

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

**COMUNIDADE DE ARANHAS EM CAPÕES DE MATA DAS SUB-REGIÕES
MIRANDA E ABOBRAL NO PANTANAL SUL-MATO-GROSSENSE**

JOSUÉ RAIZER

ORIENTADOR: JOÃO VASCONCELLOS NETO

CO-ORIENTADOR: ANTONIO DOMINGOS BRESCOVIT

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia do Instituto de Biologia, Unicamp, para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Campinas, 2004

**FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA –
UNICAMP**

Campinas, 13 de maio de 2004

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. João Vasconcellos Neto (orientador)

Prof. Dr. André Victor Lucci Freitas

Profª. Dra. Andréa Lúcia Teixeira de Souza

Prof. Dr. Glauco Machado

Profª. Dra. Maria Eugênia Carvalho do Amaral

Prof. Dr. Flávio Antonio Maes dos Santos

Prof. Dr. José Roberto Trigo

A todos que estiveram ao meu lado durante essa caminhada e, em especial, aos meus pais,
Lourdes e Osmir, companheiros distantes de todas as conquistas.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. João Vasconcellos Neto, pela orientação e confiança em todas as fases do desenvolvimento desta tese.

Ao Dr. Antonio Domingos Brescovit, pela co-orientação e identificação da maioria das aranhas.

À Dra. Maria Eugênia Carvalho do Amaral, pela eterna ‘orientação para a vida’ e pelo incentivo e amizade sempre presentes.

Aos Drs. André Victor Lucci Freitas, Andréa Lúcia Teixeira de Souza, Flávio Antonio Maes dos Santos, Glauco Machado, José Roberto Trigo, Maria Eugênia Carvalho do Amaral e Ricardo Pinto da Rocha, pelas valiosas críticas e sugestões.

Aos colegas aracnólogos, Cristina Rheims (Sparassidae, Scytodidae), Gustavo Rodrigo Sanches Ruiz (Salticidae), Juliana Moreira (espécies de *Metazygia*), Adalberto José dos Santos (Oxyopidae), pela identificação das aranhas.

À CAPES, pela bolsa de doutorado.

Ao CNPq, pelo apoio financeiro ao projeto integrado de pesquisa “Padrões de diversidade de fauna e flora no Pantanal sul-mato-grossense” (processo 521746/97-3) no qual esta tese de doutorado foi desenvolvida.

À Coordenação de Estudos do Pantanal da Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul pelas facilidades na utilização da Base de Estudos do Pantanal.

Ao amigo José Oscar da Silva (*in memoriam*) por todo apoio nos trabalhos de campo e triagem do material em laboratório, além das aulas de direção de toyota e pilotagem de barco.

Ao amigo Marco Aurélio Kinas, pelas inestimáveis horas no campo e pela ajuda imprescindível na confecção dos eclectores.

À amiga Letícia Maria Vieira, pela ajuda sempre presente na triagem e organização do material coletado.

Aos amigos Luciano Elsinor Lopes e Cibelle Celestino Silva pelos tantos dias agradáveis nas “Hospedarias Santa Isabel e Taquaral”.

CONTEÚDO

LISTA DE FIGURAS	vii
LISTA DE TABELAS	ix
LISTA DE APÊNDICES	xi
RESUMO	1
ABSTRACT	2
INTRODUÇÃO GERAL	3
Efeitos de variações espaciais sobre a comunidade de aranhas em capões de mata do Pantanal sul-mato-grossense	
RESUMO	7
INTRODUÇÃO	7
MATERIAIS E MÉTODOS	8
RESULTADOS	15
DISCUSSÃO	21
AGRADECIMENTOS	23
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	23
APÊNDICE	28
Variações climáticas e a inundação dos campos explicam a organização da comunidade de aranhas em capões de mata no Pantanal sul-mato-grossense?	
RESUMO	39
INTRODUÇÃO	39
MATERIAIS E MÉTODOS	40
RESULTADOS	46
DISCUSSÃO	55
AGRADECIMENTOS	57
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57
APÊNDICE	62
SÍNTESE GERAL	78
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	82

LISTA DE FIGURAS**Efeitos de variações espaciais sobre a comunidade de aranhas em capões de mata do Pantanal sul-mato-grossense**

- Figura 1: Imagem de satélite Landsat 5 da área de estudo nas sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense.....11
- Figura 2: Desenhos esquemáticos dos electores utilizados para a captura de aranhas em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense.....12
- Figura 3: Distribuição de abundâncias das espécies de aranhas em seis capões das sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense.....17
- Figura 4: Riqueza de espécies de aranhas coletadas em seis capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.....18
- Figura 5: Ordenação (HMDS) em duas dimensões dos seis capões amostrados nas sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.....19

Variações climáticas e a inundação dos campos explicam a organização da comunidade de aranhas em capões de mata no Pantanal sul-mato-grossense?

