiras mais desenvolvidas e florestas intensamente exploradas, apresentando apenas um estrato e com menor diversidade de organismos, com processos iniciais de recuperação do solo.

O estágio médio é caracterizado por áreas abandonadas e não degradadas durante um período superior a 30 anos, em processo de recuperação, ou áreas que sofreram degradação intensa, mas preservaram alguma diversidade (de herbáceas, arbustos e epífitas) ou ainda situações de florestas alteradas para a criação de gado ou produção de erva-mate.

O estágio avançado é caracterizado por poder apresentar espécies de árvores ocorrentes nos outros estágios, porém com espécies adicionais exclusivas. Apresenta um sub-bosque mais desenvolvido, maior ocorrência de epífitas em uma estratificação mais acentuada.

Apesar da maior parte da paisagem atual da FOM ser composta por fragmentos de florestas secundárias em estágio médio e inicial, poucos fragmentos em estágio iniciais se enquadravam dentro dos critérios estabelecidos, principalmente devido a possuírem formatos estreitos, estarem localizados em áreas com declive acentuado ou estarem sob a influência de pisoteio do gado. Uma situação recorrente que dificultou a seleção de fragmentos em estágio inicial foi a existência de poucas unidades de conservação com cobertura vegetal com tal característica e, no caso de áreas particulares, poucos proprietários permitem a regeneração da vegetação, pois incorreria na perda das áreas de potencial cultivo já desmatadas. Assim, as áreas selecionadas são descritas a seguir e detalhadas na tabela 1.

Os remanescentes utilizados como réplicas de floresta em estágio inicial (Fig. 2) foram: 1) Sítio Sossego inicial (SSI - 25°10'26.38"S, 48°55'40.16"O), Tabatinga (TAB -

25°52'25.33"S, 49°8'53.83"O) e Haras Carlos dos Santos (HCS - 25°54'8.82"S, 49°8'17.65"O).

Os remanescentes utilizados como réplicas de floresta em estágio médio (Fig. 3) foram: 1) Sítio Sossego médio (SSM - 25°10'33.63"S, 48°55'22.51"O), 2) Estação Experimental de São João do Triunfo (SJT - 25°41'21.25"S, 50°9'48.26"O) e 3) Serra do Cabral (CAB - 25°57'19.14"S, 49°14'52.01"O).

Os remanescentes utilizados como réplicas de floresta em estágio avançado (Fig. 4) foram: 1) Floresta Nacional de Irati (IRA - 25°23'2.22"S, 50°34'55.07"O), 2) Fazenda Experimental Gralha Azul (FEG - 25°39'34.29"S, 49°16'44.78"O) e 3) Lagoa (LAG - 25°57'3.70"S, 49°13'16.28"O).

A matriz onde se inserem os remanescentes é heterogênea, em sua maior parte caracterizada por um mosaico de fragmentos florestais em estágio inicial, poucos remanescentes em estágio médio, rodeados por bracatingais, capoeiras, áreas de lavoura, monoculturas de Pinus e pastos para a prática de agropecuária (FIGUEIREDO *et al.* 2003, GANHO & MARINONI 2006, BRITZ 2007, IBGE 2013, KOEHLER *et al.* 1998, LIEBSCH & ACRA 2004, SPVS 2008). A exceção ocorre para a matriz da IRA, que é caracterizada pela presença de maciços florestais nativos, que formam um corredor no sentido norte sul (PROBIO 2001, RODE *et al.* 2010). Ademais, IRA é um remanescente florestal contíguo a outras duas unidades de conservação, a Reserva Biológica das Araucárias e a Estação Ecológica de Fernandes Pinheiro. Juntas, estas Unidades de Conservação somam mais de 19.000 ha, e formam um importante bloco remanescentes florestais no centro-sul do estado (PROBIO 2001).

Delineamento amostral

Os estágios de sucessão (tratamentos) foram representados por três fragmentos florestais (réplicas). Foram delimitados quatro sítios de coleta dentro de cada fragmento, distanciados cerca de 50 metros entre si. Os sítios foram alocados há mais de 100 m das bordas dos fragmentos, com o intuito de evitar o efeito de borda (BALDISSERA *et al.* 2004, RODRIGUES 2005, GONÇALVES-SOUZA *et al.* 2007, REGO *et al.* 2007), sendo que cada sítio foi composto por cinco quadrículas de 25 m² distantes cerca de cinco metros umas das outras, delimitadas por barbantes de náilon e estacas de madeira. Cada quadrícula foi considerada uma amostra e recebeu um código numérico, totalizando um conjunto de 60 quadrículas por tratamento.

A coleta de espécimes foi realizada através de um inventário padronizado, realizado nos meses do verão de 2012 (janeiro a março), através de dois métodos de coleta, a fim de capturar tanto animais de hábito terrícola como os de hábito arbustivo/arbóreo.

Para captura de aranhas que utilizam a serapilheira como substrato para colonização ou deslocamento foram utilizadas as armadilhas de solo (*pitfall-trap*) (MARTIN 1977, ALMEIDA *et al.* 1998). As armadilhas eram compostas por um copo plástico de 500 ml, com abertura de 15 cm de diâmetro, protegido da queda de folhas e galhos por um prato plástico, preenchidos com 200 ml de álcool 70%. Cada quadrícula recebeu cinco armadilhas (PERNER & SCHUELER 2004) e o tempo de permanência da armadilha foi de sete dias consecutivos.

A coleta manual noturna captura aranhas presentes tanto na serapilheira como na vegetação do sub-bosque. Consistiu na coleta de animais por dois coletores em cada quadrícula, durante 30 minutos, movendo-se lentamente a procura espécimes do solo até a altura de dois metros, com o auxílio de lanterna de cabeça. As amostras deste método foram obtidas com intervalo de sete dias após a coleta por armadilha de solo.

O material obtido pelos dois métodos em uma quadrícula foi considerado uma unidade amostral. Os indivíduos foram fixados em álcool 80% e transferidos para frascos identificados previamente por um código de amostra, o qual representava os dados de local, data, coletor e variáveis. Foram obtidas 20 amostras (quadrículas) por réplica (fragmentos), somando 60 amostras por tratamento (estágio).

Os dados da estrutura do microhabitat de cada quadrícula foram coletados logo após a retirada das armadilhas de solo. Para isso, as quadrículas foram caracterizadas através de 11 variáveis estruturais. As variáveis estruturais obtidos por quantificação visual foram o percentual da área coberta por (1) serapilheira; (2) troncos caídos; (3) ramos de pinheiro (grimpas); (4) vegetação herbácea (substrato vegetal abaixo da altura dos joelhos); (5) vegetação arbustiva (vegetação com até dois metros de altura); (6) número de galhos caídos, (7) árvores pequenas (DAP menor que 10 cm) e (8) árvores grandes (DAP maior que 10 cm). A variável (9) área da quadrícula ocupada por árvores (com DAP maior que 10 cm) foi obtida com o uso de uma fita métrica. A variável (10) profundidade da serapilheira foi obtida através da média de dez medições por quadrícula, com a utilização de uma régua. A variável (11) cobertura do dossel sobre a quadrícula foi obtida com um densiômetro esférico convexo.

Também foram utilizadas duas variáveis de microclima e duas de paisagem. Para obter os dados de temperatura e umidade no interior do fragmento, foi instalado um registrador automático de dados (“dataloggers”) iButton® em dois remanescentes de cada estágio de sucessão. Os aparelhos foram programados, através do programa computacional OneWireViewer, para registrar dados de temperatura e umidade duas vezes por dia (às 3:00h 15:00h) durante 12 meses, durante o ano de 2012. Cada par de registradores teve um aparelho fixado a 15 cm acima do solo na região do fragmento em que os sítios foram demarcados. Foram recuperados os dados registrados nos fragmentos CAB, FEG, HCS, IRA e SSI, exceto em SJT, devido a falhas dos aparelhos instalados nesta área. As variáveis de microclima utilizadas foram a amplitude da faixa de (1) temperatura e de (2) umidade dos locais em que foram instalados os aparelhos. As faixas de temperatura e umidade foram representadas pelo valor da diferença entre o valor máximo e o mínimo registrado no local (Tab. 2).

As variáveis para análises em escala de paisagem foram (1) a área total do remanescente no qual estava inserida a porção da vegetação no estágio estudado e (2) a idade do fragmento na época da amostragem. Para avaliar a influência espacial sobre a composição de espécies foram medidas as distâncias em linha reta em quilômetros entre os locais de coleta. Para medir as áreas dos fragmentos e as distâncias entre eles foram utilizados os programas GEPATH 1.4.6 (SGRILLO 2012) e Google Earth™.

Análise dos dados

As famílias de aranhas foram determinadas através da chave dicotômica de BRESCOVIT *et al.* (2002). Os indivíduos jovens foram determinados até o nível de família e seus dados não foram utilizados para análises de riqueza de espécies, uma vez que a determinação da espécie é comprometida devido à ausência de caracteres morfológicos (CODDINGTON & LEVI 1991). Já indivíduos adultos, foram identificados em espécies ou separados em morfoespécies, baseado na literatura disponível. Os espécimes foram tombados na coleção de aranhas do Laboratório Especial de coleções Zoológicas (IBSP) do Instituto Butantan e do Laboratório de Aracnologia do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG).

Os dados foram submetidos a testes de normalidade (Kolmogorov-Smirnov) (ZAR 1999). Para testar a variação de riqueza e abundância aranhas entre os tratamentos

foram utilizadas análises de variância (Kruskal-Wallis) e os teste *post-hoc* Mann-Whitney (Zar 1999). A riqueza de espécies dos fragmentos amostrados foi comparada através de curvas de rarefação, ajustada par ao número de indivíduos, com intervalos de confiança de 95% (CODDINGTON *et al.* 1996).

A diferença de composição de espécies entre os tratamentos e os remanescentes foi avaliada utilizando o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis e foi testada através de uma análise de similaridade ANOSIM, com correção de Bonferroni, e testes *post-hoc* par a par, utilizando-se o índice de Bray-Curtis como medida de distância (CLARKE & WARWICK 2001). Para verificar as espécies com maior porcentagem de contribuição foi calculado um percentual de similaridade (SIMPER), com limite de 50% de contribuição cumulativa. Para calcular a correlação da dissimilaridade taxonômica com a distância geográfica entre os fragmentos foi utilizado o teste de Mantel, a partir de uma matriz de distâncias em quilômetros em linha reta entre os locais de coleta e uma matriz de dissimilaridade (índice de Bray-curtis). A rarefação foi calculada com auxílio do programa Estimates 9.1.0 (COLWELL 2013). As análises de variância, a ANOSIM, SIMPER e teste de Mantel foram obtidos com o auxílio dos programas computacionais PAST v. 3.01 (HAMMER *et al.* 2001).

Para avaliar as relações da araneofauna com as variáveis ambientais em escala regional e local foram utilizados Modelos Lineares Generalizados (GLM) (MCCULLAGH & NELDER 1989). A ocorrência de colinearidade entre as variáveis de microhabitat foi verificada através da análise de fator de inflação da variância, com valores de VIF > 3,0 considerados colineares (VIF) (ZUUR *et al.* 2009), assim, a área da quadrícula ocupada por árvores foi considerada uma variável colinear e não foi utilizado nos modelos.

Os efeitos microhabitat em escala local foram avaliados através da construção de um modelo global para cada remanescente, com o intuito de verificar se a abundância e riqueza de aranhas responderam às variáveis explanatórias da mesma forma nos diferentes locais. Os efeitos do microclima foram avaliados através de um modelo global contendo as variáveis faixa de temperatura e umidade, utilizando os dados obtidos nos remanescentes SSI, HCS, CAB, FEG e IRA.

Os modelos foram selecionados utilizando o critério de informação de Akaike corrigido (AICc) e teste de verossimilhança (BURNHAM & ANDERSON 2002). Como auxiliares para a seleção de modelos, foi utilizado o peso Akaike (ω_i) como medição de evidencia em favor dos modelos (BUCKLAND *et al.* 1997) e o delta Akaike ($\Delta AICc$),

definindo modelos com $\Delta AICc=0$ como os mais bem ajustados (BURNHAM & ANDERSON 2002). A qualidade do ajuste foi analisada através do cálculo da porcentagem de explicação (ZUUR *et al.* 2009). Posteriormente, as variáveis do microhabitat presentes nos modelos mais ajustados foram testadas para avaliar se afetaram isoladamente a abundância e a riqueza dos remanescentes, através de análises de regressão linear simples, utilizando a média da abundância e riqueza de aranhas em função do valor médio das variáveis (ZAR 1999). Da mesma forma, foram testadas a influência das variáveis do microhabitat presentes nos modelos mais ajustados sobre o microclima, através de análises de regressão linear simples, utilizando a faixa de temperatura e umidade em função do valor médio das variáveis de microhabitat. As análises foram realizadas utilizando o pacote NMLE (PINHEIRO *et al.* 2009) no programa R v.3.1.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2013).

Resultados

O inventário resultou no total de 12.075 indivíduos coletados, dos quais 5.842 (48,4%) eram adultos e 6.233 (51,6%) eram jovens. Foi diagnosticada a ocorrência de 41 famílias e 374 espécies/morfoespécies (Anexo 1). A riqueza e abundância totais em cada remanescente florestal estão descritos na Tabela 3.

A abundância de aranhas não variou entre os estágios de sucessão ($H=0,3$; $p=0,8$), mas variou entre os fragmentos ($H=63,8$; $p=8,235E-11$). O remanescente em estágio médio SSM teve a maior abundância ($N=1.886$), enquanto CAB ($N=1.014$) e FEG ($N=1.101$) tiveram abundâncias menores. Apenas os remanescentes em estágio avançado não apresentaram diferenças entre si (Tab. 4, Fig. 5).

A riqueza de aranhas não foi diferente entre os estágios de sucessão ($H=2,43$; $p=0,3$) e assim como nas comparações de abundância, apenas houve variações entre os fragmentos florestais ($H=76,9$; $p=2,02E-13$) (Fig. 6). A maior riqueza observada ocorreu em SSI ($S=154$) e a menor em TAB ($S=74$), ambos remanescentes em estágio inicial, sendo que SSI teve a riqueza significativamente maior do que a maioria dos locais (Tab. 5).

Para avaliar a riqueza através da rarefação a comparação deve ser feita para quantidades equivalentes de indivíduos, porém o número de aranhas adultas absoluto foi

diferente entre os fragmentos, com maiores quantidades respectivamente em SSM (N= 1258), SSI (N= 844), LAG (N= 650), FEG (N= 603), HCS (N= 548), IRA (N= 533), CAB (N= 525), TAB (N= 459) e SJT (N= 420). Assim a riqueza rarefeita foi interpolada para um valor de 420 indivíduos, para se equiparar com o local com menos adultos. A comparação da riqueza através deste método indicou que a riqueza não seguiu um padrão de riqueza seguindo a escala de sucessão florestal, apontando diferenças entre os fragmentos no mesmo estágio de sucessão. Conforme a ocorrência ou não de sobreposição dos intervalos de confiança (IC=95%), constatou-se que, para esta quantidade de indivíduos, LAG teve menos espécies que CAB, HCS, IRA e SSI e que SSI foi mais especioso que FEG, SJT, TAB e SSM (Fig. 7).

Composição taxonômica

A análise de similaridade apontou diferenças na composição de espécies dos estágios de sucessão (ANOSIM; $R=0,24$; $p=0,0001$), com o maior percentual de dissimilaridade taxonômica entre os estágios inicial e médio (89%), seguido pelo percentual entre avançado e médio (87%) e entre avançado e inicial (85%).

Contudo, a mesma análise aplicada para os conjuntos de amostras dos nove fragmentos florestais apontou diferenças mais robustas para a distribuição de espécies (ANOSIM; $R=0,76$; $p=0,0001$), com a estatística R maior que a encontrada na análise entre estágios. Os resultados de comparações par a par com o teste *post-hoc* mostraram que apenas SJT e IRA não tiveram diferença significativa (Tab. 6). Assim, a diferença na composição de táxons entre os fragmentos foi mais importante que a diferença entre os estágios, de forma que o percentual de dissimilaridade foi maior que 70% para todos os pares de fragmentos (Tab. 7).

Alguns táxons (*Cryptachaea passiva*, *Dipoena pumicata*, Euophryinae indet.5, *Isoctenus strandi*, *Phycossoma altum*, *Guaraniella* sp.1, *Theridion calcynatum* e *Sphecozone castanea*) tiveram maior contribuição para a dissimilaridade. Estes ocorreram na maior parte dos remanescentes, porém com abundâncias diferentes por quadrícula (Tab. 8). Toda via, outros táxons tiveram uma distribuição menos abrangente, como *Camillina* sp.1, *Ianduba varia*, *Labicymbium rusticulum*, *Steatoda moesta*, *Sphecozone novaeteutoniae* e *Tupigea* sp.1. Entre os táxons menos abrangentes, destacam-se *Camillina* sp.1, que ocorreu somente nos remanescente SSI (N=70) e SSM

(N=15), *Labicymbium rusticulum*, que ocorreu somente em FEG (N=60) e HCS (N=1) e *Tupigea* sp.1 que ocorreu em CAB (N=43) e LAG (N=149).

Os valores do percentual de dissimilaridade e o compartilhamento de espécies entre fragmentos próximos entre si sugeriam que a composição taxonômica estava relacionada à localização geográfica das áreas de estudo. Assim, o teste de Mantel evidenciou uma forte correlação entre a composição taxonômica e distância dos fragmentos ($R=0,99$; $p=0,0001$).

Efeitos do microclima

O modelo selecionado para a abundância indicou influência positiva da faixa de temperatura, porém com pequena porcentagem de explicação (Fig. 8) e o modelo selecionado para riqueza indicou influência positiva da faixa de temperatura (Fig. 9) em conjunto com a faixa de umidade, com uma porcentagem de explicação maior (Tab. 9).

Efeitos da paisagem e do microhabitat em escala regional

O modelo selecionado para explicar abundância e a riqueza de aranhas dos fragmentos apontou a influência positiva do tamanho da área e influência negativa da idade do remanescente (Tab. 9).

O modelo selecionado para explicar a abundância e a riqueza de aranhas, em função do microhabitat dos remanescentes, apontou a influência da porcentagem de vegetação herbácea sobre a abundância e a influência do conjunto de descritores profundidade da serapilheira, porcentagem de arbustos e cobertura de dossel sobre a riqueza (Tab. 10).