Figura 1: Imagem de satélite Landsat 5 da área de estudo nas sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense.....	44
Figura 2: Variação mensal da riqueza de espécies de aranhas e da probabilidade de um encontro interespecífico de Hurlbert em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.....	47
Figura 3: Ordenação (HMDS) em duas dimensões ($r^2=0,85$) dos 10 meses de coleta de aranhas em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.....	48
Figura 4: Variação em número de aranhas das 10 espécies mais abundantes em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense ao longo do gradiente de temperatura média mensal.....	51
Figura 5: Variação em número de aranhas das 10 espécies mais abundantes em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense ao longo do gradiente de pluviosidade média mensal.....	52
Figura 6: Ordenações (HMDS) em duas dimensões das amostras de aranhas nos períodos em que o campo estava seco e alagado em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.....	53
Figura 7: Esquemas do perfil de parte de um capão e do campo nos períodos de campo alagado e seco com a indicação das espécies exclusivas e comuns aos diferentes estratos espaciais amostrados.....	54

LISTA DE TABELAS**Efeitos de variações espaciais sobre a comunidade de aranhas em capões de mata do Pantanal sul-mato-grossense**

- Tabela 1: Famílias dominantes em número de aranhas capturadas através de cinco métodos de coleta, em seis capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense.....16
- Tabela 2: Famílias mais ricas em espécies de aranhas capturadas através de cinco métodos de coleta, em seis capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense.....16
- Tabela 3: Resultados da análise de covariância entre as variáveis ambientais e a riqueza de espécies de aranhas estimada por rarefação.....18
- Tabela 4: Resultados da análise de covariância multivariada entre as variáveis ambientais e a estrutura da comunidade de aranhas representada pela ordenação (HMDS) em duas dimensões dos seis capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.....20
- Tabela 5: Resultados das análises de covariância entre as variáveis ambientais e a riqueza de espécies de aranhas estimada por rarefação, em cada um dos cinco métodos de coleta.....20
- Tabela 6: Resultados das análises de covariância multivariada entre as variáveis ambientais e a estrutura da comunidade de aranhas capturadas em cada um dos cinco métodos de coleta.....21

Variações climáticas e a inundação dos campos explicam a organização da comunidade de aranhas em capões de mata no Pantanal sul-mato-grossense?

Tabela 1: Resultados das análises de regressão múltipla entre as variáveis ambientais e a riqueza de espécies de aranhas e a probabilidade de um encontro interespecífico de Hurlbert.....	48
Tabela 2: Resultados da análise de redundância entre as variáveis ambientais e a estrutura da comunidade de aranhas.....	49
Tabela 3: Número de indivíduos adultos das 10 espécies mais abundantes de aranhas coletadas nos períodos de campo seco e alagado.....	50

LISTA DE APÊNDICES**Efeitos de variações espaciais sobre a comunidade de aranhas em capões de mata do Pantanal sul-mato-grossense**

Apêndice: Lista das espécies de aranhas com o número de indivíduos capturados em seis capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.....28

Variações climáticas e a inundação dos campos explicam a organização da comunidade de aranhas em capões de mata no Pantanal sul-mato-grossense?

Apêndice: Lista das espécies de aranhas com o número de indivíduos capturados em 10 meses de coletas, entre julho de 1998 e junho 1999, em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.....62

RESUMO

No presente estudo, a estrutura da comunidade de aranhas em formações de mata, conhecidas regionalmente como capões, no Pantanal sul-mato-grossense das sub-regiões Miranda e Abobral, foi caracterizada e avaliada quanto aos efeitos ambientais relacionados a variações espaciais e temporais. A comunidade de aranhas foi registrada através de cinco métodos de coleta (coleta manual noturna, guarda-chuva entomológico, armadilha de queda, elector de solo e elector de tronco). As coletas foram mensais no período de julho de 1998 a novembro de 1999. As variáveis ambientais abióticas analisadas espacialmente foram o tamanho, a complexidade da vegetação e o alagamento dos capões. Ao longo do tempo, as variáveis ambientais abióticas consideradas foram temperatura, pluviosidade e alagamento. Para representar a estrutura da comunidade foram determinadas a distribuição de abundâncias, a riqueza e a composição de espécies. Em ambas as abordagens (espacial e temporal), somente a composição de espécies de aranhas foi significativamente afetada pelas variáveis ambientais. O alagamento dos capões foi a única variável espacial que explicou significativamente a estrutura da comunidade de aranhas quando todos os métodos de coleta foram analisados em conjunto. Tal efeito foi preponderante sobre a composição de espécies de aranhas errantes de chão. Quando somente as aranhas registradas em armadilhas de queda foram consideradas, a relação entre a complexidade da vegetação e a estrutura da comunidade de aranhas foi significativa. Ao longo de um ano, a temperatura e a pluviosidade contribuíram significativamente para as alterações na composição de espécies de aranhas e determinaram um padrão de substituição de espécies. A inundação, determinada pelo nível do Rio Miranda, afetou a composição de espécies de aranhas. As alterações encontradas na distribuição espacial das espécies de aranhas podem ser o resultado de um conjunto de estratégias que minimizaria as conseqüências de um possível incremento na densidade de aranhas provocado pelo alagamento dos campos que contornam os capões.