A análise do efeito isolado dos descritores presentes nos modelos selecionados, utilizando o valor médio do descritor por remanescente, constatou que a média de porcentagem de vegetação herbácea não influenciou a abundância de aranhas ($R^2=0,38$; $p=0,07$) e que somente a média da cobertura do dossel dos remanescentes teve influência negativa sobre a riqueza de espécies ($R^2=0,41$; $p=0,049$), não havendo efeitos isolados da média de profundidade da serapilheira ($R^2=0,02$; $p=0,6$) e da média de proporção de arbustos ($R^2=0,02$; $p=0,6$) (Fig. 10).

A média da cobertura do dossel dos remanescentes com dados de microclima teve influência negativa sobre a faixa de temperatura registrada ($R^2=0,8$; $p=0,03$) (Fig. 11), porém não teve influência sobre a faixa de umidade.

Efeitos do microhabitat em escala local

Os modelos selecionados para explicar a variação de abundância nos remanescentes IRA, SJT, SSM e HCS não foram significativamente diferentes dos modelos globais (todas as variáveis), conforme os resultados do teste de verossimilhança, havendo apenas uma maior parcimônia do modelo composto pela porcentagem de vegetação herbácea e cobertura do dossel.

Os modelos selecionados para abundância nos demais fragmentos apontaram influência positiva de herbáceas em CAB e SSI, influência positiva de herbáceas e dossel em LAG, influência negativa do dossel em TAB e influência positiva de herbácea e negativa do dossel em FEG (Tab. 11).

Os modelos mais ajustados para a riqueza também indicaram a cobertura do dossel como variável explanatória em IRA e SSI (Tab. 11), porém, diferente do que se encontrou nos modelos de abundância, a riqueza foi afetada positivamente pela cobertura do dossel nestes dois remanescentes. Os modelos selecionados para os demais fragmentos apenas foram parcimoniosos, indicando relações entre o dossel e a riqueza, mas sem diferir significativamente dos modelos globais.

Discussão

A hipótese de que a fauna de aranhas apresenta variação ao longo dos três níveis de sucessão florestal não foi suportada, uma vez que as análises revelaram que características inerentes a cada fragmento foram mais relevantes que o estágio de sucessão a que foram atribuídos. O tamanho dos remanescentes, associado à idade, afetou a araneofauna, atribuindo maiores valores de abundância e riqueza para os remanescentes maiores e mais novos. Além dessas variáveis, diferenças na matriz paisagística poderiam atuar sobre a dinâmica da regeneração dos remanescentes, contribuindo com a ação de variáveis complexas existentes neste ecossistema (METZGER *et al.* 2009, VAN BREUGEL *et al.* 2007). Um experimento ideal deveria ter réplicas idênticas em uma paisagem homogênea, entretanto essa é uma circunstância extremamente rara ao se considerar a situação atual das florestas tropicais no Brasil (METZGER *et al.* 2009, RIBEIRO *et al.* 2009).

Estudos sobre a atuação do tempo e do tamanho de florestas sobre assembléias de aranhas foram realizados tanto para aranhas do sub-bosque como para aranhas do solo (HURD & FAGAN 1992, REGO *et al.* 2007, BALDISSERA *et al.* 2008, JOHNSON *et al.* 2010, RAUB *et al.* 2014). BALDISSERA *et al.* (2008) não observaram variação da riqueza ao longo do tempo, destacando que somente a abundância de aranhas do sub-bosque de reflorestamentos com *Araucaria*, no sul do Brasil, foi influenciada pela idade. RAUB *et al.* (2014), da mesma forma, não encontraram diferença na riqueza de aranhas de solo e sub-bosque entre estágios de sucessão de Floresta Ombrófila Densa, descrevendo um aumento na quantidade de grupos funcionais nos estágios avançados. Em estudos com foco na fauna de solo foram descritas influências do tamanho de fragmentos florestais (REGO *et al.* 2007) sobre a riqueza e pouca influência dos estágios de sucessão (HURD & FAGAN 1992, JOHNSON *et al.* 2010).

Padrões de variação de riqueza de aranhas ao longo da sucessão florestal foram encontrados por BULTMAN *et al.* (1982), em florestas temperadas na América do Norte e por SCHIRMEL *et al.* (2012) em vegetação costeira na Europa, encaixando-se na teoria geral da sucessão secundária de comunidades, a qual sugere que a quantidade de espécies é maior nos estágios intermediários do que no clímax, devido à presença de espécies transitórias, que são excluídas ao longo do processo de sucessão pela inabilidade competitiva frente à diminuição na disponibilidade de recursos (HUSTON 1994). No presente estudo não foi encontrado um padrão compatível com a teoria de sucessão, e mesmo que a maior riqueza de alguns dos fragmentos em estágio pré-clímax estivesse relacionada ao acréscimo de espécies transitórias, isto seria uma tendência parcial, uma vez que algumas das florestas avançadas tiveram riqueza e abundância similares as de florestas mais jovens.

Enquanto alguns dos fragmentos eram constituídos inteiramente por uma mesma vegetação secundária, como no caso de HCS e SJT, outros eram manchas de floresta secundária ou primária dentro de um contínuo florestal, com uma paisagem complexa, como no caso de SSI e CAB, podendo assim, ocorrer processos ecológicos diferentes nestes locais. As diferenças no grau de isolamento das áreas, por exemplo, embora não tenha sido avaliada, pode causar diferenças na migração e estabelecimento de plantas durante o processo de sucessão (HUSTON 1994), atuando sobre a riqueza da vegetação, a qual constitui um importante efeito sobre a colonização por aranhas em florestas (BALDISSERA *et al.* 2004). Do mesmo modo, o histórico do uso do solo de cada local

pode ser um atributo importante para o desenvolvimento da vegetação secundária, interagindo com os outros aspectos da sucessão.

O método de comparação por rarefação mostrou que a maior parte dos fragmentos tem uma riqueza equivalente, com apenas os remanescentes SSI e LAG apresentando diferenças quando comparados a outros locais. Apesar das diferenças terem ocorrido entre poucos locais, é possível dizer que os processos ecológicos abordados anteriormente, como sendo potencialmente responsáveis pela variação de riqueza entre os fragmentos, ainda são, evidentemente, explicações parciais para as diferenças observadas.

Nesse sentido, seria esperado que florestas mais semelhantes quanto à matriz de entorno e tamanho, tivessem riquezas similares, porém, destaca-se a diferença das riquezas rarefeitas dos remanescentes SSI e SSM, os quais são manchas de vegetação contíguas dentro de um mesmo conjunto florestal de 700 ha, inseridas na mesma matriz circundante e com o mesmo grau de isolamento e, portanto, compartilhando as mesmas influências da paisagem, diferindo no tempo de regeneração, com 14 anos em SSI e 34 em SSM. Dessa forma, o tempo de regeneração, no caso dessas duas áreas, parece ser um dos fatores responsáveis pela diminuição da riqueza no remanescente mais velho.

A diferença taxonômica entre todos os remanescentes florestais demonstra novamente a grande complexidade de fatores ambientais atuantes sobre a araneofauna obtida neste estudo. A localização das áreas teve correlação com a dissimilaridade, com maior compartilhamento de espécies entre os remanescentes mais próximos, mas mesmo entre esses, a semelhança faunística não ultrapassou 30%. A distribuição geográfica combinada à exigências ambientais das espécies mais abundantes podem conter respostas para uma dissimilaridade acentuada.

Mudanças na composição da fauna de aranhas devido a alterações na vegetação já foram observadas em estudos sobre sucessão florestal (BULTMAN *et al.* 1982, HURD & FAGAN 1992, MCIVER 1992, RAUB *et al.* 2014). BULTMAN *et al.* (1982) encontraram diferenças na composição de espécies ao longo de um gradiente de sucessão florestal na América do Norte, observando a diminuição das espécies cursoriais e aumento das espécies construtoras de teia nos estágios avançados. HURD & FAGAN (1992) ao observar a exclusão de espécies de Lycosidae com a substituição de vegetação herbácea por lenhosa, concluíram que essa alteração da vegetação era a mais importante naquele contexto ecológico e era independente da categoria do estágio de sucessão. No Brasil, a

dissimilaridade já foi observada entre áreas de florestas preservadas e degradadas, na Amazônia (BONALDO & DIAS 2010) e na Mata Atlântica (UEHARA-PRADO *et al.* 2009), mas nesses estudos não diferenciaram a vegetação por estágios de sucessão. RAUB *et al.* (2014), em seu trabalho na Mata Atlântica na região sul do Brasil, encontraram mudanças na composição taxonômica ao longo de estágios de sucessão, relacionado principalmente à passagem do estágio herbáceo para o lenhoso.

A influência das variáveis do microhabitat, para os níveis local e regional, sobre a abundância e a riqueza mostrou um efeito da vegetação herbácea e do dossel sobre a araneofauna, porém o poder explanatório dos modelos, em torno de 20%, indica que outros fatores presentes no ambiente florestal contribuíram para estrutura das assembleias. RODRIGUES *et al.* (2014) e BADISSERA *et al.* (2008) encontraram correlações mais robustas da riqueza em função da vegetação e dossel, com foco em grupos funcionais de aranhas presentes no sub-bosque, mas destacam a diminuição de poder analítico quando a quantidade de espécies analisadas é grande, havendo uma diluição dos efeitos que o ambiente pode ter sobre cada espécie (RODRIGUES *et al.* 2014). As amostras utilizadas no presente estudo foram constituídas por espécimes obtidos por dois métodos de coleta, agregando dados de espécies de diferentes grupos funcionais e com diferentes graus de relação filogenética, o que pode ter diminuído a possibilidade de encontrar padrões de variação nas assembleias de aranhas analisadas.

O aumento na cobertura do dossel em florestas plantadas na Europa causou a diminuição da riqueza de aranhas ao longo do tempo, modificando também a composição de espécies (OXBROUGH *et al.* 2005). No presente estudo a cobertura do dossel foi importante em todos os modelos selecionados para a variação da riqueza entre os remanescentes florestais, com efeitos diferentes conforme a escala de análise adotada. Em escala local, os pontos com dossel fechado favoreceram a riqueza dentro de apenas dois remanescentes (SSI e IRA), ao passo que, em escala regional, entre os nove remanescentes, houve a tendência das florestas com dossel mais aberto abrigarem mais espécies.

Efeitos contrastantes do habitat sobre a fauna, em diferentes escalas espaciais, podem ser observados tanto para aranhas (PEARCE & VENIER 2006) como para diversos grupos animais (TEWS *et al.* 2004), uma vez que o aumento da escala propicia a inclusão de espécies e uma maior heterogeneidade ecológica (RODRIGUES *et al.* 2014). Assim, as respostas não padronizadas da araneofauna em relação ao dossel pode ser

resultado da ação de inúmeros aspectos ambientais, os quais apesar de não terem sido avaliados neste estudo, podem ser reflexos da composição das taxocenoses, disponibilidade de recursos alimentares resultante da produtividade do ecossistema em processos de regeneração e interações ecológicas (e.g. competição por recursos e predação).

Era esperado que áreas com microclimas mais estáveis apresentassem riqueza e a abundância diferentes de áreas de microclima menos estáveis, uma vez que se conhece a influência do clima sobre assembleias de aranhas (DONDALE & BINNS 1977, HATLEY & MACMAHON 1980, MCIVER *et al.* 1992). Entre os cinco remanescentes avaliados quanto ao microclima, tanto a riqueza como a abundância aumentaram de acordo com o aumento da instabilidade da temperatura e umidade. A maior variação da temperatura e umidade nos remanescentes HCS e SSI pode estar relacionada à vegetações menos estruturadas, havendo maior exposição à intempéries. De fato, a correlação encontrada entre a faixa de temperatura e a cobertura do dossel mostra que o microclima das florestas mais sombreadas foram mais estáveis. Não obstante, a instabilidade ecológica presente vegetações pré-climax (HUSTON 1994) pode propiciar o aumento de abundância e riqueza (KOTZE & SAMWAYS 1999). Contudo, para uma melhor resolução dos resultados, seria ideal um conjunto maior de amostras de variáveis abióticas. Ressalta-se que dificuldades logísticas para replicação de amostras, nesse caso com dados de cinco áreas de estudo, e a ineficiência de aparelhos registradores automáticos, são limitações a serem levadas em conta em estudos para avaliar o microclima em uma escala de paisagem (BUCHHOLZ 2010).

Os estágios de sucessão florestal não desempenharam um papel importante na variação da abundância, riqueza e composição araneofauna, de forma que características inerentes a cada localidade exerceram influências sobre a assembleia de aranhas, suplantando o estágio de sucessão. A quantidade de vegetação herbácea e a configuração do dossel foram os atributos do microhabitat com maior influência para a abundância e riqueza de aranhas dentro das florestas. Entre os remanescentes, a cobertura do dossel atuou na estabilidade dos microclimas, influenciando a riqueza. A heterogeneidade taxonômica entre as áreas de estudo foi um dos aspectos mais notáveis encontrados sobre a fauna de aranhas nessa sub-formação da Mata Atlântica, preconizando a complexidade da dinâmica de florestas secundárias e a importância da manutenção das mesmas.

Referências bibliográficas

- ALMEIDA, L.M.; C.S. RIBEIRO-COSTA & L. MARINONI. 1998. **Manual de Coleta, Conservação, montagem e identificação de insetos**, Ribeirão Preto. Holos editora, 78 p.
- ALMEIDA-NETO, M.; G. MACHADO; R.P. ROCHA & A.A. GIARETTA 2006. Harvestman species distribution along three neotropical elevational gradients: an alternative rescue effect to explain Rapoport's rule. **Journal of Biogeography** **33**: 361-375.
- BALDISSERA, R. G.; GANADE & S.B. FONTOURA. 2004. Web spider community response along an edge between pasture and Araucaria forest. **Biological Conservation** **118**: 403-9.
- BALDISSERA, R.; G. GANADE; A.D. BRESCOVIT & S.M. HARTZ. 2008. Landscape mosaic of Araucaria forest and forest monocultures influencing understorey spider assemblages in southern Brazil. **Austral Ecology**, **33** (1): 45-54.
- BELL, J.R.; S. GATES; A.J. HAUGHTON; D.W. MACDONALD; H. SMITH; C.P. WHEATER & W.R. CULLEN. 1999. Pseudoscorpions in field margins: effects of margin age, management and boundary habitats. **Journal of Arachnology** **27**: 236-240.
- BONALDO, A.B.; M.A.L. MARQUES; R. PINTO-DA-ROCHA & T. GARDNER. 2007. Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia** **97** (2):143-151.
- BONALDO, A.B. & S.C. DIAS. 2010. A structured inventory of spiders (Arachnida, Araneae) in natural and artificial forest gaps at Porto Urucu, Western Brazilian Amazonia. **Acta Amazonica** **40** (2): 357-372.
- BRADLEY, R.A. & A.J. BRODY. 1984. Relative abundance of three vaejovid scorpions across a habitat gradient. **Journal of Arachnology** **11**: 437-440.
- BRESCOVIT, A.D.; A.B. BONALDO; R. BERTANI & C.A. RHEIMS. 2002. Araneae, p. 303-343. *In*: J. ADIS (Ed.). Amazonian Arachnida and Myriapoda. Identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species. Pensoft Publisher, Sofia, Moscow, 589p.
- BRITEZ, R.M. 2007. Aspectos ambientais a serem considerados na restauração da Floresta com Araucária no Estado do Paraná. **Pesquisa Florestal Brasileira** **55**: 37-43.

- BROSE, U. 2003. Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? **Oecologia** **135**: 407-413.
- BUCHHOLZ, S. 2010. Simulated climate change in dry habitats: do spiders respond to experimental small-scale drought? **Journal of Arachnology** **38** (2): 280-284.
- BUCKLAND, S.T.; K.P. BURNHAM & N.H. AUGUSTIN. 1997. Model selection: an integral part of inference. **Biometrics** **53** (2): 603-618.
- BULTMAN, T.L.; G.W. UETZ & A.R. BRADY. 1982. A comparison of cursorial spider communities along a successional gradient. **Journal of Arachnology** **10** (1):23-33.
- BURNHAM, K.P. & D.R. ANDERSON. 2002. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**, 2ª edição. Springer-Verlag, New York, 488p.
- CASTELLA, P.R. & R.M. BRITZ. 2004. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. 233 p.
- CLARKE, K.R. & R.M. WARWICK. 2001. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth, PRIMER-E, UK, 2nd ed., 172p.
- CODDINGTON, J.A. & H.W. LEVI. 1991. Systematics and Evolution of Spiders (Araneae). **Annual Review of Ecology and Systematics**, **22**: 565-592.
- CODDINGTON, J.A.; L.H. YOUNG, & F.A. COYLE. 1996. Estimating spider species richness in a southern appalachian cove hardwood forest. **Journal of Arachnology** **24** (3): 111-128.
- COLWELL, R.K. 2013. Estimate S: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application, <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/index.html>. [Acesso: 01/12/2013].
- CONNOR, E.F.; A.C. COURTNEY & J.M. YODER. 2000. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. **Ecology** **81** (3):734-748.
- CONTE, C.E. & D.C. ROSSA-FERES. 2007. Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta de Araucária no sudeste do Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia** **24** (4): 1025-1037.

- DONDALE, C.D. & M.R. BINNS. 1977. Effect of weather factors on spiders (Araneae) in an Ontario meadow. **Canadian Journal of Zoology** **55**:1336-1341.
- EMBRAPA. 1984. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná**. Londrina. T.1, 412p. (Embrapa-SNLCS. Boletim técnico, 57).
- FIGUEIREDO-FILHO, A.; G.F. MORAES; L.B. SCHAAF & D.J. FIGUEIREDO. 2003. Avaliação Estacional da Deposição de Serapilheira em uma Floresta Ombrófila Mista Localizada no Sul do Paraná. **Ciência Florestal** **13** (1):11- 18.
- FINCH, O.D.; T. BLICK & A. SCHULDT. 2008. Macroecological patterns of spider species richness across Europe. **Biodiversity and Conservation** **17** (12): 2849-2868.
- FOELIX, R.F. 1996. **The biology of spiders**. Oxford University Press. 330 p.
- GANHO, N.G. & R.C. MARINONI. 2006. A variabilidade espacial das famílias de Coleoptera (Insecta), no Parque Ecológico Vivat Floresta, Município de Tijucas do Sul - Pr, em Floresta Ombrófila Mista e plantação de *Pinus elliotti*. **Revista Brasileira de Zoologia** **23** (4): 1159-1167.
- GONÇALVES-SOUZA, T.; G. MATALLANA; A.D. BRESOVIT. 2007. Effects of habitat fragmentation on the spider community (Arachnida, Araneae) in three Atlantic forest remnants in Southeastern Brazil. **Revista Ibérica Aracnologia** **16**: 35-42.
- GREENSTONE, M.H. 1984. Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. **Oecologia** **62**: 299-304.
- HAMMER, Ø.; D.A.T. HARPER; P.D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm [Acesso: 02/04/2014].
- HATLEY C.L. & J.A. MACMAHON. 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. **Environmental Entomology** **9** (5): 632-639.
- HENSCHEL, J.R. & Y.D. LUBIN. 1997. A test of habitat selection at two spatial scales in a sit-and-wait predator: A web spider in the Namib Desert dunes. **Journal of Animal Ecology** **66** (3): 401-413.
- HÖFER, H. & A.D. BRESOVIT. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. **Andrias** **15**: 99-119.

- HURD, L.F. & W.F. FAGAN. 1992. Cursorial spiders and succession: age or habitat structure? **Oecologia**. **92** (2): 215-221.
- HUSTON, M.A. 1994. Biological diversity, the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge, 681p.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2013. IBGE Cidades. Disponível em: [HTTP://www.ibge.gov.br/cidadessat/default.php](http://www.ibge.gov.br/cidadessat/default.php). [Acesso: 10/03/2014].
- JOHNSON, J.B; R.H. HAGEN; E.A. MARTINKO. 2010. Effect of Succession and habitat area on Wandering Spider (Araneae) abundance in an experimental landscape. **Journal of the Kansas Entomological Society** **83** (2): 141-153.
- KOCH, Z.; M.C. CORRÊA 2002. Araucária - A Floresta do Brasil Meridional. Editora Olhar Brasileiro. Curitiba, Paraná, 148p.
- KOEHLER, A; S. PELLICO NETTO & C.R. SANQUETTA. 1998. Análise da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista semidevastada, Fazenda Gralha Azul, Região Metropolitana de Curitiba, com implicações ao manejo. **Revista Acadêmica** **9** (1): 37-60.
- KOTZE, D.J. & M.J. SAMWAYS. 1999. Support for the multi-taxa approach in biodiversity assessment, as shown by epigaeic invertebrates in an Afrotropical forest archipelago. **Journal of Insect Conservation** **3** (2): 125–143.
- LIEBSCH, D.; L.A. ACRA. 2004. Riqueza de espécies de sub-bosque de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Tijucas do Sul, PR. **Ciência Florestal** **14** (1): 67-76.
- LOVEJOY, T.E. 1980. Foreword. *In*: M.E. SOULÉ & B.A. WILCOX (Eds.). Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective. Sunderland, Sinauer Associates, 395p.
- MAACK, R. 2012. **Geografia física do Estado do Paraná**. Ponta Grossa, Editora UEPG, 526p.
- MARTIN, J.E.H. 1977. **The insects and arachnids of Canada. Part I. Collecting, preparing and preserving insects, mites, and spiders**. Ottawa, Canadian Department of Agriculture Research Branch, Publication no. 1943, 182p.
- MATTER, S.F. 2000. The importance of the relationship between population density and habitat area. **Oikos** **89**: 613-619.
- MCCULLAGH, P. & J.A. NELDER. 1989. **Generalized Linear Models**. Chapman and Hall: London. 532p.

- MCIVER, J.D.; G.L. PARSONS & A.R. MOLDENKE. 1992. Litter spider succession after clear cutting in a western coniferous forest. **Canadian Journal of Forest Research** **22** (7): 984-992.
- MCNETT, B.J.; A.L. RYPSTRA. 2000. Habitat selection in a large orb-weaving spider: vegetational complexity determines site selection and distribution. **Ecological Entomology** **25** (4): 423-432.
- MCREYNOLDS, C.N. 2008. Microhabitat preferences for the errant scorpion, *Centruroides vittatus* (Scorpiones, Buthidae). **Journal of Arachnology** **36** (3): 557-564.
- METZGER, J.P.; A.C. MARTENSEN; M. DIXO; L.C. BERNACCI; M.C. RIBEIRO; A.M.G. TEIXEIRA & R. PARDINI. 2009. Time-lag in the responses to landscape changes in highly dynamic Atlantic forest region (SE Brazil). **Biological Conservation** **142** (6): 1166-1177.
- MORENO, M.L.; M.G. FERNANDEZ; S.I. MOLINA & G.R. VALLADARES. 2013. The role of small woodland remnants on ground dwelling insect conservation in Chaco Serrano, Central Argentina. **Journal of Insect Science** **13**: 40.
- NEW, T.R. 1995. **Introduction to invertebrate conservation biology**. Oxford: Oxford Science Publications, 208p.
- OXBROUGH, A.G.; T. GITTINGS; J. O'HALLORAN; J. GILLER, J. & G.F. SMITH. 2005. Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. **Forest Ecology and Management** **212** (1-3): 171-183.
- PEARCE, J.L.; L.A. VENIER. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. **Ecological Indicators** **6** (4): 780-793.
- PERNER, J. & S. SCHUELER. 2004. Estimating the density of ground-dwelling arthropods with pitfall traps using a nested-cross array. **Journal of Animal Ecology** **73** (3): 469-477.
- PINHEIRO, J; D. BATES; S. DEBROY; D. SARKAR. 2009. **R Core Team nlme: Linear and nonlinear mixed effects models**. R package version 3.1-96, Available via DIALOG, <http://cran.r-project.org/package=nlme>. [Acesso: 12/01/2014].
- PROBIO. 2001. **Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira. Subprojeto conservação do bioma Floresta com Araucária: relatório final**. Curitiba: FUPEF, 2v. (CD).

- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2013. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- RAUB, F.; H. HÖFER; L. SCHEUERMANN & R. BRANDL. 2014. The conservation value of secondary forests in the southern Brazilian Mata Atlântica from a spider perspective. **Journal of Arachnology** **42** (1): 52-73.
- REGO, F.N.N.A.; E.M. VENTICINQUE & A.D. BRESCOVIT. 2005. Densidades de aranhas errantes (Ctenidae e Sparassidae: Araneae) em uma floresta fragmentada. **Biota Neotropica** **5** (1a): 45-52.
- REGO, F.N.A.A.; E.M. VENTICINQUE & A.D. BRESCOVIT. 2007. Effects of forest fragmentation on four *Ctenus* spider populations (Araneae: Ctenidae) in central Amazonia, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** **42** (2): 137-144.
- RIBEIRO, M.C.; J.P. METZGER; A.C. MARTENSEN; F. PONZONI & M. HIROTA. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** **142** (6): 1141-1153.
- ROBINSON, J.V. 1981. The effect of architectural variation in habitat on a spider community: an experimental field study. **Ecology**, **62** (1): 73-80.
- RODE, R.; A. FIGUEIREDO; F. GALVÃO & S. MACHADO. 2010. Estrutura horizontal da comunidade arbórea sob um povoamento com *Araucaria angustifolia* e uma Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira** **30** (64): 347-361.
- RODRIGUES, E.N.L. 2005. Araneofauna de serapilheira de duas áreas de uma mata de restinga no município de Capão do Leão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas** **18** (1): 73-92.
- RODRIGUES, E.N.L.; M.S. MENDONÇA & L.E. COSTA-SCHMIDT. 2014. Spider diversity responds strongly to edge effects but weakly to vegetation structure in riparian forests of Southern Brazil. **Arthropod-Plant Interactions** **8** (2): 123-133.
- RODRIGUES, E. 1998. Efeito de Borda em Fragmentos de Floresta. **Cadernos de Biodiversidade** **1**: 1-5.
- SANTOS, A.J.; A.D. BRESCOVIT & H.F. JAPYASSÚ. 2007. Diversidade de aranhas: sistemática, ecologia e inventários de fauna, p. 1-23. *In*: M.O. GONZAGA; A.J.

- SANTOS & H.F. Japyassú. (Orgs.). *Ecologia e Comportamento de Aranhas*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, X+400p.
- SCHIRMEL, J.; I. BLINDOW & S. BUCHHOLZ. 2012. Life-history trait and functional diversity patterns of ground beetles and spiders along a coastal heathland successional gradient. **Basic and Applied Ecology** **13** (7): 606-614.
- SGRILLO, R. 2012. **GE-Path, Cocoa Research Center (CEPLAC/CEPEC)**. Ilhéus, Bahia, Brasil. Available online at: <http://www.sgrillo.net/googleearth/gepath.htm>. [Acesso: 10/03/2014].
- SOUZA, A.L.T. 2007. Influência da estrutura do habitat na abundância e diversidade de aranhas. P. 25-43. *In*: M.O. GONZAGA; A.J. SANTOS & H.F. JAPYASSÚ (Eds.). *Ecologia e comportamento de aranhas* Rio de Janeiro: Editora Interciência, X+400p.
- SPVS - SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL. 2008. **Plano de Manejo do Sítio Sossego - Bocaiúva do Sul PR - Programa Desmatamento Evitado**. Curitiba. p. 177.
- TEWS, J.; U. BROSE; V. GRIMM; K. TIELBORGER; M.C. WICHMANN; M. UEHARA-PRADO; J.O. FERNANDES; A.M. BELLO; G. MACHADO; A.J. SANTOS; F.Z. VAZ-DE-MELLO & A.V.L. FREITAS. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** **142**(6): 1220-1228.
- UETZ, G.W. 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities. **Oecologia** **40**: 29-42.
- MICHIEL, V.B.; F. BONGERS & M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2007. Species Dynamics During Early Secondary Forest Succession: Recruitment, Mortality and Species Turnover. **Biotropica**, **39** (5): 610-619.
- VASCONCELOS, H.L. & W.F. LAURANCE. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. **Oecologia** **144** (3): 456-462.
- WISE, D.H. 1993. **Spider in ecological webs**. Cambridge University Press, New York, 344p.
- ZAR, J. 1999. **Biostatistical analysis**. New Jersey, Prentice Hall. 663p.
- ZUUR, A.F.; E.N. IENO; N.J. WALKER; A.A. SAVELIEV & G.M. SMITH. 2009. **Mixed effects models and extensions in ecology with R (Statistics for Biology and Health)**. Springer, New York, 574p.

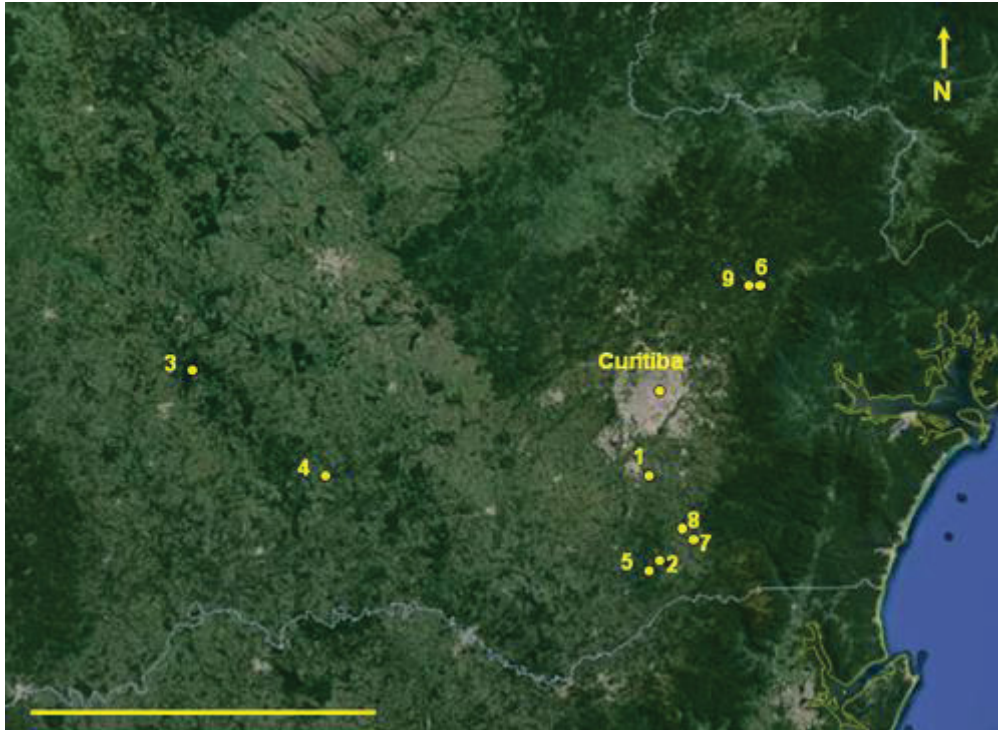


Figura 1. Imagem de satélite do primeiro e segundo planaltos paranaenses e localização dos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de sucessão utilizados no estudo. **Estágio avançado:** 1, FEG; 2, LAG; 3, IRA; **Estágio médio:** 4, SJT; 5, CAB; 6, SSM; **Estágio inicial:** 7, HCS; 8, TAB; 9, SSI. Imagem obtida em dezembro de 2013. Fonte: Google Earth 7.0.3.8542, escala= 100 km.

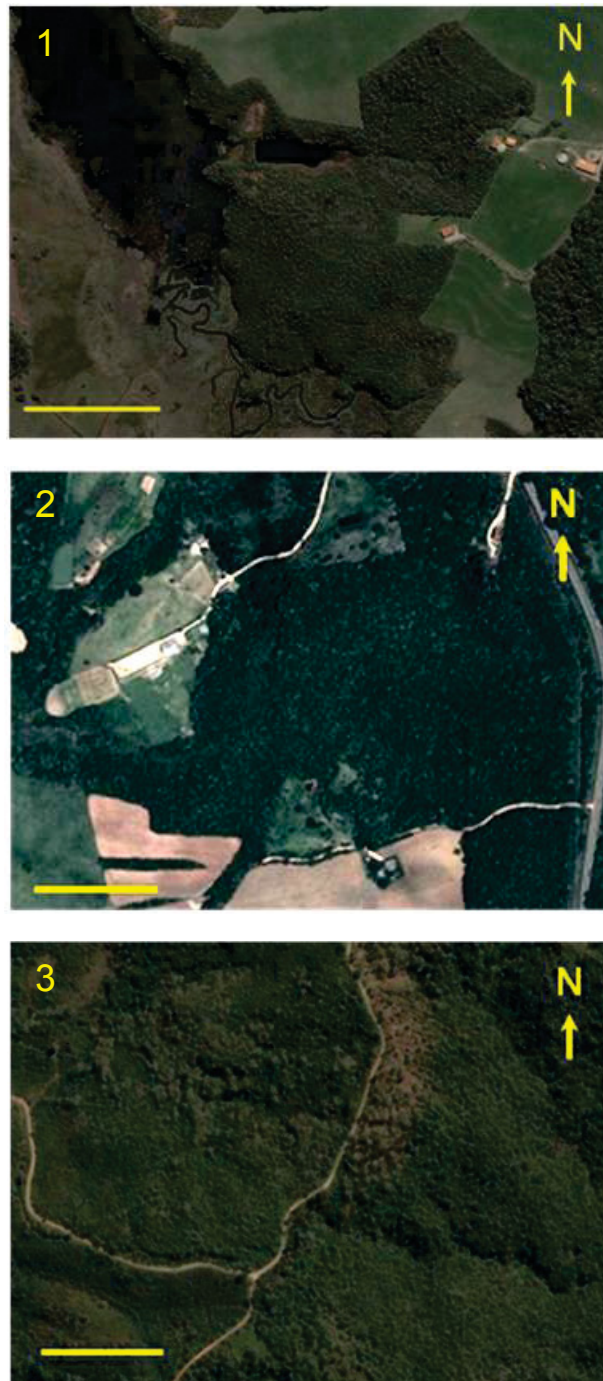


Figura 2. Imagem de satélite dos remanescentes florestais em estágio inicial. 1, HCS; 2, TAB; 3 SSI. Imagem obtida em dezembro de 2013. Fonte, Google Earth 7.0.3.8542. Imagem 1, escala: 300 m; Imagem 2 e 3. escala= 200 m.



Figura 3. Imagem de satélite dos remanescentes florestais em estágio médio. 1, SJT; 2, CAB; 3 SSM. Imagem obtida em dezembro de 2013. Fonte, Google Earth 7.0.3.8542. Imagem 1, escala: 1000 m; Imagem 2, escala 1500 m; Imagem 3, escala= 200 m.

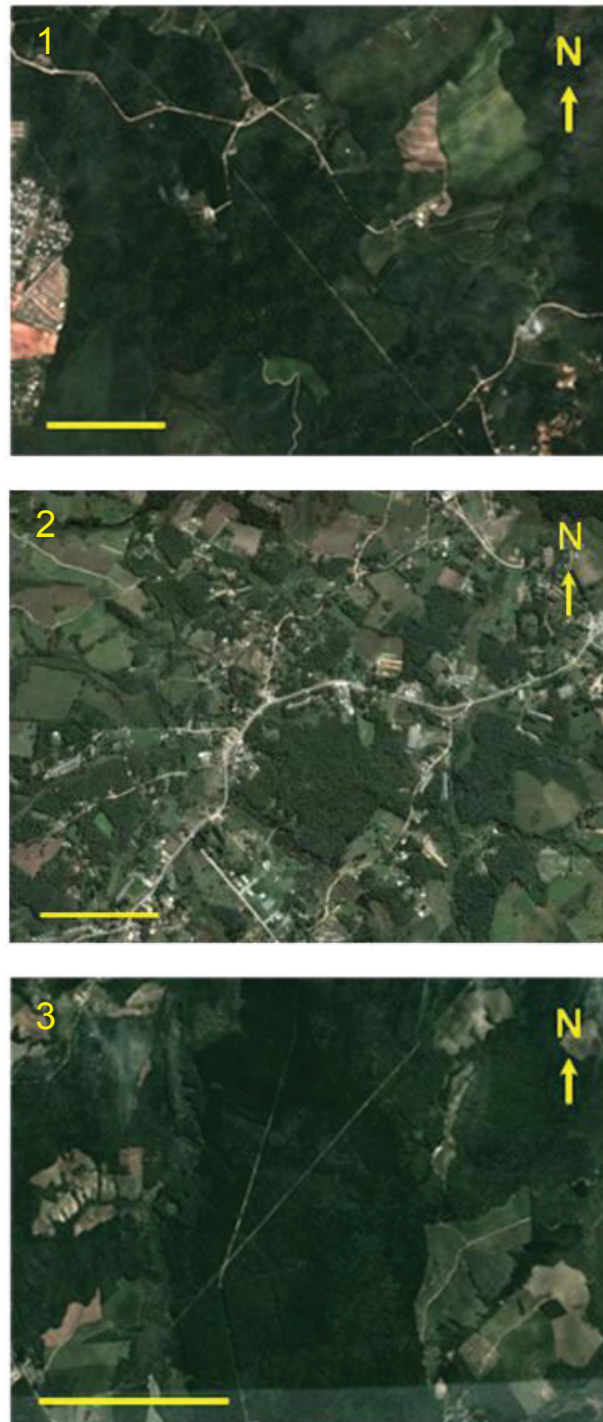


Figura 4. Imagem de satélite dos remanescentes florestais em estágio avançado. 1, FEG; 2, LAG; 3 IRA. Imagem obtida em dezembro de 2013. Fonte, Google Earth 7.0.3.8542. Imagens 1 e 2, escala: 1000 m. Imagem 3, escala= 2000 m.