ABSTRACT

In the present study, the spider community structure in vegetated earthmounds locally known as *capôes*, in the Miranda and Abobral sub-regions of the southern Pantanal (Mato Grosso do Sul, Brazil), was characterized and evaluated for environmental effects related to spatial and temporal variations. Records for the spider community were done through five sampling methods (nocturnal hand collecting, beating sheet, pitfall trap, ground ector, and trunk ector). Sampling was conducted on a monthly basis, from July 1998 to November 1999. The environmental variables spatially analyzed were size, vegetation complexity, and flood possibility in the *capôes*, whereas temperature, rainfall, and flooding were temporally analyzed. Community structure was represented by the distribution of abundances, species richness, and species composition. For both approaches (spatial and temporal), only the composition of spider species was significantly affected by the environmental variables. Flood possibility in the *capôes* was the only spatial variable to explain significantly the structure of the spider community when all the sampling methods were jointly analyzed. The effect of this variable was predominant on the composition of wandering ground spider species. When pitfall-trap captures alone were taken into account, the relationship between vegetation complexity and spider community structure was found to be significant. During a one-year period, temperature and rainfall contributed significantly to alter the spider species composition, shaping a pattern of species turnover. Flooding, as determined by the level of the Miranda river, affected the composition of spider species. Changes in the spatial distribution of spider species also seemed to be important for the community, as a way of minimizing the consequences of a possible increase in spider density due to the flooding of fields.

INTRODUÇÃO GERAL

O Pantanal mato-grossense é considerado a maior planície inundável do hemisfério ocidental e, apesar disso, é muito mal conhecido do ponto de vista científico. Fica situado na confluência de quatro importantes regiões fitogeográficas sul-americanas: Amazônia, Cerrado, Florestas Meridionais e Chaquenha (RADAMBRASIL 1982a,b, Adámoli 1986, Alho *et al.* 1988). A mistura de áreas permanentemente aquáticas, sazonalmente inundáveis e não inundáveis, assim como a proximidade com esses grandes biomas sul americanos, condicionaram a variedade da vegetação e do clima do Pantanal (Prance & Schaller 1982). De modo geral, o clima é comparável ao da Caatinga Nordestina (Boggiani & Coimbra 1996). As chuvas alcançam uma média anual na ordem de 1500mm, contudo, o regime hídrico é mais influenciado pela hidrologia dos rios do que pelas precipitações (Tricart 1982). O Pantanal é extremamente rico em composição fisionômica. Essa riqueza é, em grande parte, consequência da variedade de características geomorfológicas e topográficas que formam “baías”, “vazantes”, “corixos”, “cordilheiras” e “capões” (termos regionalmente usados para definir corpos d’água – os três primeiros – e formações vegetais) (Cunha 1990; Ponce & Cunha 1993).

Os capões de mata caracterizam-se como manchas naturais de vegetação, na sua maioria com apenas uma centena de metros de diâmetro. Tais formações são circundadas por campos inundáveis e, portanto, atuam como “ilhas”, abrigando espécies vegetais intolerantes à inundação, além de muitos componentes da fauna nos períodos de enchentes (Araujo 2001). Poucos estudos foram realizados em capões do Pantanal. Recentemente, Araujo (2001) avaliou a composi o florística, fenologia de flora o e aspectos da poliniza o de espécies vegetais em capões das sub-regiões Miranda e Abobral. Outros estudos que foram desenvolvidos em capões destas sub-regiões envolveram comunidades de besouros (Lopes 2000), beija-flores (Araujo & Sazima 2003), outras aves (Yabe 2000; Yabe & Marques 2001), plantas (Damasceno *et al.* 1999) e intera es entre insetos galhadores e seus hospedeiros (Julião 1999; Julião *et al.* 2002).

Em um amplo trabalho de revisão sobre a zoogeografia da região do Pantanal mato-grossense, Brown (1986) comentou que havia uma relativa escassez de dados disponíveis sobre a distribuição de organismos naquela região. Mesmo para organismos grandes, abundantes, diurnos e constantemente presentes, os registros formais eram escassos, com grandes áreas da planície ainda não representadas. Brown (1986) também destacou que a vegetação do Pantanal produz recursos especializados, esporádicos, em grandes quantidades (um ambiente de malha grossa), para os animais fitófagos que sofrem flutuações populacionais extremas ou precisam migrar atrás dos recursos. E assim, somente o terceiro nível trófico, consistindo de predadores generalistas e móveis, deveria prosperar em tal ambiente.

A discussão sobre os fatores que determinam diferenças na riqueza e composição de espécies entre comunidades tem sido registrada desde o início do século. De um lado, os cientistas que consideravam as comunidades como uma entidade organizada e resistente à invasão por espécies não pertencentes a ela (tal como Clements 1916 e Elton 1927). De outro lado, aqueles que caracterizavam as comunidades como estruturas abertas, em que o único fator considerado importante para o estabelecimento de uma espécie era sua capacidade para encontrar a comunidade (*e.g.*, Gleason 1926).

Alguns dos padrões espaciais de diversidade de espécies que têm sido estudados são gradientes geográficos correlacionáveis com a latitude e altitude. Entretanto, sabe-se que esses fatores geográficos não são, por si próprios, os agentes causais dessas variações, mas apenas refletem variações climáticas, aporte de energia incidente, produtividade do habitat e, possivelmente, idade do ambiente, que apresentam uma correlação relativamente alta com os gradientes geográficos citados (Begon *et al.* 1996). Perturbações ambientais de natureza física, heterogeneidade física e química do ambiente e grau de isolamento, também são fatores que afetam os padrões espaciais de diversidade, mas não estão relacionados de forma consistente com gradientes geográficos. Finalmente, existem fatores que afetam a riqueza de espécies que são produzidos pelas próprias características das comunidades, tais como intensidade da competição, intensidade da predação,

heterogeneidade espacial e arquitetural e o *status* sucessional (Begon *et al.* 1996, Chesson & Hunthly 1997).