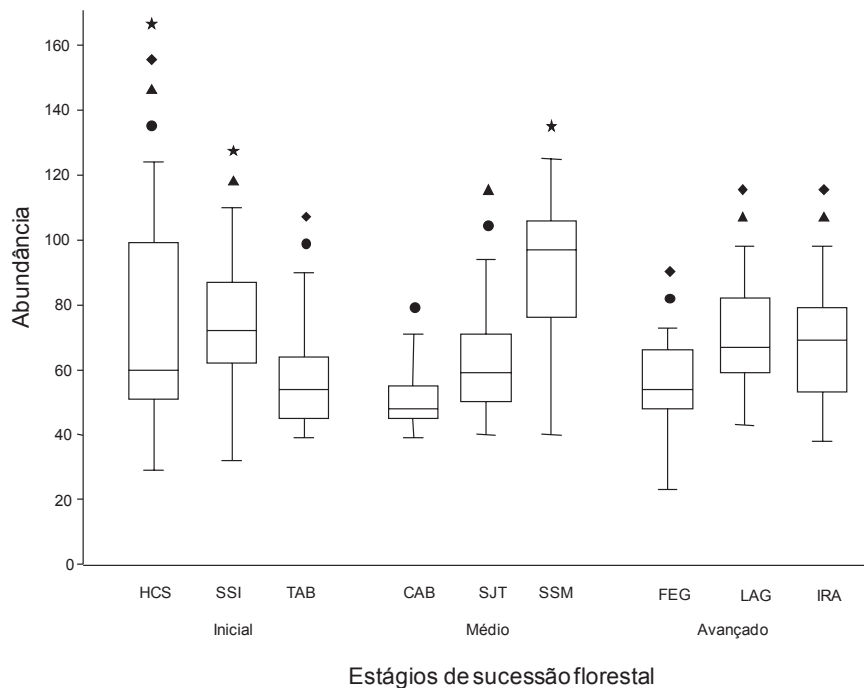


Figura 5. Abundância de aranhas de remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, em três estágios de sucessão. Símbolos iguais entre as caixas indicam ausência de diferença significativa no teste Mann-Whitney. Media representada pela barra horizontal. Desvio padrão indicado pela barra vertical. As bordas das caixas indicam o quartil inferior e superior.

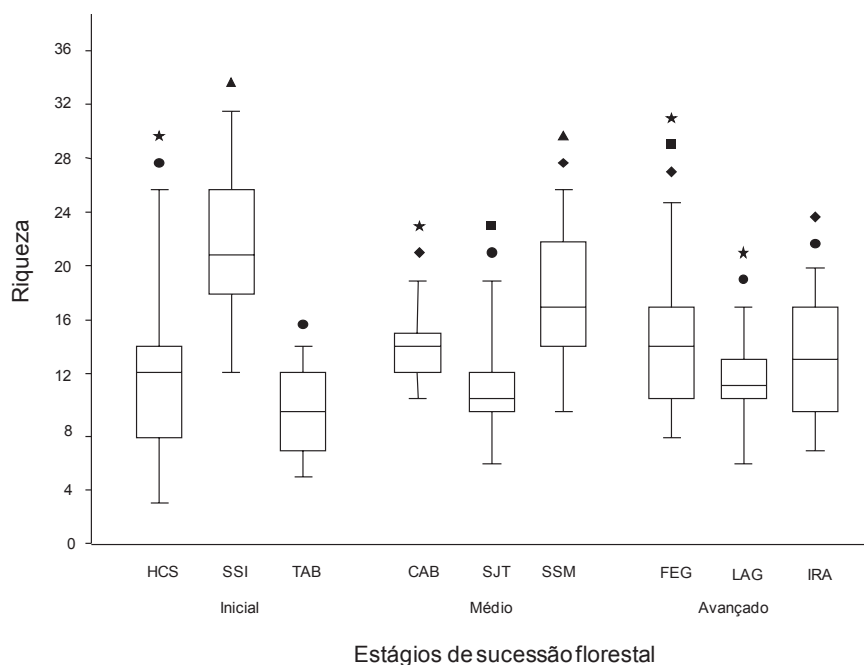


Figura 6. Riqueza de aranhas de remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, em três estágios de sucessão. Símbolos iguais entre as caixas indicam ausência de diferença significativa no teste Mann-Whitney. Media representada pela barra horizontal. Desvio padrão indicado pela barra vertical. As bordas das caixas indicam o quartil inferior e superior.

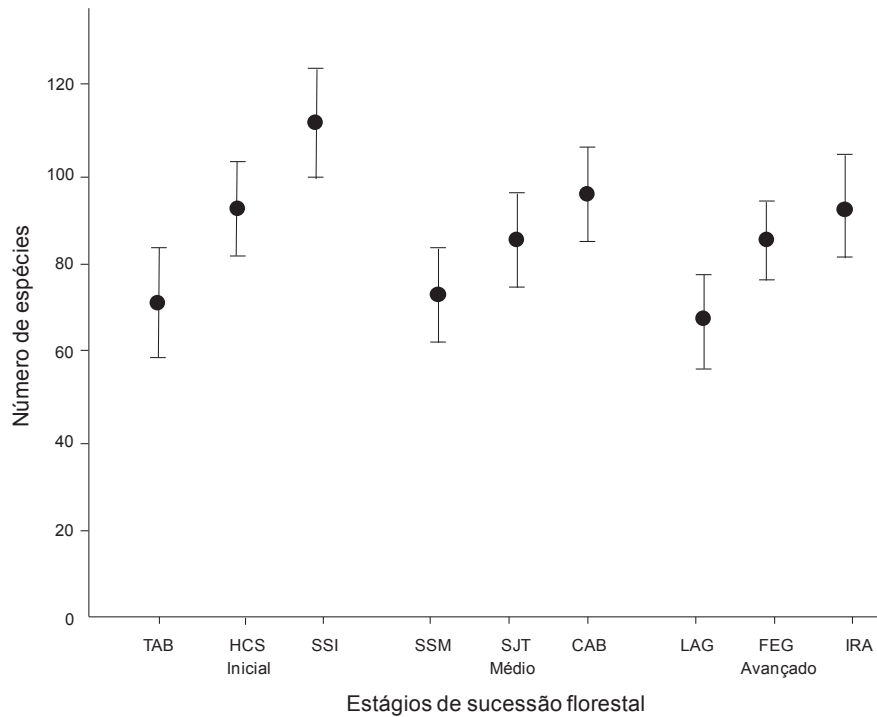


Figura 7. Riqueza de aranhas registrada em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, em três estágios de sucessão (rarefação com interpolação baseada em indivíduos) utilizando o valor de referencia de 459 indivíduos. Barras= intervalo de confiança.

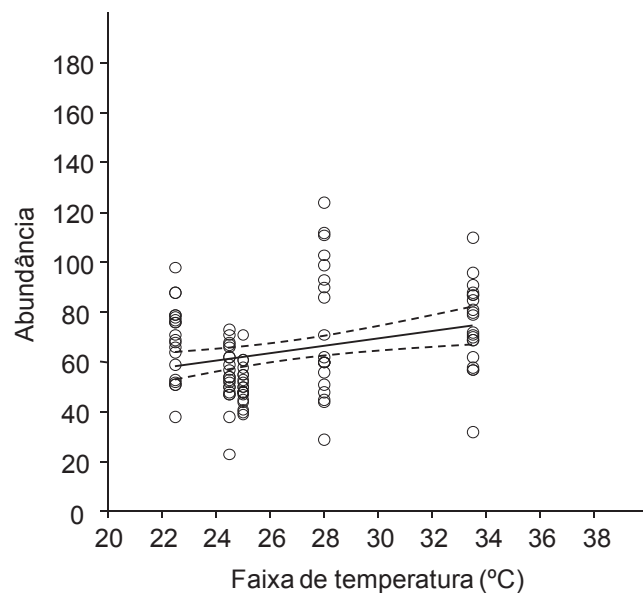


Figura 8. Abundância de aranhas em função da faixa de temperatura (C°), em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista (IC 95%).

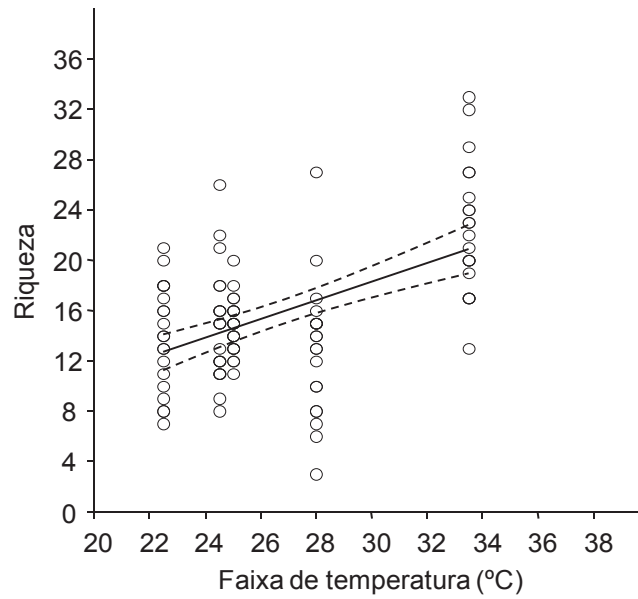


Figura 9. Riqueza de aranhas em função da faixa de temperatura (C°), em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista (IC 95%).

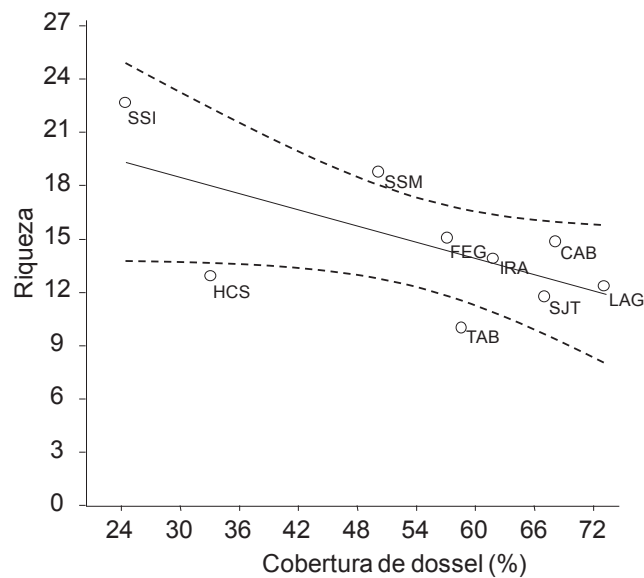


Figura 10. Riqueza de aranhas em função do percentual médio de cobertura do dossel, em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista (IC 95%).

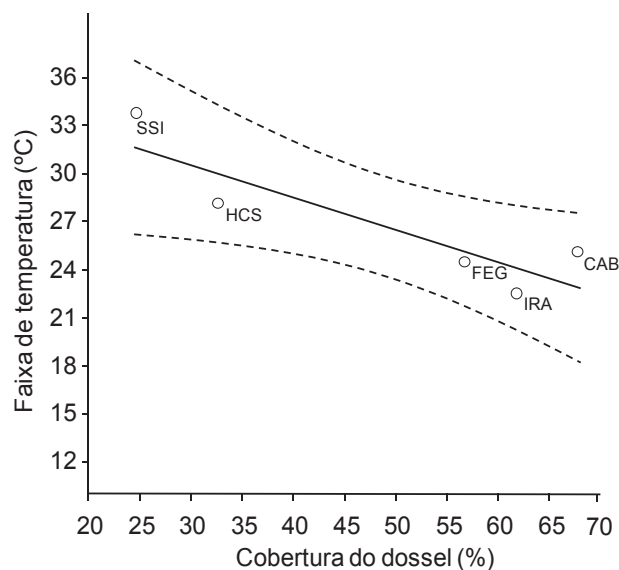


Figura 11. Faixa de temperatura (C°) em função do percentual médio de cobertura do dossel em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista (IC 95%).

Tabela 1. Anos sem perturbação, área (ha) total do remanescente (AT), área representada pelo estágio de sucessão (AE) e município de localização dos remanescentes estudados.

Estágio	Localidade	Anos	AT	AE	Município
Inicial	SSI	14	707	7	Bocaiúva do Sul
	TAB	22	15	15	Tijucas do Sul
	HCS	20	17	17	Tijucas do Sul
Médio	SSM	34	707	82	Bocaiúva do Sul
	CAB	38	188	188	Tijucas do Sul
	SJT	40	88	88	São João do Triunfo
Avançado	IRA	> 72	2240	2240	Fernandes Pinheiro
	FEG	60	400	400	Fazenda Rio Grande
	LAG	60	25	25	Tijucas do Sul

Tabela 2. Valores mínimo, máximo e faixas de temperatura (°C) e umidade relativa do ar (%), registrados nos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de sucessão. T. mín.= temperatura mínima; T. máx.= temperatura máxima; F.temp.= Amplitude da faixa de temperatura; U. mín.= umidade mínima; U. máx.= umidade máxima; F.umid.= Amplitude da faixa de umidade relativa do ar.

Estágio	Localidade	T. mín.	T. máx.	F.temp.	U. mín.	U. máx.	F.umid.
Inicial	SSI	2,5	36	33,5	61	100	38
	TAB	-	-	-	-	-	-
	HCS	3,5	31,5	28	49	99	50
Médio	SSM	-	-	-	-	-	-
	CAB	4,6	29,6	25	46	99	53
	SJT	-	-	-	-	-	-
Avançado	IRA	4,15	26,7	22,5	78	99	21
	FEG	-0,6	24	24,4	78	98	20
	LAG	-	-	-	-	-	-

Tabela 3. Riqueza e abundância de aranhas registradas nos remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de sucessão. S= número de espécies; N= número total de indivíduos.

Estágio	Remanescente	S	N
Inicial	HCS	104	1464
	SSI	154	1501
	TAB	74	1123
Médio	CAB	105	1014
	SJT	85	1209
	SSM	124	1886
Avançado	FEG	100	1101
	IRA	102	1381
	LAG	85	1396

Tabela 4. Valores de p significativos ($<0,05$) obtidos através do teste par a par Man-Whitney para a abundância de aranhas entre os remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de sucessão.

Pares de remanescentes	p
SSI x TAB	0,016480
SSI x CAB	0,000344
SSI x FEG	0,004872
SSM x TAB	0,000102
SSM x CAB	0,000006
SSM x SJT	0,000474
SSM x FEG	0,000003
SSM x IRA	0,011000
SSM x LAG	0,006000
CAB x IRA	0,004300
CAB x LAG	0,002700

Tabela 5. Valores de p significativos obtidos através do teste par a par Man-Whitney para a riqueza de aranhas entre os remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de sucessão.

Pares de remanescentes	p
SSI x TAB	4,58E-06
SSI x HCS	0,00020
SSI x CAB	0,00010
SSI x SJT	1,08E-05
SSI x FEG	0,00130
SSI x IRA	0,00030
SSI x LAG	1,01E-05
SSM x HCS	0,02000
SSM x TAB	5,41E-05
SSM x SJT	0,00060
SSM x LAG	0,00130
TAB x CAB	0,00090
TAB x FEG	0,02000
CAB x SJT	0,01000

Tabela 6. Valores de R_p (correção de Bonferroni) do teste *post-hoc* ANOSIM entre os remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de sucessão.

	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM
CAB		$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
FEG	R=0,5524		$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
HCS	R=0,4541	R=0,4188		$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
IRA	R=0,9230	R=0,9427	R=0,8156		$p \leq 0,05$	$p=0,09$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
LAG	R=0,4531	R=0,6627	R=0,4897	R=0,9464		$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
SJT	R=0,9305	R=0,9704	R=0,8678	R=0,1067	R=0,9646		$p \leq 0,05$	$p \leq 0,05$
SSI	R=0,7602	R=0,7912	R=0,6027	R=0,9708	R=0,8252	R=0,9759		$p \leq 0,05$
SSM	R=0,8932	R=0,9787	R=0,7758	R=0,9956	R=0,986	R=0,9923	R=0,8463	
TAB	R=0,6580	R=0,7082	R=0,2377	R=0,9583	R=0,683	R=0,9854	R=0,8377	R=0,9869

Tabela 7. Índice de dissimilaridade (Bray-Curtis) taxonômica entre os remanescentes de floresta ombrófila mista em diferentes estágios de sucessão.

	FEG	IRA	LAG	CAB	SJT	SSM	HCS	SSI
FEG	-	-	-	-	-	-	-	-
IRA	91	-	-	-	-	-	-	-
LAG	74	91	-	-	-	-	-	-
CAB	78	93	77	-	-	-	-	-
SJT	93	71	93	94	-	-	-	-
SSM	87	96	90	89	97	-	-	-
HCS	79	93	82	85	95	90	-	-
SSI	82	95	84	87	95	83	87	-
TAB	76	94	76	83	96	91	75	85

Tabela 8. Lista de táxons que contribuíram em até 50% para a dissimilaridade entre as assembleias de aranhas dos remanescentes florestais em diferentes estágios de sucessão. CC= contribuição cumulativa (%), seguido do valor da abundância média dos táxons por quadrícula nos remanescentes florestais.

Táxon	CC		Abundância média por quadrícula							
	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	
<i>Sphecozone castanea</i>	11,65	4,9	8,65	8,45	0,65	9,35	0	6,45	5,35	6,4
<i>Odo</i> sp.1	19,04	0	0	0	0	0	0	0	26,6	0
<i>Sphecozone novaeteutoniae</i>	25,13	0	0,05	0	8,1	0,15	6,55	0,25	0	0
<i>Isoctenus strandi</i>	29,12	0,25	0,25	2,4	0,25	0,6	0,05	0,2	0	5,6
<i>Tupigea</i> sp.1	32,7	1,7	0	0	0	7,45	0	0	0	0
<i>Dipoena pumicata</i>	35,11	0,8	1,85	1,75	0,55	1,35	0,3	0,25	0,8	0,45
<i>Steatoda moesta</i>	37,06	0,05	0,05	0,4	0	0	0	2,8	2,9	0
<i>Mangora strenua</i>	38,87	0,6	0,1	0,15	1,5	0,9	1,4	0	0	0,2
<i>Camillina</i> sp.1	40,33	0	0	0	0	0	0	3,5	0,75	0
<i>Theridion calcynatum</i>	41,7	0,95	0,9	0,15	0,4	0,3	0,4	0,65	0,4	0,1
<i>Ianduba varia</i>	43,07	0,05	0,15	0	0	0	0,2	0,8	3,45	0
<i>Phycossoma altum</i>	44,39	0	0,5	0,05	0,2	1,3	0,15	0,1	0,05	1,15
Euophryinae sp.5	45,69	0,1	0,15	0,05	0,4	0,05	1,5	0,7	0,55	0,05
<i>Cryptachaea passiva</i>	46,99	0,15	0,65	1,2	0,35	0,2	0,1	0,2	1,05	0,15
<i>Guaraniella</i> sp.1	48,27	0,05	1,2	0,35	0,65	0,1	0,7	0,05	0,05	0,2
<i>Labicymbium rusticulum</i>	49,54	0	3	0,05	0	0	0	0	0	0

Tabela 9. Modelos selecionados ($\Delta AICc=0$) para testar a influência de variáveis da paisagem e microclima para a abundância e riqueza de aranhas em remanescentes de floresta ombrófila mista em diferentes estágios de sucessão. AICc= Critério de informação de Akaike corrigido; ω_i = peso Akaike; P.e.= porcentagem de explicação do modelo; F.temp.= Amplitude da faixa de temperatura; F.umid.= Amplitude da faixa de umidade do ar.

Modelos preditores	AICc	ω_i	P.e.
Abundância ~ Área + Idade	1569	0,99	9%
Riqueza ~ Área + Idade	1072	0,99	18%
Abundância ~ F. temp.	865	0,54	8%
Riqueza ~ F. temp. + F. umid.	594	0,81	29%

Tabela 10. Modelos selecionados ($\Delta AICc=0$) para testar a influência de variáveis do microhabitat para a variação de abundância e riqueza de aranhas em remanescentes florestais em diferentes estágios de sucessão. AICc= Critério de informação de Akaike corrigido; ω_i = peso Akaike; P.e.= porcentagem de explicação do modelo.

Modelos preditores para abundância	AICc	ω_i	P.e.
Abundância ~ Herbáceas	1568	0,31	10%
Riqueza ~ Profundidade da serapilheira + Arbustos + Dossel	1075	0,45	18%

Tabela 11. Modelos selecionados ($\Delta AICc=0$) para testar a influência de variáveis do microhabitat para a abundância e riqueza de aranhas em escala local em remanescentes florestais em diferentes estágios de sucessão. AICc= Critério de informação de Akaike corrigido; ω_i = peso Akaike; P.e.= porcentagem de explicação do modelo.

Fragmentos	Modelos preditores para abundância	AICc	ω_i	P.e.
CAB	Abundância ~ Herbáceas	133,72	0,40	44%
FEG	Abundância ~ Herbáceas + Dossel	163,82	0,50	9%
LAG	Abundância ~ Herbáceas + Dossel	167,65	0,41	21%
SSI	Abundância ~ Herbáceas	172,12	0,40	20%
TAB	Abundância ~ Dossel	154,65	0,41	22%
Modelos preditores para riqueza				
SSI	Riqueza ~ Dossel	118,27	0,50	40%
IRA	Riqueza ~ Dossel	114,90	0,51	17%

Anexo I

Abundância de espécies, morfoespécies e jovens por famílias de aranhas coletadas em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista em diferentes estágios de sucessão.

Famílias/espécies	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	Total
Amaurobiidae										
<i>Naevius</i> sp.1	0	0	24	0	0	0	0	0	0	24
<i>Retiro</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Amaurobiidae indet.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Jovem	0	4	4	5	0	2	2	0	0	17
Amphinectidae										
<i>Metaltella</i> sp.1	0	2	6	0	0	2	2	0	2	14
<i>Metaltella</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
Anapidae										
Anaps indet.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Anyphaenidae										
<i>Aysha borgmeyeri</i> (Mello-Leitão, 1926)	2	4	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Aysha ericae</i> Brescovit, 1992	0	0	0	0	0	0	12	3	0	15
<i>Aysha</i> gr. <i>brevimana</i>	0	0	2	0	0	1	0	0	1	4
<i>Aysha</i> gr. <i>helvola</i> sp.1	11	0	0	0	2	1	0	0	4	18
<i>Aysha</i> gr. <i>helvola</i> sp.2	0	1	0	0	0	1	0	0	0	2
<i>Aysha</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Katissa</i> sp.1	0	0	0	0	10	11	0	0	0	21
<i>Katissa</i> sp.2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Osoriella rubella</i> (Keyserling, 1891)	0	0	0	3	4	0	0	0	0	7
<i>Patrera longipes</i> (Keyserling, 1891)	0	1	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Patrera</i> sp.1	5	8	6	8	1	3	11	6	7	55
Anyphaenidae indet.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Jovem	26	48	44	57	45	36	14	31	47	348
Araneidae										
<i>Acacesia villalobosi</i> Glueck, 1994	1	0	0	0	0	0	2	0	0	3
<i>Acacesia</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Alpaida arvoredo</i> Backup & Rodrigues, 2011	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Alpaida iguazu</i> Levi, 1988	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
<i>Alpaida itauba</i> Levi, 1988	0	0	0	0	0	0	1	3	0	4
<i>Alpaida scribe</i> (Mello-Leitão, 1940)	0	0	1	0	0	0	0	13	0	14
<i>Alpaida</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Alpaida</i> sp.2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Araneus omnicolor</i> (Keyserling, 1893)	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
<i>Araneus unaninus</i> (Keyserling, 1879)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Araneus vincibilis</i> (Keyserling, 1893)	4	2	0	3	1	1	0	0	0	11
<i>Araneus</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1

continua...

Famílias/espécies	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	Total
<i>Cyclosa fililineata</i> Hingston, 1932	0	1	0	1	0	0	24	31	0	57
<i>Cyclosa machadinho</i> Levi, 1999	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cyclosa morretes</i> Levi, 1999	0	0	9	11	1	4	0	0	0	25
<i>Eustala crista</i> Poeta, Marques & Buckup, 2010	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
<i>Eustala pallida</i> Mello-Leitão, 1940	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Eustala</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	4	17	0	21
<i>Eustala</i> sp.2	1	0	0	1	0	0	1	0	0	3
<i>Hypognatha cambara</i> Levi, 1996	1	0	2	0	1	0	0	0	2	6
<i>Hypognatha</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Mangora fundo</i> Levi, 2007	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Mangora strenua</i> (Keyserling, 1893)	19	12	3	30	26	74	0	0	4	168
<i>Micrathena crassispina</i> (C. L. Koch, 1836)	0	0	0	0	0	0	1	0	1	2
<i>Micrathena furva</i> (Keyserling, 1892)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Micrathena nigrichelis</i> Strand, 1908	19	0	3	0	0	3	0	0	0	25
<i>Micrathena plana</i> (C. L. Koch, 1836)	13	0	2	4	1	5	0	0	0	25
<i>Micrathena triangularis</i> (C. L. Koch, 1836)	0	0	0	0	0	6	0	0	0	6
<i>Ocrepeira gnomo</i> (Mello-Leitão, 1943)	0	0	0	0	0	0	4	1	0	5
<i>Ocrepeira</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Parawixia audax</i> (Blackwall, 1863)	0	0	1	1	0	0	0	1	0	3
<i>Parawixia kochi</i> (Taczanowski, 1873)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Scoloderus</i> sp.1	0	1	0	0	0	0	1	2	0	4
<i>Testudinaria</i> sp.1	9	0	0	0	0	0	0	10	0	19
<i>Verrucosa</i> sp.1	14	2	2	9	0	18	0	0	0	45
<i>Wagneriana eupalestra</i> (Mello-Leitão, 1943)	0	0	0	0	0	0	25	14	0	39
<i>Wagneriana heteranchanta</i> (Mello-Leitão, 1943)	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10
<i>Wagneriana iguape</i> Levi, 1991	0	1	0	0	0	0	4	2	0	7
<i>Wagneriana dimastophora</i> (Mello-Leitão, 1940)	0	1	0	1	1	0	9	1	0	13
Araneidae indet.	0	0	0	0	0	0	15	0	0	15
Jovem	73	80	391	185	137	202	196	78	154	1496
Corinnidae										
<i>Castianeira</i> sp.1	0	5	0	0	0	0	8	20	0	33
<i>Castianeira</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	9	9	0	18
<i>Castianeira</i> sp.3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Castianeira</i> sp.4	2	0	4	0	0	0	1	1	0	8
<i>Corinna colombo</i> Bonaldo 2000	0	0	0	1	0	2	0	0	0	3
<i>Corinna mourai</i> Bonaldo 2000	2	5	1	0	0	3	0	0	1	12
<i>Corinna nitens</i> (Keyserling, 1891)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Creugas</i> sp.1	0	0	3	0	0	0	1	2	0	6
<i>Creugas</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Ianduba varia</i> (Keyserling, 1891)	1	3	0	0	0	4	20	80	0	108
<i>Paradiestus giganteus</i> (Karsch, 1880)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Paradiestus</i> sp.1	2	0	0	0	0	0	1	0	0	3

continua...

Famílias/espécies	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	Total
<i>Paradiestus</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	26	4	0	30
<i>Paradiestus</i> sp.3	2	0	1	0	12	3	19	5	6	48
<i>Paradiestus</i> sp.4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Paradiestus</i> sp.5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Septentrina</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Trachelopachys keyserlingi</i> (Roewer, 1951)	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
<i>Tupirinna</i> sp.1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Xeropigo</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Corinnidae indet.1	0	0	0	0	9	0	0	0	23	32
Jovem	14	19	11	14	29	20	7	6	20	140
Ctenidae										
<i>Ctenus ornatus</i> (Keyserling, 1877)	3	1	3	11	3	24	8	5	1	59
<i>Ctenus anahitiformis</i> Strand, 1909	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Ctenus</i> sp.1	0	1	0	1	2	1	0	0	0	5
<i>Ctenus</i> sp.2	0	1	0	0	4	3	0	0	0	8
<i>Ctenus</i> sp.3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Enoploctenus cyclothorax</i> (Bertkau, 1880)	0	0	0	0	1	0	0	2	0	3
<i>Enoploctenus</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Isoctenus herteli</i> (Mello-Leitão, 1947)	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2
<i>Isoctenus malabaricus</i> Polotow, Brescovit & Ott, 2007	17	0	3	0	8	2	5	1	0	36
<i>Isoctenus ordinario</i> Polotow & Brescovit, 2009	1	0	0	9	0	0	0	0	0	10
<i>Isoctenus</i> sp.1	0	0	2	15	1	1	0	0	0	19
<i>Isoctenus strandi</i> Mello-Leitão, 1936	5	5	59	5	23	1	4	0	117	219
<i>Nothroctenus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	32	12	0	44
<i>Phoneutria nigriventer</i> (Keyserling, 1891)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ctenidae indet.1	1	1	1	1	1	1	0	0	1	7
Ctenidae indet.2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Jovem	87	96	87	121	165	180	31	107	193	1067
Deinopidae										
<i>Deinopsis</i> sp.1	3	3	2	35	0	19	0	0	2	64
<i>Deinopsis</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	6	0	0	6
Jovem	2	1	20	5	7	6	8	3	12	64
Dipluridae										
<i>Diplura</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Trechona rufa</i> Vellard, 1924	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Jovem	8	1	0	1	8	3	0	1	2	24
Gnaphosidae										
<i>Apodrassodes</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Camillina</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	72	16	0	88
<i>Xenoplectus</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Zimiromus medius</i> (Keyserling, 1891)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Zimiromus</i> sp.1	3	0	2	0	0	0	0	0	0	5

continua...

Famílias/espécies	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	Total
Gnaphosidae indet.1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Gnaphosidae indet.2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Jovem	7	2	1	2	5	3	1	1	2	24
Hahniidae										
Hahniidae indet.1	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2
Hahniidae indet.2	0	0	0	4	1	0	0	0	0	5
Hahniidae indet.3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Jovem	0	0	0	4	0	0	0	0	0	4
Hersiliidae										
<i>Yppyuera crucifera</i> (Vellard, 1924)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Jovem	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Idiopidae										
Jovem	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Linyphiidae										
<i>Anodoration</i> sp.1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Gigapassus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Labicymbium rusticulum</i> (Keyserling, 1891)	0	64	1	0	0	0	0	0	0	65
<i>Moyosi prativaga</i> (Keyserling, 1886)	6	6	0	0	24	0	0	2	0	38
<i>Neomaso</i> sp.1	0	5	1	0	9	0	20	0	19	54
<i>Pseudotyphistes cristatus</i> (Ott & Lise, 1997)	38	0	0	2	0	0	0	30	0	70
<i>Scolecurea cambara</i> Rodrigues, 2005	2	12	0	2	0	1	0	0	0	17
<i>Scolecurea parilis</i> Millidge, 1991	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Scolecurea</i> sp.1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	2
<i>Sphecozone castanea</i> (Millidge, 1991)	105	192	184	17	215	0	151	122	140	1126
<i>Sphecozone novaetunoniae</i> (Baert, 1987)	0	1	0	182	3	148	12	0	0	346
<i>Sphecozone venialis</i> (Keyserling, 1886)	0	0	3	0	0	0	0	0	0	3
<i>Sphecozone</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	2	19	1	22
<i>Sphecozone</i> sp.2	2	2	12	0	3	0	0	0	10	29
<i>Sphecozone</i> sp.3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Sphecozone</i> sp.4	3	0	0	0	0	0	0	17	0	20
<i>Vesicapalpus serranus</i> Rodrigues & Ott, 2006	0	0	3	0	16	0	13	0	0	32
<i>Vesicapalpus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	2	19	0	21
Linyphiidae indet.1	2	1	2	0	1	0	0	0	0	6
Linyphiidae indet.2	0	7	0	0	1	0	0	0	0	8
Linyphiidae indet.3	0	5	0	0	1	0	0	0	0	6
Linyphiidae indet.4	0	0	0	0	0	0	3	0	4	7
Linyphiidae indet.5	0	6	4	0	0	0	1	0	0	11
Linyphiidae indet.6	0	0	0	1	0	6	2	0	0	9
Linyphiidae indet.7	1	2	0	0	0	0	0	1	0	4
Linyphiidae indet.8	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4
Linyphiidae indet.9	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Linyphiidae indet.10	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1

continua...

Famílias/espécies	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	Total
Linyphiidae indet.11	2	4	0	0	1	0	1	2	0	10
Linyphiidae indet.12	0	1	1	0	2	0	0	0	0	4
Linyphiidae indet.13	1	0	0	8	0	0	0	0	0	9
Linyphiidae indet.14	0	0	0	7	0	0	0	0	0	7
Linyphiidae indet.15	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
Linyphiidae indet.16	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2
Jovem	0	0	5	2	12	6	1	3	0	29
Lycosidae										
<i>Hogna gumia</i> (Petrunkevitch, 1911)	0	1	2	0	0	2	2	0	0	7
<i>Hogna sternalis</i> (Bertkau, 1880)	0	0	1	1	1	0	6	0	3	12
<i>Lobizon humilis</i> (Mello-Leitão, 1944)	1	18	7	15	1	30	0	0	0	72
<i>Lobizon minor</i> (Mello-Leitão, 1941)	2	4	0	1	1	7	0	0	0	15
Pardosinae sp.1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Trochosa</i> sp.1	0	0	2	0	0	0	8	0	0	10
Jovem	4	3	10	30	4	10	6	3	5	75
Mimetidae										
<i>Ero catharinae</i> Keyserling, 1886	1	1	0	0	2	0	11	10	0	25
<i>Ero lata</i> Keyserling, 1891	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
<i>Ero</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	2
<i>Gelanor altithorax</i> Keyserling, 1893	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Gelanor</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	6	1	0	7
Jovem	1	3	0	1	0	5	4	5	0	19
Miturgidae										
<i>Radulphius</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	3	1	0	4
Miturgidae indet.1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Jovem	0	3	6	2	5	0	1	4	9	30
Nemesidae										
<i>Stenoterommata</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	0	4	5
<i>Stenoterommata</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Stenoterommata</i> sp.3	8	0	0	0	0	0	10	26	0	44
<i>Stenoterommata</i> sp.4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Jovem	6	0	0	1	10	0	1	0	0	18
Nesticidae										
<i>Nesticus</i> sp.1	0	0	0	4	0	0	2	0	0	6
Nesticidae indet.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Jovem	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Oonopidae										
<i>Neoxyphinus</i> sp.1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Orchestina</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Orchestina</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Gamasomorphae sp.1	4	0	3	0	1	0	12	2	1	23
<i>Predatoroonops mctiernani</i> Brescovit, Rheims & Santos, 2012	1	0	0	0	1	0	2	0	0	4

continua...

Famílias/espécies	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	Total
Oonopidae gr. <i>reticulatus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Oonopidae indet.1	5	1	5	0	0	0	2	0	0	13
Oonopidae indet.2	3	2	0	0	0	0	2	0	0	7
Oonopidae indet.3	3	0	0	0	1	0	0	1	1	6
Oonopidae indet.4	0	0	1	0	1	0	1	0	0	3
Jovem	2	1	0	1	2	1	1	2	0	10
Oxyopidae										
Jovem	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2
Palpimanidae										
<i>Fernandezina</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Jovem	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Pholcidae										
<i>Mesabolivar</i> aff. <i>brasiliensis</i>	0	19	10	0	0	0	0	0	0	29
<i>Mesabolivar</i> aff. <i>cyaneotaeniatus</i>	21	0	0	0	0	0	0	2	0	23
<i>Mesabolivar luteus</i> (Keyserling, 1891)	0	0	0	14	0	0	0	0	0	14
<i>Mesabolivar</i> sp.1	4	0	0	0	0	0	7	0	2	13
<i>Mesabolivar</i> sp.2	0	0	0	10	0	0	0	0	0	10
<i>Tupigea</i> sp.1	64	0	0	0	200	0	0	0	0	264
<i>Tupigea</i> sp.2	0	0	9	0	0	0	0	0	29	38
Jovem	5	7	6	51	1	0	10	1	3	84
Pisauridae										
Jovem	0	0	0	4	0	1	0	0	0	5
Prodidomidae										
Prodidomidae indet.1	8	0	0	0	3	0	1	2	0	14
Prodidomidae indet.2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Jovem	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Salticidae										
<i>Cotinusa trifasciata</i> (Mello-Leitão, 1943)	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Corytalia</i> sp.1	3	2	10	2	0	0	7	3	2	29
<i>Corytalia</i> sp.2	0	0	0	0	5	0	0	0	0	5
<i>Corytalia</i> sp.3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Corytalia</i> sp.4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Corytalia</i> sp.5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Corytalia</i> sp.6	4	0	0	0	0	2	0	0	0	6
<i>Cotinusa</i> sp.2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cotinusa</i> sp.3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Dendryphantes reimoseri</i> Roewer, 1951	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Euophryinae</i> sp.1	4	4	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Euophryinae</i> sp.2	5	0	0	1	1	3	0	0	1	11
<i>Euophryinae</i> sp.3	0	0	10	4	2	0	1	0	0	17
<i>Euophrys</i> sp.1	0	0	0	2	0	1	0	5	0	8
<i>Euophrys</i> sp.2	0	1	0	3	0	0	0	0	0	4

continua...