Uma das principais preocupações no estudo de comunidades ecológicas é explicar como e quais são os fatores que determinam a diversidade de espécies. A diversidade pode ser definida como um índice que considera a riqueza de espécies e a uniformidade (ou equitatividade) de suas abundâncias relativas (Krebs 1989, Schluter & Ricklefs 1993). Revisões sobre estes conceitos são encontradas nos trabalhos de Cornell & Lawton (1992), Shorrocks & Sevenster (1995) e Chesson & Hunthly (1997).

Os trabalhos sobre comunidades de aranhas têm sugerido que a riqueza de espécies e a dominância tendem a ser altamente relacionadas com a heterogeneidade espacial determinada pela comunidade de plantas na qual elas ocorrem (Hatley & MacMahon 1980, Gunnarsson 1990, Uetz 1991, Baur *et al.* 1996, Balfour & Rypstra 1998, Raizer & Amaral 2001). Nesses casos a heterogeneidade é baseada na estrutura física da comunidade de plantas que servem de substrato para as aranhas, o que, em última análise, possivelmente influi nas relações competitivas interespecíficas dessas comunidades (Raizer 1997).

Em um determinado nível trófico, a coexistência é usualmente justificada por fatores que atenuam a competição (Chesson & Hunthly 1997), tais como a complexidade ambiental e as diferentes estratégias das espécies na partilha de recursos (Caswell 1978). Em uma comunidade de aranhas espera-se que a coexistência ocorra como resultado das diferenças em tamanho e morfologia das espécies, da estratificação de habitat (horizontal ou vertical) e/ou da estratificação temporal (Uetz 1977). Além disso, adaptações dos organismos à sazonalidade parecem ter importante influência na estruturação das comunidades de aranhas em ambientes severos (Schaefer 1987).

A preferência relacionada ao habitat e a composição de espécies das comunidades de aranhas são fortemente influenciadas pela fisionomia ou estrutura física do ambiente (Uetz 1991, Raizer & Amaral 2001). Essa influência, por sua vez, possivelmente, está relacionada às diferentes estratégias de captura de presas (Greenstone 1984, Pascual & Caswell 1997) que definem as guildas de aranhas (Post III & Riechert 1977, Uetz 1991, Höfer & Brescovit 2001). Considerando-se as interações de todos esses aspectos

ecológicos, as aranhas são, sem dúvida, excelentes objetos de estudo para pesquisas que avaliam a organização das comunidades animais e a influência do habitat sobre estas comunidades (Uetz 1991).

Apesar das aranhas serem amplamente estudadas em relação a aspectos comportamentais, morfológicos, taxonômicos (Young & Lockley 1989, Coddington & Levi 1991, Marshall & Gittleman 1994, Brescovit 1996, Brescovit *et al.* 2000) e ecológicos (Uetz 1992, Pollard 1994, Henschel *et al.* 1996), para o Pantanal sul-mato-grossense não existem registros bibliográficos sobre a fauna aracnológica, com exceção de alguns trabalhos sobre associações de aranhas com macrófitas aquáticas (Raizer & Amaral 1994, 1997, 2001; Raizer *et al.* 1996; Raizer 1997).

No presente estudo, a organização da comunidade de aranhas em capões de mata, no Pantanal sul-mato-grossense das sub-regiões Miranda e Abobral, foi caracterizada e avaliada quanto aos efeitos ambientais relacionados a variações espaciais e temporais nestes capões. Para tanto, nas próximas páginas são apresentados dois capítulos na forma de artigos. O primeiro trata dos efeitos do tamanho, da complexidade da vegetação e do alagamento dos capões sobre a estrutura da comunidade de aranhas. O segundo capítulo relaciona as variações na comunidade de aranhas durante o período de coletas com variações climáticas (precipitação e temperatura) e com o regime de inundações típico da região. Ao final, apresenta-se uma síntese geral com as principais conclusões obtidas na análise dos dois capítulos.

CAPÍTULO 1

Efeitos de variações espaciais sobre a comunidade de aranhas em capões de mata do Pantanal sul-mato-grossense

Resumo

O presente estudo foi realizado nas sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense, com o objetivo de investigar os efeitos do tamanho, da complexidade da vegetação e do alagamento dos capões de mata sobre a estrutura da comunidade de aranhas destes locais. Para representar a maior parte dos substratos ocupados pelas aranhas, foram utilizados cinco métodos de coleta: coleta manual noturna, guarda-chuva entomológico, armadilha de queda e eclectores de solo e de tronco. Foram capturadas 23590 aranhas, sendo 6459 adultos de 252 morfoespécies e 40 famílias. Salticidae, Araneidae e Theridiidae foram as famílias mais ricas em espécies e as mais abundantes. As espécies dominantes foram *Guaraniella* sp. (Theridiidae), *Chaetacis* sp.n. (Araneidae) e *Lycosa* sp. (Lycosidae). O alagamento dos capões (indicado pelas marcas d'água no caule das plantas lenhosas) foi o fator com maior efeito sobre a estrutura da comunidade de aranhas. Tal efeito sugere que a variação em composição de espécies de aranhas deve-se principalmente a variações na estrutura física do estrato solo-serapilheira-vegetação provocadas pelas inundações periódicas, típicas da região, e pela complexidade da vegetação dos capões.