Famílias/espécies	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	Total
<i>Ilargus coccineus</i> Simon, 1901	0	0	5	0	0	0	5	0	1	11
<i>Lyssomanes nigrofimbriatus</i> Mello-Leitão, 1941	0	1	0	0	0	0	5	0	0	6
<i>Mago</i> sp.1	0	3	0	0	0	0	0	0	8	11
<i>Mopiopia bruneti</i> (Simon, 1903)	0	6	2	0	0	1	0	0	2	11
<i>Mopiopia labyrinthea</i> (Mello-Leitão, 1947)	2	3	1	10	2	46	20	16	1	101
<i>Noegus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
<i>Noegus</i> sp.2	0	0	6	0	0	0	0	0	0	6
<i>Psecas</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Soesilarichius</i> sp.1	0	0	2	0	0	0	2	32	0	36
<i>Soesilarichius</i> sp.2	1	3	2	0	0	0	0	2	0	8
Salticidae indet.3	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Salticidae indet.5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Salticidae indet.6	0	0	0	0	0	0	1	14	0	15
Salticidae indet.7	0	0	0	0	0	0	0	5	0	5
Salticidae indet.8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Jovem	8	10	9	16	21	9	25	9	9	116
Scytodidae										
<i>Scytodes</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	4	7	0	12
Jovem	0	0	1	0	0	0	4	3	0	8
Segestriidae										
<i>Ariadna</i> sp.1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Jovem	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Selenopidae										
<i>Selenops</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Jovem	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Senoculidae										
Senoculidae indet.1	1	0	0	1	0	0	5	0	0	7
Senoculidae indet.2	0	1	0	0	0	0	1	1	0	3
Jovem	0	0	3	0	0	0	2	0	12	17
Sparassidae										
<i>Olios caprinus</i> Mello-Leitão, 1918	1	0	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Olios rubrosignatus</i> Mello-Leitão, 1943	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Olios</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2
<i>Polybetes</i> sp.1	4	0	2	0	0	0	1	1	1	9
<i>Polybetes</i> sp.3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Jovem	8	5	17	2	21	4	7	7	5	76
Synotaxidae										
<i>Synotaxus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	4	2	0	6
Jovem	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Tetragnathidae										
<i>Chrysometa boraceia</i> Levi, 1986	8	16	14	49	26	8	7	14	6	148
<i>Chrysometa cambara</i> Levi, 1986	15	0	2	0	0	0	0	0	0	17

continua...

Famílias/espécies	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	Total
<i>Chrysometa itaimba</i> Levi, 1986	18	1	14	0	0	4	10	0	8	55
<i>Chrysometa</i> sp.1	1	0	0	8	0	0	0	0	0	9
<i>Diphya</i> sp.1	0	0	14	0	0	0	5	2	0	21
<i>Glenognatha</i> sp.1	2	0	0	0	8	0	0	0	0	10
<i>Leucauge</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	10	0	0	10
<i>Leucauge</i> sp.2	0	0	1	0	0	1	13	1	2	18
<i>Opas</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Tetragnatha</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Tetragnathidae indet.1	2	0	0	3	0	0	1	1	2	9
Tetragnathidae indet.2	41	0	0	0	0	0	0	0	0	41
Tetragnathidae indet.6	5	0	8	7	3	4	2	20	0	49
Tetragnathidae indet.7	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Jovem	5	8	12	16	24	8	20	31	7	131
Theraphosidae										
<i>Grammostola iheringi</i> (Keyserling, 1891)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Vitalius longisternalis</i> Bertani, 2001	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Theridiidae										
<i>Anelosimus dubiosus</i> (Keyserling, 1891)	0	0	0	0	0	2	3	2	1	8
<i>Ariamnes longissimus</i> Keyserling, 1891	0	0	0	1	0	0	0	3	1	5
<i>Chrosiothes</i> sp.1	0	0	0	2	0	0	1	0	0	3
<i>Chryssoprops</i> Levi, 1962	12	50	0	0	2	0	0	0	0	64
<i>Chryssoprops compressa</i> (Keyserling, 1884)	1	2	1	12	1	14	1	0	4	36
<i>Chryssoprops nigrosterna</i> Keyserling, 1891	7	0	2	0	0	1	0	1	1	12
<i>Chryssoprops</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chryssoprops</i> sp.3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Cryptachaea altiventer</i> (Keyserling, 1884)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Cryptachaea bellula</i> (Keyserling, 1891)	0	1	0	1	0	1	0	1	6	10
<i>Cryptachaea cinnabarina</i> (Keyserling, 1891)	0	0	1	5	0	0	1	3	0	10
<i>Cryptachaea digitus</i> (Buckup & Marques, 2006)	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Cryptachaea passiva</i> (Keyserling, 1891)	3	25	66	16	7	4	4	39	6	170
<i>Cryptachaea sicki</i> (Levi, 1963)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Cryptachaea</i> sp.1	0	0	0	8	0	0	0	0	0	8
<i>Cryptachaea</i> sp.2	8	1	1	0	5	0	0	1	1	17
<i>Cryptachaea</i> sp.3	0	5	0	1	0	0	0	1	0	7
<i>Cryptachaea</i> sp.4	1	0	0	0	3	1	0	0	1	6
<i>Cryptachaea</i> sp.7	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Cryptachaea</i> sp.9	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Cryptachaea</i> sp.10	0	0	0	0	0	0	0	0	6	6
<i>Dipoena atlantica</i> Chickering, 1943	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Dipoena cordiformis</i> Keyserling, 1886	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Dipoena ira</i> Levi, 1963	4	0	6	0	0	0	4	1	1	16
<i>Dipoena pumicata</i> (Keyserling, 1886)	21	39	62	15	30	10	8	16	15	216

continua...

Famílias/espécies	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	Total
<i>Dipoena santacatarinae</i> Levi, 1963	1	5	3	10	29	11	4	4	5	72
<i>Dipoena variabilis</i> (Keyserling, 1886)	0	1	0	17	0	0	4	1	0	23
<i>Dipoena</i> sp.2	0	0	0	2	1	5	0	0	0	8
<i>Dipoena</i> sp.5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Dipoena</i> sp.6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Episinus</i> sp.2	1	0	9	1	1	0	1	0	4	17
<i>Euryopsis camis</i> Levi, 1963	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Euryopsis</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Euryopsis</i> sp.2	0	0	0	1	0	2	0	0	0	3
<i>Exalbidion</i> sp.1	0	0	19	0	0	0	1	0	0	20
<i>Faiditus altus</i> (Keyserling, 1891)	0	0	0	0	0	3	0	0	0	3
<i>Faiditus amplifrons</i> (O. P. Cambridge, 1880)	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Faiditus sicki</i> (Exline & Levi, 1962)	0	0	1	0	0	1	1	1	0	4
<i>Faiditus</i> sp.1	0	0	2	6	1	0	8	1	1	19
<i>Faiditus</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Faiditus</i> sp.3	0	0	1	6	0	0	9	1	5	22
<i>Faiditus</i> sp.4	0	0	0	0	0	1	0	0	7	8
<i>Faiditus</i> sp.5	0	4	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Faiditus</i> sp.7	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Faiditus</i> sp.8	0	0	0	0	0	0	1	1	0	2
<i>Faiditus</i> sp.9	0	0	1	0	0	1	1	0	0	3
<i>Faiditus</i> sp.10	0	0	1	0	0	0	2	3	0	6
<i>Faiditus</i> sp.11	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Faiditus</i> sp.13	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Guaraniella</i> sp.1	1	26	16	15	2	14	2	4	4	84
<i>Hetschkia gracilis</i> Keyserling, 1886	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Phycossoma altum</i> (Keyserling, 1886)	0	11	1	9	35	6	2	1	61	126
<i>Rhomphaea brasiliensis</i> Mello-Leitão, 1920	2	0	3	0	0	0	4	15	1	25
<i>Spintharus gracilis</i> Keyserling, 1886	9	0	0	0	1	0	1	2	11	24
<i>Steatoda moesta</i> (O. P. Cambridge, 1896)	7	2	31	0	0	0	96	86	0	222
<i>Steatoda</i> sp.1	0	3	0	2	0	2	0	1	0	8
<i>Stemmops carius</i> Marques & Backup, 1996	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Styopsis selis</i> Levi, 1964	2	0	2	0	0	1	0	0	0	5
<i>Theridion biezankoi</i> Levi, 1963	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Theridion calcynatum</i> Holmberg, 1876	22	21	3	8	10	25	13	15	2	119
<i>Theridion plaumanni</i> Levi, 1963	0	3	0	0	0	0	0	2	0	5
<i>Theridion</i> gr. <i>umbilicus</i> sp.1	0	1	2	3	0	1	0	2	0	9
<i>Theridion</i> gr. <i>umbilicus</i> sp.2	2	3	0	8	2	0	1	7	4	27
<i>Theridion</i> gr. <i>umbilicus</i> sp.3	0	1	0	4	5	0	0	0	0	10
<i>Theridion</i> sp.1	5	9	0	3	0	2	0	0	0	19
<i>Theridion</i> sp.2	0	0	9	0	2	0	0	0	2	13
<i>Theridion</i> sp.3	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3

continua...

Famílias/espécies	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	Total
<i>Theridion</i> sp.5	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Theridion</i> sp.8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Theridion</i> sp.9	0	0	0	0	1	0	0	0	1	2
<i>Theridion</i> sp.10	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Theridion</i> sp.11	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Theridion</i> sp.12	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
<i>Thwaitesia affinis</i> O. P. Cambridge, 1882	5	3	1	5	0	2	27	12	1	56
<i>Thymoites melloleitaoni</i> (Bristowe, 1938)	0	2	0	0	1	0	0	0	1	4
<i>Thymoites</i> sp.1	0	0	0	1	0	2	0	1	0	4
<i>Tidarren</i> sp.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Theridiidae indet.2	0	0	0	35	0	11	0	8	0	54
Theridiidae indet.3	0	0	0	0	0	5	0	0	0	5
Theridiidae indet.4	0	0	0	0	2	0	0	1	0	3
Theridiidae indet.5	0	0	1	0	0	1	1	0	0	3
Theridiidae indet.6	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Wamba crispulus</i> (Simon, 1895)	0	0	0	0	0	0	15	1	0	16
Jovem	18	32	26	35	28	1	54	18	21	233
Theridiosomatidae										
<i>Baalzebub</i> sp.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Chthonos</i> sp.1	0	0	0	0	3	0	1	1	0	5
<i>Naatlo</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5
<i>Naatlo</i> sp.2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Naatlo</i> sp.3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Olgunius</i> sp.1	1	2	2	2	3	0	1	0	1	12
<i>Olgunius</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	21	13	0	34
<i>Theridiosoma chiripa</i> Rodrigues & Ott, 2005	0	4	1	0	2	0	0	0	0	7
<i>Theridiosoma</i> sp.1	1	4	1	0	5	2	0	3	0	16
<i>Theridiosoma</i> sp.2	1	2	0	2	2	0	1	0	1	9
<i>Theridiosoma</i> sp.3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Theridiosoma</i> sp.4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Theridiosoma</i> sp.5	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Theridiosomatidae indet.1	0	0	0	2	0	0	0	1	3	6
Theridiosomatidae indet.2	0	3	0	0	0	0	0	0	0	3
Theridiosomatidae indet.4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Jovem	2	17	11	7	16	5	7	6	9	80
Thomisidae										
<i>Berlandiella</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Misumenops</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Tmarus</i> sp.1	0	0	0	2	0	18	0	0	0	20
<i>Tmarus</i> sp.2	0	3	0	0	0	0	11	0	0	14
<i>Tmarus</i> sp.3	0	0	0	2	0	0	0	1	0	3
<i>Tmarus</i> sp.4	0	3	0	0	0	0	5	1	0	9

continua...

Anexo 1 continuação

Famílias/espécies	CAB	FEG	HCS	IRA	LAG	SJT	SSI	SSM	TAB	Total
<i>Tmarus</i> sp.5	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2
<i>Tmarus</i> sp.7	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Tmarus</i> sp.8	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Thomisidae indet.1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Thomisidae indet.2	0	0	0	0	0	1	1	1	0	3
Thomisidae indet.3	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4
Thomisidae indet.4	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Thomisidae indet.5	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
Thomisidae indet.6	0	0	3	0	0	1	0	0	2	6
Thomisidae indet.7	0	0	0	0	0	0	1	3	0	4
Thomisidae indet.8	0	0	1	0	0	0	19	10	0	30
Thomisidae indet.10	0	0	13	0	0	0	0	0	0	13
Jovem	5	4	16	15	3	16	2	6	17	84
Titanoecidae										
<i>Goeldia</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Uloboridae										
<i>Conifaber yasi</i> Grismado, 2004	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5
<i>Miagrammopes</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	11	11	0	22
<i>Philoponella fasciata</i> (Mello-Leitão, 1917)	0	0	0	0	0	21	2	21	0	44
<i>Philoponella</i> sp.1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Uloborus</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Uloborus</i> sp.2	0	0	0	0	0	0	3	4	0	7
Uloboridae indet.1	0	0	0	9	0	0	0	0	0	9
Uloboridae indet.2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
Jovem	6	5	5	14	3	39	11	4	0	87
Zodariidae										
<i>Tenedos major</i> (Keyserling, 1891)	0	0	0	0	2	0	0	5	1	8
<i>Tenedos minor</i> (Keyserling, 1891)	2	3	3	0	2	0	0	0	5	15
Jovem	15	15	5	0	4	1	0	1	2	43
Zoridae										
<i>Odo</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	572	0	572
<i>Odo</i> sp.2	0	0	0	11	0	0	0	0	0	11
<i>Odo</i> sp.3	0	7	0	0	5	0	0	0	0	12
Zoridae indet.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Jovem	26	10	0	18	24	0	2	0	1	81
Araneae										
Araneae indet.	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
Total	1014	1101	1464	1381	1396	1209	1501	1886	1123	12075

Referências Totais

- ACOSTA, L.E. 2002. Patrones zoogeográficos de los opiliones argentinos (Arachnida: Opiliones). **Revista Ibérica de Aracnología** 6: 69-84.
- ACOSTA, L.E. 2008. Distribution of *Geraecormobius sylvarum* (Opiliones, Gonyleptidae): Range modeling based on bioclimatic variables. **The Journal of Arachnology** 36 (3): 574-582.
- ALMEIDA, L.M.; C.S. RIBEIRO-COSTA & L. MARINONI. 1998. **Manual de Coleta, Conservação, Montagem e Identificação de Insetos**, Ribeirão Preto, Holos, 78 p.
- ALMEIDA-NETO, M.; G. MACHADO; R.P. ROCHA & A.A. GIARETTA. 2006. Harvestman species distribution along three neotropical elevational gradients: an alternative rescue effect to explain Rapoport's rule. **Journal of Biogeography** 33: 361-375.
- ANDERSON, J.M. 2000. Food web functioning and ecosystem processes: problems and perceptions of scaling. In: *Invertebrates as Webmasters in Ecosystems* (eds D.C. Coleman & P.F.Hendrix) CABI Publishing, New York. 352 p.
- ARANGO, A.M.; V. RICO-GRAY & V. PARRA-TABLA. 2000. Population structure, seasonality, and habitat use by the green lynx spider *Peucetia viridans* (Oxyopidae) inhabiting *Cnidoscolus aconitifolius* (Euphorbiaceae). **Journal of Arachnology** 28 (2): 185-194.
- AZEVEDO, G.H.F.; B.T. FALEIRO; I.L.F. MAGALHÃES; A.R. BENEDETTI; U. OLIVEIRA; J.P.P. PENA-BARBOSA; M.T.T. SANTOS; P.F. VILELA; M. MARIA & A.J. SANTOS. 2013. Effectiveness of sampling methods and further sampling for accessing spider diversity: a case study in a Brazilian Atlantic rainforest fragment. **Insect Conservation and Diversity**, doi: 10.1111/icad.12061.
- BALDISSERA R.; G. GANADE G. & S.B. FONTOURA. 2004. Web spider community response along an edge between pasture and Araucaria forest. **Biological Conservation** 118: 403-9.
- BALDISSERA, R.; G. GANADE; A.D. BRESCOVIT & S.M. HARTZ. 2008. Landscape mosaic of Araucaria forest and forest monocultures influencing understorey spider assemblages in southern Brazil. **Austral Ecology**, 33 (1): 45-54.
- BANDEIRA, A.G. 1989. Análise da termitofauna (Insecta: Isoptera) de uma floresta primária e de uma pastagem na Amazônia Oriental, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Série Zoologia**, 5 (2): 225-241.