Introdução

A diversidade de espécies é o ponto central de interesse em ecologia de comunidades, sendo que um dos principais objetivos no estudo de comunidades biológicas é explicar como e quais são os fatores que determinam esta diversidade (Krebs 1989, Cornell & Lawton 1992, Schluter & Ricklefs 1993, Shorrocks & Sevenster 1995, Chesson & Huntly 1997, Gotelli & Entsminger 2001). Estudos sobre comunidades de aranhas sugerem que a riqueza de espécies e a dominância em número de indivíduos (componentes

intrínsecos da diversidade) estão altamente relacionadas à heterogeneidade espacial da comunidade de plantas na qual estas aranhas ocorrem (Hatley & MacMahon 1980, Gunnarsson 1990, Uetz 1991, Baur *et al.* 1996; Raizer & Amaral 2001).

A composição de espécies, em determinado nível trófico, pode ser explicada por fatores que atenuam a competição (Chesson & Hurlbut 1997), tais como a complexidade ambiental e as diferentes estratégias para a partilha de recursos (Caswell 1978). Em comunidades de aranhas, a coexistência de espécies ocorre como resultado das diferenças em tamanho e morfologia, da estratificação do habitat (horizontal ou vertical) e da estratificação temporal (Uetz 1977). Além desses fatores, adaptações dos organismos à sazonalidade em ambientes severos parecem ter importante influência sobre a organização das comunidades de aranhas (Schaefer 1987).

Neste trabalho, as variações na estrutura da comunidade de aranhas foram avaliadas quanto ao tamanho, ao alagamento e a complexidade da vegetação dos capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O Pantanal é uma planície com uma área aproximada de 140000km², situado entre 14° e 22° de latitude Sul e 53° e 66° de longitude Oeste. As cheias anuais são uma das suas principais características, determinando a sazonalidade típica da região.

Em meio aos campos inundáveis existem elevações (1 a 3m acima do terreno circundante) que recebem o nome de capões. Os capões são formações de mata sobre solo arenoso que apresentam um formato aproximadamente circular (Boggiani & Coimbra 1996). A composição vegetal dos capões é formada por espécies típicas de florestas de galeria e do chaco em suas bordas e de espécies de floresta semidecídua na região central (Prance & Schaller 1982, Damasceno *et al.* 1999).

O presente trabalho foi desenvolvido em seis capões de mata (fig. 1) das sub-regiões Miranda e Abobral (*sensu* Adámoli 1982). Nestas sub-regiões os Cerrados ocupam entre

40% e 50% da superfície e os capões podem ser ou não alagados durante o período de enchentes.

Coleta e análise de dados

Coleta das aranhas

Para a coleta das aranhas, os capões de mata foram amostrados mensalmente no período de julho de 1998 a novembro de 1999, com exceção dos meses de dezembro de 1998 e fevereiro de 1999 nos quais não foram feitas coletas. Foram adotados os seguintes métodos, descritos e avaliados por Adis (1979, 1981), Maranhão (1977), Funke (1971) e Borrer & Delong (1969).

Coleta manual noturna

As aranhas eram coletadas manualmente com pinças e potes em todos os substratos (por exemplo, solo, folhagem, sob troncos, pedras e cascas de árvores) durante a noite com auxílio de lanterna de cabeça. A altura máxima das coletas não ultrapassava 2,5m. Essas coletas foram feitas em quatro parcelas de 30mx10m em cada capão. As parcelas, posicionadas ao acaso em cada coleta, eram divididas longitudinalmente ao meio, com auxílio de uma linha, para que duas pessoas fizessem as coletas em uma caminhada de ida e volta, respeitando-se o prazo máximo de uma hora de amostragem em cada parcela. Todo material coletado foi conservado em álcool 70%.

Guarda-chuva entomológico

Esse instrumento de coleta foi confeccionado com uma estrutura de madeira montada em cruz (1mx1m), coberta por um tecido branco de algodão. A cor era branca para facilitar a visualização das aranhas. Colocava-se essa armação sob os galhos das árvores ou sob arbustos, batendo-se nestes com um pedaço de madeira, a fim de que as aranhas caíssem sobre o pano. Posteriormente as aranhas eram recolhidas e transferidas para um frasco com álcool a 70%. Foram feitas 10 repetições por capão, sendo que cada repetição consistia de 20 arbustos ou galhos de árvores encontrados em uma caminhada em linha reta no sentido do centro a borda do capão.