- BARLOW, J.; T.A. GARDNER; I.S. ARAUJO; T.C. AVILA-PIRES; A.B. BONALDO; J.E. COSTA; M.C. ESPOSITO; L.V. FERREIRA; J. HAWES; M.I.M. HERNANDEZ; M.S. HOOGMOED; R.N. LEITE; N.F. LO-MAN-HUNG; J.R. MALCOLM; M.B. MARTINS; L.A.M. MESTRE; R. MIRANDA-SANTOS; A.L. NUNES-GUTJAHR; W.L. OVERAL; L. PARRY; S.L. PETERS; M.A. RIBEIRO-JUNIOR; M.N.F. da SILVA; C. da SILVA MOTTA & C.A. PERES. 2007. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** **104** (47): 18555-18560.
- BASSET, Y.; J.F. MAVOUNGOU, J.F.; J.B. MIKISSA; O. MISSA; S.E. MILLER; R.L. KITCHING & A. ALONSO. 2004. Discriminatory power of different arthropod data sets for the biological monitoring of anthropogenic disturbance in tropical forests. **Biodiversity and Conservation** **13**: 709-732.
- BASSET, Y.; V. NOVOTNY; S.E. MILLER & R.L. KITCHING. 2003. **Arthropods of tropical forests-spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy**. Cambridge University, Cambridge, University Press, 474 p.
- BELL, J.R.; S. GATES; A.J. HAUGHTON; D.W. MACDONALD; H. SMITH; C.P. WHEATER & W.R. Cullen. 1999. Pseudoscorpions in field margins: effects of margin age, management and boundary habitats. **Journal of Arachnology** **27**: 236-240.
- BIERE, J.M. & G.W. UETZ. 1981. Web orientation in the spider *Micrathena gracilis* (Araneae: Araneidae). **Ecology** **62** (2): 336-344.
- BONALDO, A.B. & S.C. DIAS. 2010. A structured inventory of spiders (Arachnida, Araneae) in natural and artificial forest gaps at Porto Urucu, Western Brazilian Amazonia. **Acta Amazonica** **40** (2), 357-372.
- BONALDO, A.B.; M.A.L. MARQUES; R. PINTO-DA-ROCHA & T. GARDNER. 2007. Species richness and community structure of arboreal spider assemblages in fragments of three vegetational types at Banhado Grande wet plain, Gravataí River, Rio Grande do Sul, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia** **97** (2):143-151.
- BRADLEY, R.A. & A.J. BRODY. 1984. Relative abundance of three vaejovid scorpions across a habitat gradient. **Journal of Arachnology** **11**:437-440.
- BRADLEY, R.A. 1993. The influence of prey availability and habitat on activity patterns and abundance of *Argiope keyserlingi* (Araneae: Araneidae). **Journal of Arachnology** **21** (2): 91-106.

- BRESCOVIT, A.D.; A.B. BONALDO; R. BERTANI & C.A. RHEIMS. 2002. Araneae, p. 303-343. *In*: J. ADIS (Ed.). Amazonian Arachnida and Myriapoda. Identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species. Pensoft Publisher, Sofia, Moscow, 589p.
- BRESCOVIT, A.D.; R. BERTANI; R. PINTO-DA-ROCHA & C.A. RHEIMS. 2004. **Aracnídeos da Estação Ecológica de Juréia-Itatins: Inventário preliminar e história natural**. p. 198-221. *In*: O.A. MARQUES & W. DULEBA (Eds). Estação Ecológica de Juréia-Itatins: Ambiente Físico, Flora e Fauna. São Paulo, Hollos Editora, 384p.
- BRESCOVIT, A.D.; U. OLIVEIRA & A.J. SANTOS. 2011. Aranhas (Araneae, Arachnida) do Estado de São Paulo, Brasil: diversidade, esforço amostral e estado do conhecimento. **Biota Neotropica** **11** (1): 717-74
- BRITZ, R.M. 2007. Aspectos ambientais a serem considerados na restauração da Floresta com Araucária no Estado do Paraná. **Pesquisa Florestal Brasileira** **55**: 37-43.
- BROSE, U. 2003. Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? **Oecologia** **135**: 407-413.
- BROSE, U.; N.D. MARTINEZ & R.J. WILLIAMS. 2003. Estimating species richness: sensitivity to sample-coverage and insensitivity to spatial patterns. **Ecology** **84** (9): 2364-2377.
- BROWN, K.S. 1997. Diversity, disturbance and sustainable use of neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. **Journal of Insect Conservation** **1** (1): 25-42.
- BUCHHOLZ, S. 2010. Simulated climate change in dry habitats: do spiders respond to experimental small-scale drought? **Journal of Arachnology** **38** (2): 280-284.
- BUCKLAND, S.T.; K.P. BURNHAM & N.H. AUGUSTIN. 1997. Model selection: an integral part of inference. **Biometrics** **53** (2): 603-618.
- BULTMAN, T.L.; G.W. UETZ & A.R. BRADY. 1982. A comparison of cursorial spider communities along a successional gradient. **Journal of Arachnology** **10** (1): 23-33.
- BURNHAM, K.P. & D.R. ANDERSON. 2002. **Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach**, 2ª edição. Springer-Verlag, New York, 488p.

- CANDIANI, D.F.; R.P. INDICATTI & A.D. BRESCOVIT. 2005. Composição e diversidade da araneofauna (Araneae) de serapilheira em três florestas urbanas na cidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** **5** (1a): 111-123.
- CARACO, T. & R.G. GILLESPIE. 1986. Risk sensitivity: foraging mode in an ambush predator. **Ecology** **67** (5): 1180-1185.
- CASTELLA P.R. & R.M. BRITZ. 2004. **A floresta com araucária no Paraná: conservação e diagnóstico dos remanescentes florestais**. Brasília, Ministério do Meio Ambiente. 233 p.
- CLARKE K.R. & R.M. WARWICK. 2001. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth, PRIMER-E, UK, 2nd ed., 172p.
- CODDINGTON, J.A. & H.W. LEVI. 1991. Systematics and Evolution of Spiders (Araneae). **Annual Review of Ecology and Systematics** **22**: 565-592.
- CODDINGTON, J.A.; C.E. GRISWOLD; D. SILVA & L. LARCHER. 1991. **Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems**, p. 44-60. *In*: E.C. DUDLEY (Ed.). The Unity of Evolutionary Biology: Proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology. Dioscorides Press, Portland, Oregon, 1160p.
- CODDINGTON, J.A.; I. AGNARSSON; J.A. MILLER; M. KUNTNER & G. HORMIGA. 2009. Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. **Journal of Animal Ecology** **78** (3): 573-584.
- CODDINGTON, J.A.; L.H. YOUNG, & F.A. COYLE. 1996. Estimating spider species richness in a southern appalachian cove hardwood forest. **Journal of Arachnology** **24** (3): 111-128.
- COLEMAN, D. C. & P. F. HENDRIX. 2000. **Invertebrates as webmasters in ecosystems**. CABI Publishing, New York, NY. 352 p.
- COLWELL, R.K. 2013. Estimate S: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application, <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/index.html>. [Acesso: 01/12/2013].
- COLWELL, R.K.; A. CHAO; N.J. GOTELLI, S.Y. LIN; C.X. MAO; R.L. CHAZDON & J.T. LONGINO. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation, and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology** **5** (1):3-21.

- CONNOR, E.F.; A.C. COURTNEY & J.M. YODER. 2000. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. **Ecology** **81** (3):734-748.
- CONTE, C.E. & D.C. ROSSA-FERES. 2007. Riqueza e distribuição espaço-temporal de anuros em um remanescente de Floresta de Araucária no sudeste do Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia** **24** (4): 1025-1037.
- CORCUERA, P. & M.L. JIMÉNEZ. 2008. Does the microarchitecture of mexican dry forest foliage influence spider distribution? **Journal of Arachnology** **36** (3): 552-556.
- CÓRDOVA, S. & J. DUAREZ. 2001. Diversity and community structure of the spiders of the Lower Urubamba Region, Peru, p.67-71. *In*: A. ALONSO; F. DALLMEIER & P. CAMPBELL (Eds.) Urubamba: the biodiversity of a Peruvian Rainforest. Smithsonian Institution/MAB Series #7, Washington, 204p.
- DENNIS, P.; M.R. YOUNG & C. BENTLEY. 2001. The effects of varied grazing management on epigeal spiders, harvestmen and pseudoscorpions of *Nardus stricta* grassland in upland Scotland. **Agriculture, Ecosystem and Environment** **86** (1): 39-57.
- DIAS, M.F.R.; A.D. BRESCOVIT & M. MENEZES. 2005. Aranhas de solo (Arachnida: Araneae) em diferentes fragmentos florestais no sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica** **5** (1a): 141-150.
- DIAS, S.C; A.D. BRESCOVIT; E.C.G. COUTO & C.F. MARTINS. 2006. Species richness and seasonality of spiders (Arachnida, Araneae) in an urban Atlantic forest fragment in Northeastern Brazil. **Urban Ecosystems** **9** (4): 323-335.
- DIDHAM, R.K.; J. GHAZOUL; N.E. STOR & A.J. DAVIES. 1996. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends in Ecology & Evolution** **11** (6): 255–260. Disponível: <http://www.scielo.br/pdf/bn/v7n2/a23v07n2.pdf>. [Acesso: 02/02/2014].
- DONDALE, C.D. & M.R. BINNS. 1977. Effect of weather factors on spiders (Araneae) in an Ontario meadow. **Canadian Journal of Zoology** **55**:1336-1341.
- EMBRAPA - SERVIÇO NACIONAL DE LEVANTAMENTO E CONSERVAÇÃO DOS SOLOS. 1984. **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná** (Boletim de Pesquisa, 27). Embrapa-Snlcs/Sudesul/Iapar, 196 p.

- EMBRAPA. 1984. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Paraná**. Londrina. T.1, 412p. (Embrapa-SNLCS. Boletim técnico, 57).
- FACELLI, J.M.; S.T.A. PICKETT. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. **The Botanical Review** **57** (1): 1-32.
- FIGUEIREDO-FILHO, A.; G.F. MORAES; L.B. SCHAAF & D.J. FIGUEIREDO. 2003. Avaliação Estacional da Deposição de Serapilheira em uma Floresta Ombrófila Mista Localizada no Sul do Paraná. **Ciência Florestal** **13** (1):11- 18.
- FINCH, O.D.; T. BLICK & A. SCHULDT. 2008. Macroecological patterns of spider species richness across Europe. **Biodiversity and Conservation** **17** (12): 2849-2868.
- FOELIX, R.F. 1996. **The biology of spiders**. Oxford University Press. 330 p.
- FONSECA, C.R.; G. GANADE; R. BALDISSERA; C.G. BECKER; C. BOELTER; A.D. BRESOVIT; L.M. CAMPOS; T. FLECK; V.S. FONSECA & S. HARTZ. 2009. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation** **142** (6): 1209-1219.
- FOWLER, H.G.; E.M. VENTICINQUE. 1995. Ground spiders (Araneae) diversity in differing habitats in the Ilha do Cardoso State Park. **Naturalia** **20**: 75-81.
- GALLÉ R.; B. FEHEÉR. 2006. Edge effect on spider assemblages. **Tiscia** **35**: 37-40.
- GANHO, N.G. & R.C. MARINONI. 2006. A variabilidade espacial das famílias de Coleoptera (Insecta), no Parque Ecológico Vivat Floresta, Município de Tijucas do Sul - Pr, em Floresta Ombrófila Mista e plantação de *Pinus elliotti*. **Revista Brasileira de Zoologia** **23** (4): 1159-1167.
- GASTON, K.J. & R.M. MAY. 1992. The Taxonomy of Taxonomists. **Nature** **356** (6367): 281-281.
- GONÇALVES-SOUZA, T.; G. MATALLANA; A.D. BRESOVIT. 2007. Effects of habitat fragmentation on the spider community (Arachnida, Araneae) in three Atlantic forest remnants in Southeastern Brazil. **Revista Ibérica Aracnologia** **16**:35-42.
- GREENSTONE, M.H. 1984. Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. **Oecologia** **62**: 299-304.
- GUNNARSSON, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. **Journal of Animal Ecology** **59** (2):743-752.
- HALAJ J.; D.W. ROSS & A.R. MOLDENKE. 2000. Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. **Oikos** **90** (1): 139-52.

- HALAJ, J.; D.W. ROSS & A.R. MOLDENKE. 1998. Habitat structure and prey availability as predictors of the abundance and community organization of spiders in western Oregon forest canopies. **The Journal of Arachnology** **26** (2): 203-220.
- HAMMER, Ø.; D.A.T. HARPER; P.D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* **4**(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm [Acesso: 02/04/2014].
- HARWOOD, J.D.; K.D. SUNDERLAND; W.O.C. SYMONDSON. 2001. Living where the food is: web location by Linyphiidae spiders in relation to prey availability in winter wheat. **Journal of Applied Ecology** **38** (1): 88-89.
- HATLEY C.L. & J.A. MACMAHON. 1980. Spider community organization: seasonal variation and the role of vegetation architecture. **Environmental Entomology** **9** (5): 632-639.
- HENSCHEL, J.R. & Y.D. LUBIN. 1997. A test of habitat selection at two spatial scales in a sit-and-wait predator: A web spider in the Namib Desert dunes. **Journal of Animal Ecology** **66** (3): 401-413.
- HODGE, M.A. 1987. Macrohabitat selection by the orb weaving spider, *Micrathena gracilis*. **Psyche** **94**: 347-362.
- HÖFER, H. & A.D. BRESCOVIT. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. **Andrias** **15**: 99-119.
- HÖFER, H. 1990. The spider community (Araneae) of Central Amazonian blackwater inundation forest (igapó). **Acta Zoologica Fennica** **190**: 173-179.
- HOLT, R.D.; J.H. LAWTON; G.A. POLIS & N.D. MARTINEZ. 1999. Trophic rank and the species area relationship. **Ecology** **80** (5): 1495-1504.
- HORE, U. & V.P. UNİYAL. 2008. Use of Spiders (Araneae) as Indicator for Monitoring of Habitat Condition in Terai Conservation Area, India. **Indian Forester** **134** (10): 1371- 1380.
- HURD, L.F. & W.F. FAGAN. 1992. Cursorial spiders and succession: age or habitat structure? **Oecologia** **92** (2): 215-221.
- HUSTON, M.A. 1994. Biological diversity, the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, Cambridge, 681p.
- IAPAR. Instituto ambiental do Paraná: **Dados agroclimáticos**. Disponível em: <<http://www.pr.gov.br/iapar>> [Acesso: 02/06/2013].

- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2013. IBGE Cidades. Disponível em: [HTTP://www.ibge.gov.br/cidadessat/default.php](http://www.ibge.gov.br/cidadessat/default.php). [Acesso: 10/03/2014].
- INÁCIO, C.D. & J.A. JARENKOW. 2008. Relações entre a estrutura da sinúsia herbácea terrícola e a cobertura do dossel em floresta estacional no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** **31** (1): 41-51.
- INDICATTI, R.P.; D.F. CANDIANI; A.D. BRESOVIT & H.F. JAPYASSÚ. 2005. Diversidade de aranhas de solo (Arachnida, Araneae) na bacia do Reservatório do Guarapiranga, São Paulo, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** **5** (1a): 1-12.
- JOCQUÉ, R.; F. SAMU; T. BIRD, T. 2005. Density of spiders (Araneae: Ctenidae) in Ivory Coast rainforests. **Journal of Zoology** **266** (1): 105-110.
- JOHNSON, J.B; R.H. HAGEN; E.A. MARTINKO. 2010. Effect of Succession and habitat area on Wandering Spider (Araneae) abundance in an experimental landscape. **Journal of the Kansas Entomological Society** **83** (2): 141-153.
- KOCH, Z.; M.C. CORRÊA 2002. **Araucária - A Floresta do Brasil Meridional**. Editora Olhar Brasileiro. Curitiba, Paraná, 148p.
- KOCH, Z.; M.C. CORRÊA 2002. **Araucária - A Floresta do Brasil Meridional**. Editora Olhar Brasileiro. Curitiba, Paraná, 148p.
- KOEHLER, A; S. PELLICO NETTO & C.R. SANQUETTA. 1998. Análise da estrutura de uma Floresta Ombrófila Mista semidevastada, Fazenda Gralha Azul, Região Metropolitana de Curitiba, com implicações ao manejo. **Revista Acadêmica** **9** (1): 37-60.
- KOTZE, D.J. & M.J. SAMWAYS. 1999. Support for the multi-taxa approach in biodiversity assessment, as shown by epigeic invertebrates in an Afrotropical forest archipelago. **Journal of Insect Conservation** **3** (2): 125-143.
- KOZERA, C.; V.A. DITTRICH & S.M. SILVA. 2006. Composição florística da Floresta Ombrófila Mista Montana do Parque Municipal do Barigüi, Curitiba, PR. **Floresta** **36** (1): 45-58.
- LEITE, P.E. & R.M. KLEIN. 1990. Vegetação, p. 112-150. *In*: IBGE: Geografia do Brasil: Região Sul.
- LENSING, J.R.; S. TODD & D.H. WISE. 2005. The impact of altered precipitation on spatial stratification and activity-densities of springtails (Collembola) and spiders (Araneae). **Ecological Entomology** **30** (2): 194-200.

- LIEBSCH, D.; L.A. ACRA. 2004. Riqueza de espécies de sub-bosque de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Tijucas do Sul, PR. **Ciência Florestal** 14 (1): 67-76.
- LO-MAN-HUNG, N.F.; R. MARICHAL; D.F. CANDIANI; L.S. CARVALHO; R.P. INDICATT; A.B. BONALDO; D.H.R. COBO; A.F. MARTINEZ; S. TSELOUIKO; C. PRAXEDES; G. BROWN; E. VELASQUEZ, T. DECAENS; M. MARTINS; P. LAVELLE. 2011. Impact of different landmanagement on soil spiders (Arachnida: Araneae) in two Amazonian areas of Brazil and Colombia. **Journal of Arachnology** 39 (2): 296–302.
- LOVEJOY, T.E. 1980. Foreword. *In: Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective*. M.E. SOULÉ & B.A. WILCOX (Eds.). Sunderland, Sinauer Associates, 395p.
- LOYOLA, R.D.; S.L. BRITO & R.L. FERREIRA. 2006. Ecosystem disturbances and diversity increase: implications for invertebrate conservation. **Biodiversity and Conservation** 1: 25-42.
- LUBIN, Y.D. 1978. Seasonal abundance and diversity of web-building spiders in relation to habitat structure on Barro Colorado Island, Panama. **Journal of Arachnology** 6: 31-51.
- MAACK, R. 2012. **Geografia física do Estado do Paraná**. Ponta Grossa, Editora UEPG, 526p.
- MACHADO, G.; R. PINTO-DA-ROCHA & G. GIRIBET. 2007. What are harvestmen?, p.1-13. *In: R. PINTO-DA-ROCHA; G. MACHADO & G. GIRIBET (Eds.). Harvestmen: The Biology of Opiliones*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. 597p.
- MACHADO, S.A. & J.D.P. SIQUEIRA. 1980. Distribuição natural da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O Ktze, p.4-9. *In: IUFRO Meeting on Forestry Problems of the Genus Araucaria*. Forestry problems of the genus *Araucaria*. Curitiba, FUPEF, 382p.
- MAGURRAN, A. E. 2011. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba, Editora UFPR. 261p.
- MALCHOW, E.; A.B. KOEHLER & S. PÉLLICO NETTO. 2006. Efeito de borda em um trecho da floresta ombrófila mista, em fazenda Rio Grande - PR. **Revista Acadêmica** 4 (2): 85-94.
- MARTIN, J.E.H. 1977. **The insects and arachnids of Canada. Part I. Collecting, preparing and preserving insects, mites, and spiders**. Ottawa, Canadian Department of Agriculture Research Branch, Publication no. 1943, 182p.

- MATTER, S.F. 2000. The importance of the relationship between population density and habitat area. **Oikos** **89**: 613-619.
- MCCULLAGH, P. & J.A. NELDER. 1989. **Generalized Linear Models**. Chapman and Hall: London. 532p.
- MCIVER J.D.; G.L. PARSONS & A.R. MOLDENKE. 1992: Litter spider succession after clear cutting in a western coniferous forest. **Canadian Journal of Forest Research** **22** (7): 984-992.
- MCNETT, B.J.; A.L. RYPSTRA. 2000. Habitat selection in a large orb-weaving spider: vegetational complexity determines site selection and distribution. **Ecological Entomology** **25** (4): 423-432.
- MCREYNOLDS, C.N. & G.A. POLIS. 1987. Ecomorphological factors influencing prey use by two sympatric species of orb-web spiders, *Argiope aurantia* and *Argiope trifasciata* (Araneidae). **Journal of Arachnology** **15**: 371-383.
- MCREYNOLDS, C.N. 2000. The impact of habitat features on the web features and prey capture of *Argiope aurantia* (Araneae: Araneidae). **Journal of Arachnology** **28** (2): 169-179.
- MCREYNOLDS, C.N. 2008. Microhabitat preferences for the errant scorpion, *Centruroides vittatus* (Scorpiones, Buthidae). **Journal of Arachnology** **36** (3): 557-564.
- MESTRE, L.A.M. & T.R. GASNIER. 2008. Populações de aranhas errantes do gênero *Ctenus* em fragmentos florestais na Amazônia Central. **Acta Amazonica** **38** (1): 158-164.
- METZGER, J.P.; A.C. MARTENSEN; M. DIXO; L.C. BERNACCI; M.C. RIBEIRO; A.M.G. TEIXEIRA & R. PARDINI. 2009. Time-lag in the responses to landscape changes in highly dynamic Atlantic forest region (SE Brazil). **Biological Conservation** **142** (6): 1166-1177.
- MICHIEL, V.B.; F. BONGERS & M. MARTÍNEZ-RAMOS. 2007. Species Dynamics During Early Secondary Forest Succession: Recruitment, Mortality and Species Turnover. **Biotropica**, **39** (5): 610-619.
- MINEO, M.F.; K. DEL-CLARO, & A.D. BRESCOVIT. 2010. Seasonal variation of ground spiders in a Brazilian Savanna. **Zoologia** **27** (3): 353-362.

- MORENO, M.L.; M.G. FERNANDEZ; S.I. MOLINA & G.R. VALLADARES. 2013. The role of small woodland remnants on ground dwelling insect conservation in Chaco Serrano, Central Argentina. **Journal of Insect Science** **13**: 40.
- MYERS, N.; R.A. MITTERMEIER; C.G. MITTERMEIER; G. A. B. FONSECA & J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** **403**: 853-858.
- NENTWIG, W.B.; B. CUTLER & S. HEIMER. 1993. **Spiders of Panamá - Biogeography, investigation, phenology, check list, key and bibliography of a tropical spiders fauna**. Sandhill Crane Press, Gainesville. 274 p.
- NEW, T.R. 1995. **Introduction to invertebrate conservation biology**. Oxford: Oxford Science Publications, 208p.
- NEW, T.R. 1999. Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrate conservation. **Journal of Insect Conservation** **3** (4): 251-256.
- NOGUEIRA, A.A.; R. PINTO-DA-ROCHA & A.D. BRESOVIT. 2006. Comunidade de aranhas orbitelas (Araneae, Arachnida) na região da Reserva Florestal do Morro Grande, Cotia, São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica** **6** (2). Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/bn/v6n2/v6n2a09.pdf> [Acesso: 07/04/2014].
- NUMMELIN, M. & I.J.E ZILIHONA. 2004. Spatial variation of arthropod communities in virgin and managed sites in the Kibale Forest, western Uganda. **Forest Ecology and Management** **195** (1-2): 107-114.
- OLIVEIRA-ALVES A.; M.C.L. PERES; M.A. DIAS; G.S. CAZAI-FERREIRA & L.R.A. SOUTO. 2005. Estudos das comunidades de aranhas (Arachnida: Araneae) em ambiente de Mata Atlântica no Parque Metropolitano de Pituçu. PMP, Salvador, Bahia. **Biota Neotropica** **5** (1a): 91-98.
- OTT, R. 2004. **Aspectos ecológicos da macrofauna aracnológica de serrapilheira (Araneae, Opiliones, Scorpiones) em áreas de Floresta Ombrófila Mista primária, secundária e em silvicultura de *Pinnus* sp. no Centro de Pesquisa e Conservação da Natureza Pró-Mata, São Francisco de Paula, RS**. Tese de Doutorado, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, p.119.
- OTT, R; E.H. BUCKUP; & M.A.L. MARQUES. 2007. Aranhas. p.172-185. *In* F.G. BECKER; R.A. RAMOS & L.A. MOURA (Orgs.). Biodiversidade da Região da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 388p.

- OXBROUGH, A.G.; T. GITTINGS; J. O'HALLORAN; J. GILLER & G.F. SMITH. 2005. Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. **Forest Ecology and Management** **212** (1-3): 171-183.
- OZANNE C.M.P.; M.R. SPEIGHT; C. HAMBLER & H.F. EVAN. 2000. Isolated trees and forest patches: patterns in canopy arthropod abundance and diversity in *Pinus sylvestris* (Scots Pine). **Forest Ecology and Management** **137** (1-3): 53-63.
- PEARCE, J.L.; L.A. VENIER. 2006. The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: a review. **Ecological Indicators** **6** (4): 780-793.
- PELLICO NETTO, S.; F.J. FABROWSKI & S.H. WEBER. 2007. Análise da estrutura diamétrica do sassafrás (*Ocotea odorifera* (Vell.) Rower) em fragmentos florestais no município de Fazenda Rio Grande, Paraná. **Ambiência** **3** (2): 167-181.
- PERNER, J. & S. SCHUELER. 2004. Estimating the density of ground-dwelling arthropods with pitfall traps using a nested-cross array. **Journal of Animal Ecology** **73** (3): 469-477.
- PINHEIRO, J; D. BATES; S. DEBROY; D. SARKAR. 2009. **R Core Team nlme: Linear and nonlinear mixed effects models**. R package version 3.1-96, Available via DIALOG, <http://cran.r-project.org/package=nlme>. [Acesso: 12/01/2014].
- PINTO-DA-ROCHA, R.; M.B. DA-SILVA & C. BRAGAGNOLO. 2005. Faunistic similarity and historic biogeography of the harvestmen of southern and southeastern Atlantic Rain Forest of Brazil. **Journal of Arachnology** **33** (2): 290-299.
- PINTO-LEITE, C.M.; A.C. GUERRERO & T.K. BRAZIL. 2008. Non-random patterns of spider species composition in an Atlantic rainforest. **Journal of Arachnology** **36** (2): 448-452.
- PINTO-LEITE, C.M.; A.C. GUERRERO & T.K. BRAZIL. 2008. Non-random patterns of spider species composition in an Atlantic rainforest. **Journal of Arachnology** **36** (2): 448-452.
- PLATNICK, N.I. 2014. The world spider catalog, version 14.5. American Museum of Natural History, online at <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html> DOI: 10.5531/db.iz.0001. [Acesso: 09/05/2014].

- PODGAISKI, L.R.; R. OTT; E.N.L. RODRIGUES; E.H. BUCKUP & M.A.L. MARQUES. 2007. Araneofauna (Arachnida; Araneae) do Parque Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biota Neotropica**, 7(2).
- POLIS G.A. & D.R. STRONG. 1996. Food web complexity and community dynamics. **The American Naturalist** 147 (5): 813-46.
- PORTELA, R.C.Q. & F.A.M. SANTOS. 2007. Produção e espessura da serapilheira na borda e interior de fragmentos florestais de Mata Atlântica de diferentes tamanhos. **Revista Brasileira de Botânica** 30 (2): 271-280.
- PROBIO. 2001. **Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira. Subprojeto conservação do bioma Floresta com Araucária: relatório final**. Curitiba: FUPEF, 2v. (CD).
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2013. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- RAIZER J.; H.F. JAPYASSÚ; R.P. INDICATTI & A.D. BRESCOVIT. 2005. Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do pantanal norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. **Biota Neotropica** 5(1a): 125-140.
- RAUB F.; H. HÖFER; L. SCHEUERMANN & R. BRANDL. 2014. The conservation value of secondary forests in the southern Brazilian Mata Atlântica from a spider perspective. **Journal of Arachnology** 42 (1): 52-73
- RECHER H.F.; J.D. MAJER & S. GANESH. 1998. Seasonality of canopy invertebrate communities in eucalypt forests of eastern and western Australia. **Australian Journal of Ecology** 21 (1): 64-80.
- REGO, F.N.N.A.; E.M. VENTICINQUE & A.D. BRESCOVIT. 2005. Densidades de aranhas errantes (Ctenidae e Sparassidae: Araneae) em uma floresta fragmentada. **Biota Neotropica** 5 (1a): 45-52.
- REGO, F.N.N.A.; E.M. VENTICINQUE & A.D. BRESCOVIT. 2007. Effects of forest fragmentation on four *Ctenus* spider populations (Araneae: Ctenidae) in central Amazonia, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment** 42 (2): 137-144.
- RIBEIRO, M.C.; J.P. METZGER; A.C. MARTENSEN; F. PONZONI & M. HIROTA. 2009. Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest

- distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation** **142** (6): 1141-1153.
- RICETTI, J. & A.B. BONALDO. 2008. Diversidade e estimativas de riqueza de aranhas em quatro fitofisionomias na Serra do Cachimbo, Pará, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia** **98** (1): 88-99.
- ROBINSON, J.V. 1981. The effect of architectural variation in habitat on a spider community: an experimental field study. **Ecology**, **62** (1): 73-80.
- RODE, R.; A. FIGUEIREDO; F. GALVÃO & S. MACHADO. 2010. Estrutura horizontal da comunidade arbórea sob um povoamento com Araucaria angustifolia e uma Floresta Ombrófila Mista. **Pesquisa Florestal Brasileira** **30** (64): 347-361.
- RODRIGUES, E. 1998. Efeito de Borda em Fragmentos de Floresta. **Cadernos de Biodiversidade** **1**: 1-5.
- RODRIGUES, E.N.L. 2005. Araneofauna de serapilheira de duas áreas de uma mata de restinga no município de Capão do Leão, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biotemas** **18** (1): 73-92.
- RODRIGUES, E.N.L. 2011. **Composição e estrutura da fauna araneológica (Arachnida, Araneae) associada ao estrato arbóreo-arbustivo de matas ciliares e seus microambientes no Rio Grande do Sul, Brasil**. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 246 p.
- RODRIGUES, E.N.L.; M.S. MENDONÇA & L.E. COSTA-SCHMIDT. 2014. Spider diversity responds strongly to edge effects but weakly to vegetation structure in riparian forests of Southern Brazil. **Arthropod-Plant Interactions** **8** (2): 123-133.
- RYPSTRA, A.L.; P.E. CARTER; R.A. BALFOUR & S.D. MARSHALL. 1999. Architectural modifications of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. **Journal of Arachnology** **27** (1):371-377.
- RYPSTRA, A.R. 1986. Web spiders in temperate and tropical rainforest: relative abundance and environmental correlates. **American Midland Naturalist** **115** (1): 42-51.
- SANTOS, A.J. 1999. Diversidade e composição em espécies de aranhas da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (LINHARES/ES). Dissertação de Mestrado. UNICAMP. 109p.

- SANTOS, A.J.; A.D. BRESCOVIT & H.F. JAPYASSÚ. 2007. Diversidade de aranhas: sistemática, ecologia e inventários de fauna, p. 1-23. *In*: M.O. GONZAGA; A.J. SANTOS & H.F. JAPYASSÚ. (Orgs.). *Ecologia e Comportamento de Aranhas*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 400p.
- SCHEIDLER, M. 1990. Influence of habitat structure and vegetation architecture on spiders. *Zoologischer Anzeiger* **225** (5-6): 333-340.
- SCHEINER, S.M. & M.R. WILLIG. 2011. *The Theory of Ecology*. University of Chicago Press, Chicago, 416p.
- SCHIRMEL J.; I. BLINDOW & S. BUCHHOLZ. 2012. Life-history trait and functional diversity patterns of ground beetles and spiders along a coastal heathland successional gradient. *Basic and Applied Ecology* **13** (7): 606-614.
- SGRILLO, R. 2012. **GE-Path, Cocoa Research Center (CEPLAC/CEPEC)**. Ilhéus, Bahia, Brasil. Available online at: <http://www.sgrillo.net/googleearth/gepath.htm>. [Acesso: 10/03/2014].
- SØRENSEN, L.L. 2004. Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of a montane forest in Tanzania. *Biodiversity & Conservation* **13** (2): 437-452.
- SØRENSEN, L.L.; J.A. CODDINGTON & N. SCHARFF. 2002. Inventorying and estimating sub-canopy spider diversity using semi-quantitative sampling methods in an Afromontane forest *Environmental Entomology* **31**: 319-330.
- SOUZA, A.L.T. & R.P. MARTINS. 2004. Distribution of plant-dwelling spiders: inflorescences versus vegetative branches. *Austral Ecology* **29** (6): 342-349.
- SOUZA, A.L.T. 2007. Influência da estrutura do habitat na abundância e diversidade de aranhas. P. 25-43. *In*: M.O. GONZAGA; A.J. SANTOS & H.F. JAPYASSÚ (Eds.). *Ecologia e comportamento de aranhas*. Rio de Janeiro: Editora Interciência, X+400p.
- SPVS - SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL. 2008. **Plano de Manejo do Sítio Sossego - Bocaiúva do Sul PR - Programa Desmatamento Evitado**. Curitiba. p. 177.
- STEVENSON, B.G. & D.L. DINDAL. 1982. Effect of leaf shape on forest litter spiders: Community organization and microhabitat selection of immature *Enoplognatha ovata* (Clerck) (Theridiidae). *Journal of Arachnology* **10** (2):165-178.

- STILES G.J. & F.A. COYLE. 2001. Habitat distribution and life history of species in the spider genera *Theridion*, *Rugathodes* and *Wamba* in the Great Smoky Mountains National Park (Araneae, Theridiidae). **Journal of Arachnology** **29** (3): 396-412.
- SUTER, R.B. 1981. Behavioral thermoregulation solar orientation in *Frontinella communis* Linyphiidae, a 6-mg spider. **Behavioral Ecology and Sociobiology** **8** (2): 77-81.
- TEWS, J.; U. BROSE; V. GRIMM; K. TIELBORGER; M.C. WICHMANN; M. UEHARA-PRADO; J.O. FERNANDES; A.M. BELLO; G. MACHADO; A.J. SANTOS; F.Z. VAZ-DE-MELLO & A.V.L. FREITAS. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** **142** (6): 1220-1228.
- THOMAZINI, M.J. & A.P.B.W. THOMAZINI, 2000. **A fragmentação florestal e a diversidade de Insetos nas florestas tropicais úmidas**. Rio Branco: Embrapa Acre, 21p.
- TOTI, D.S.; F.A. COYLE & J.A. MILLER. 2000. A structured inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. **Journal of Arachnology** **28** (3): 329-345.
- TURNBULL, A.L. 1973. Ecology of the true spiders (Araneomorphae). **Annual Review of Entomology** **18**: 305-348.
- UEHARA-PRADO, M.; J.O. FERNANDES; A.M. BELLO; G. MACHADO; A.J. SANTOS; F.Z. VAZ-DE-MELLO & A.V.L. FREITAS. 2009. Selecting terrestrial arthropods as indicators of small-scale disturbance: A first approach in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation** **142** (6): 1220-1228.
- UETZ, G.W. 1975. Temporal and spatial variation in species diversity of wandering spiders (Araneae) in deciduous forest litter. **Environmental Entomology** **4**: 719-724.
- UETZ, G.W. 1979. The influence of variation in litter habitats on spider communities. **Oecologia** **40**: 29-42.
- UETZ, G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging, p.325-348. *In*: S.S. BELL; E.D. MCCOY & H.R. MUSHINSKY (Eds.). *Habitat structure: The physical arrangement of objects in space*. Chapman and Hall, London, xiv + 428 p.

- VAN BREUGEL, M; F. BONGERS & M. MARTINEZ-RAMOS. 2007. Species dynamics during early secondary forest succession: recruitment, mortality and species turnover. **Biotropica** **39** (5):610–619
- VASCONCELOS, H.L. & W.F. LAURANCE. 2005. Influence of habitat, litter type, and soil invertebrates on leaf-litter decomposition in a fragmented Amazonian landscape. **Oecologia** **144** (3): 456-462.
- VOLLMER, A.T. & J.A. MACMAHON. 1974 . Comparative water relations of five species of spiders from different habitats. **Comparative Biochemistry and Physiology** **47** (2): 753-765.
- WAGNER, J.D.; S. TOFT & D.H. WISE. 2003. Spatial stratification in litter depth by forest-floor spiders. **Journal of Arachnology** **31** (1): 28-39.
- WILLET, T.R. 2001. Spiders and other arthropods as indicators in old growth versus logged redwood stands. **Restoration Ecology** **9** (4): 410-420.
- WILSON, E.O. 1997. A situação atual da diversidade biológica, p. 3-24. *In*: E.O. WILSON & F.M. PETER (Eds.) Biodiversidade. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 657p.
- WISE, D.H. 1993. **Spider in ecological webs**. Cambridge UniversityPress, New York, 344p.
- WOLDA, H. 1988. Insect seasonality: why? **Annual Review of Ecology and Systematics** **19** (1): 1-18.
- ZAR, J. 1999. **Biostatistical analysis**. New Jersey, Prentice Hall. 663p.
- ZUUR, A.F.; E.N. IENO; N.J. WALKER; A.A. SVELIEV & G.M. SMITH. 2009. **Mixed effects models and extensions in ecology with R (Statistics for Biology and Health)**. Springer, New York, 574p.