Armadilha de queda (“pitfall trap”)

As coletas foram feitas com auxílio de recipientes de boca larga (16cm de diâmetro) com capacidade para um litro, enterrados no solo, contendo 1/3 do volume de líquido conservante (três partes de álcool a 70% para uma de formol a 10% e algumas gotas de detergente líquido). Os animais ao se deslocarem sobre o solo podiam cair dentro do pote pela abertura. Foram montadas 30 armadilhas por capão, por período de coleta. Essas armadilhas foram dispostas no interior dos capões em três linhas de 10, respeitando-se a distância de aproximadamente um metro entre elas. Os animais coletados eram recolhidos após cinco dias de exposição das armadilhas e conservados em álcool a 70%.

Eclector de solo (fig. 2A)

Essa armadilha foi modificada a partir do desenho original de fotoelectores de solo de Funke (1971). No presente trabalho ela foi confeccionada com a forma cônica e com uma abertura localizada na região da ponta do funil, considerada a parte superior da armadilha. Nesta região instalou-se um recipiente com líquido conservante (três partes de álcool a 70% para uma de formol a 10% e algumas gotas de detergente líquido) para manter os animais coletados. A abertura maior do funil (75cm de diâmetro) ficava em contato com o solo e isolava a fauna do lado exterior, mas coletava toda a fauna que estava no interior do funil. Foram instalados quatro eclectores por capão, ficando estes expostos por um mês e a cada mês foram reinstalados em novos locais (ao acaso) dentro do capão.

Eclector de tronco (fig. 2B)

Essa armadilha também foi modificada a partir do desenho original de fotoelectores de tronco de Funke (1971). Obedecia ao padrão de funil descrito para a armadilha anterior, porém envolvia o tronco de uma árvore. Tinha sua abertura maior dirigida para baixo, para capturar animais que migravam subindo o tronco. Cada eclector foi fixado em uma árvore ao acaso a uma altura de aproximadamente 2,5m. O local dos eclectores não mudou durante os períodos de coletas e o material coletado era retirado ao final de cada mês.

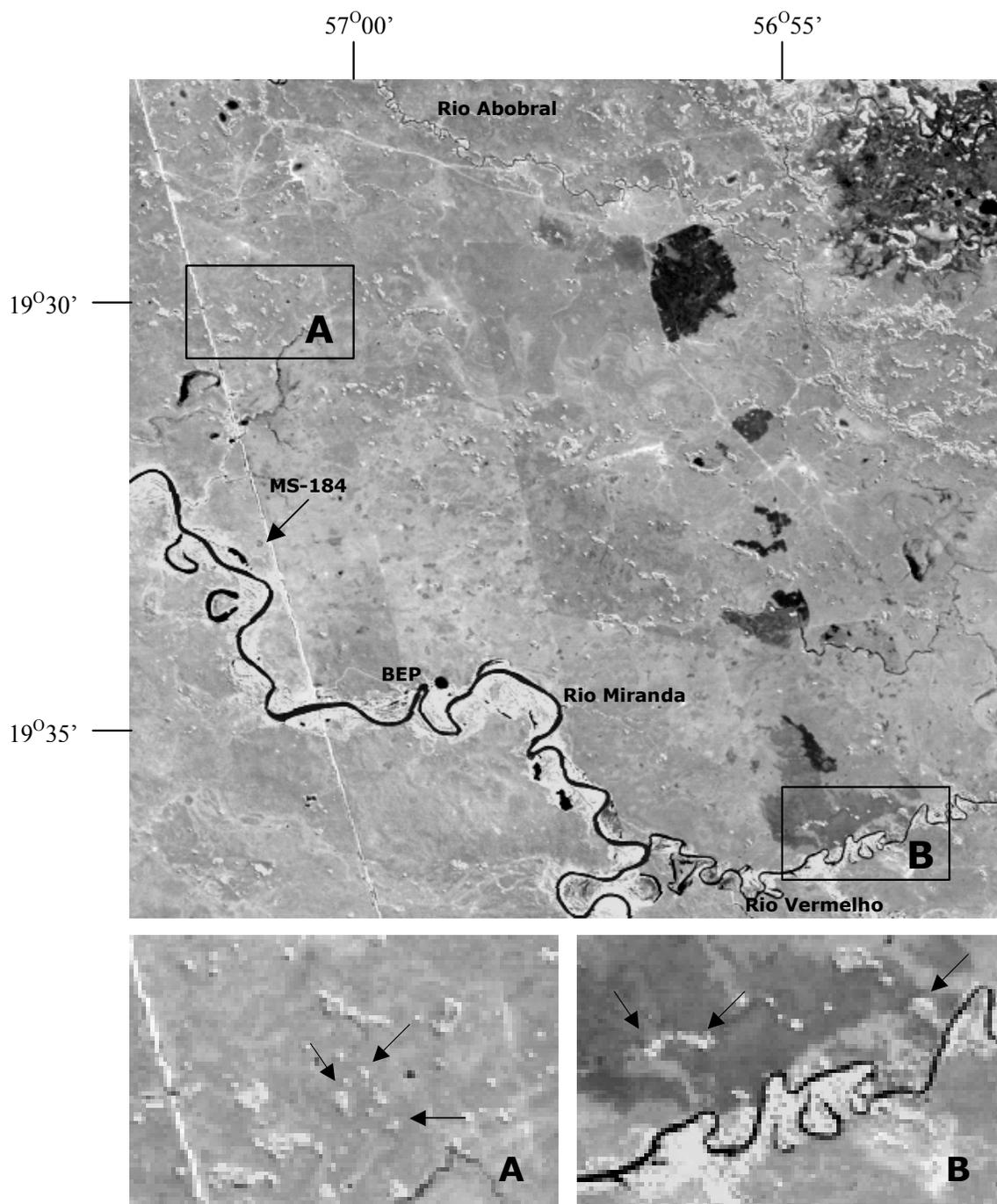


Figura 1: Imagem de satélite Landsat 5 da área de estudo no Pantanal sul-matogrossense. Observa-se na imagem maior os principais rios da área, o traçado da rodovia estadual MS-184 (seta) e a localização da Base de Estudos do Pantanal da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (BEP). Os setores A e B (retângulos na imagem maior) aparecem nas imagens menores, indicando as localizações dos capões amostrados (setas).

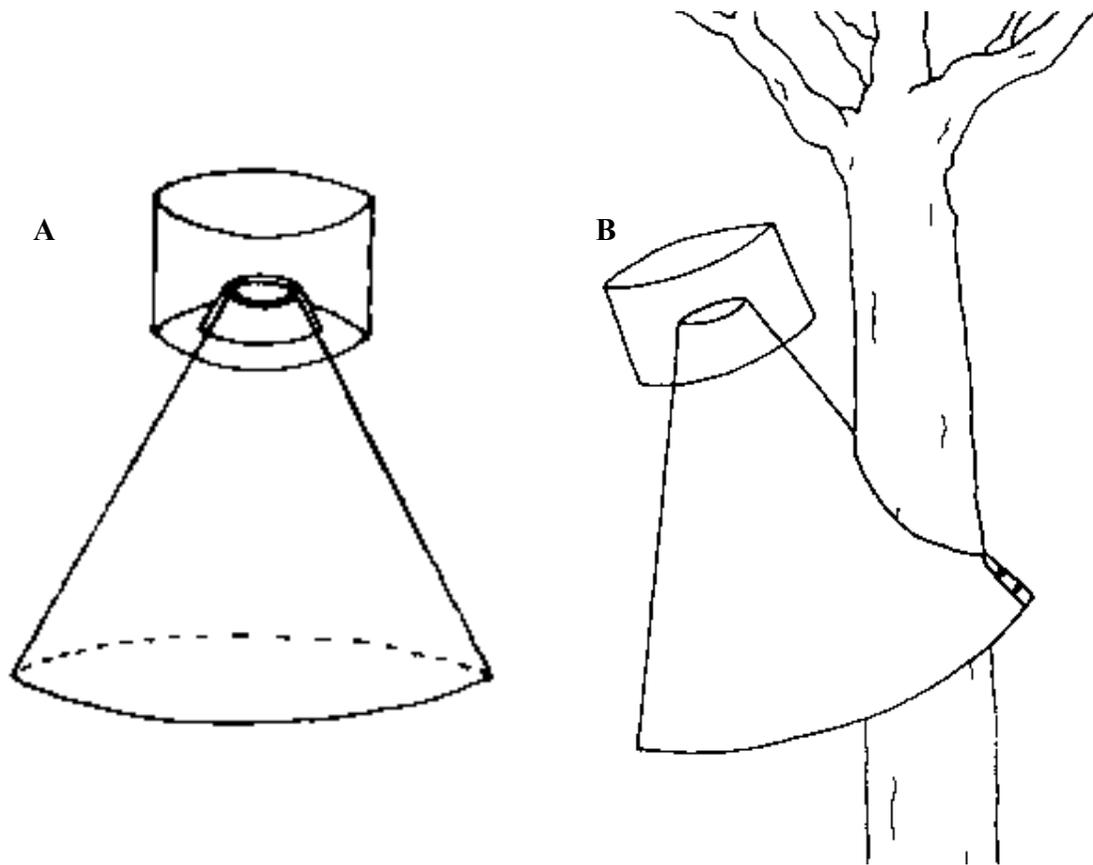


Figura 2: Desenhos esquemáticos dos eelectores utilizados para a captura de aranhas em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense. Tais eelectores representam armadilhas modificadas a partir dos fotoelectores de Funke (1971). **A**- Eelector de solo e **B**- Eelector de tronco. Para mais detalhes veja Materiais e Métodos.

Coleta de dados abióticos e análise estatística

As informações registradas sobre os capões foram o tamanho, o alagamento e a complexidade da vegetação. O tamanho dos capões foi determinado pela medida em campo do seu perímetro. O alagamento foi verificado pela presença da marca d'água nas árvores, um capão foi considerado alagável quando as árvores possuíam marca d'água em seus troncos. Para compor a variável complexidade da vegetação foram medidas a densidade de partes vegetativas de árvores e de arbustos, a cobertura e a altura do dossel. A densidade era obtida pela contagem das partes da vegetação que tocavam uma linha de 50m. Foram

esticadas cinco linhas em direções sorteadas a partir do centro de cada capão e a média aritmética destas cinco linhas foi utilizada como estimativa de densidade das partes vegetativas de árvores e de arbustos. A cobertura do dossel foi verificada com auxílio de um densiômetro em cinco pontos sorteados no interior do capão e a média destas cinco medidas foi usada como estimativa de cobertura. A altura média do dossel foi verificada com auxílio de um inclinômetro que era direcionado ao contorno predominante do dossel e lido à 120m de distância da borda do capão. Os valores destas quatro variáveis foram relativizados para retirar o efeito das diferentes escalas (Ferreira 1997) e as variáveis foram então submetidas a uma análise de componentes principais (PCA) para obter-se um gradiente de complexidade da vegetação. Os dois primeiros eixos dessa ordenação capturaram 88,97% da variância nos dados, sendo os valores eigen 3,677 para o eixo 1 e 1,661 para o eixo 2. A interação entre os dois eixos da PCA foi a variável que representou o gradiente de complexidade da vegetação.

A estrutura da comunidade de aranhas foi caracterizada pela distribuição de abundâncias, pela riqueza e pela composição de espécies. Para a riqueza e composição de espécies, as análises foram feitas considerando-se os dados de todos os cinco métodos de coleta em conjunto e individualmente.

As distribuições de abundâncias esperadas para os modelos lognormal e série logarítmica foram calculadas, respectivamente, pelos programas LOGNORM e LOGSERIE (Krebs 1989). Para comparar a distribuição obtida com as esperadas para os modelos foi usado o teste não paramétrico Kolmogorov-Smirnov para distribuições de frequências (Sokal & Rohlf 1995, Cielo Filho *et al.* 2002).

A riqueza de espécies para cada capão foi estimada por rarefação, com 1000 iterações para um desenho de aleatorização de amostras independentes utilizando-se o programa EcoSim 7 (Gotelli & Entsminger 2001). O método de rarefação elimina a influência da variação do tamanho (número de indivíduos) das amostras (capões) por fornecer um valor de riqueza esperado para um tamanho padrão de amostra. Assim, pode-se comparar a riqueza de espécies entre comunidades (Hurlbert 1971; Magurran 1988), embora o resultado desta comparação dependa do tamanho padrão de amostra. Tal tamanho não pode ser maior que o menor tamanho das amostras a serem comparadas (Cielo Filho *et*

al. 2002). Para verificar os efeitos do tamanho, do alagamento e da complexidade da vegetação sobre a riqueza de espécies foi usada uma análise de covariância (ANCOVA).

Gradientes representativos da estrutura da comunidade de aranhas baseada na composição de espécies foram obtidos por ordenações dos capões. Essas ordenações foram feitas a partir de matrizes de abundâncias relativas das espécies de aranhas com o intuito de retirar o efeito do número total de indivíduos por capão (Ferreira 1997). O índice de dissimilaridade Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957) foi usado para obter as matrizes de associação e o método de ordenação de escalamento multidimensional híbrido (HMDS, Faith *et al.* 1987) foi aplicado. Para decidir quantas dimensões as ordenações teriam, usou-se o valor de ajuste (r^2) obtido de uma análise de regressão linear entre os valores das distâncias originais da matriz de associação e aqueles derivados da ordenação para uma, duas ou três dimensões (*e.g.*, Azevedo-Ramos *et al.* 1999). A partir da comparação dos valores de r^2 optou-se pelas ordenações em duas dimensões.

Análises de covariância multivariada (MANCOVA) foram feitas para avaliar o efeito do tamanho, do alagamento e da complexidade da vegetação dos capões sobre a comunidade de aranhas. A estatística Pillai Trace foi usada para verificar a significância desses efeitos a partir do modelo:

$$\text{HMDS1, HMDS2} = A + B_1(\text{TAMANHO}) + B_2(\text{ALAGAMENTO}) + B_3(\text{COMPLEXIDADE})$$

onde,

- HMDS1 e 2 são os vetores que definem o plano bidimensional da ordenação dos capões para a comunidade de aranhas;
- A, B₁, B₂ e B₃ são constantes;
- TAMANHO é o gradiente definido pelo perímetro dos capões;
- ALAGAMENTO é a variável categórica que representa se os capões eram alagáveis ou não.
- COMPLEXIDADE corresponde à variação em complexidade da vegetação definida como a interação entre os dois primeiros eixos da ordenação (PCA) dos capões a partir dos dados da vegetação.

Resultados

Foram capturadas 23590 aranhas, sendo 6459 adultos de 252 morfoespécies e 40 famílias (Apêndice) com os cinco métodos de coleta. Somente os adultos foram analisados pois é impossível identificar os juvenis ao nível de espécie, uma vez que não apresentam a estrutura de genitália formada. Salticidae, Araneidae e Theridiidae foram as famílias mais ricas em espécies (respectivamente, 59, 46 e 24 espécies) e também as mais abundantes (respectivamente, 873, 1078 e 1080 indivíduos). As espécies dominantes foram *Guaraniella* sp. (Theridiidae; 372 indivíduos; 17,4% do número total de indivíduos adultos), *Chaetacis* sp.n. (Araneidae; 298; 4,6%) e *Lycosa* sp. (Lycosidae; 205; 3,17%). As famílias dominantes em número de indivíduos e de espécies em cada um dos cinco métodos são listadas, respectivamente, nas Tabelas 1 e 2.

A distribuição de abundâncias das espécies de aranhas (fig. 3) não diferiu significativamente do modelo lognormal (Kolmogorov-Smirnov, diferença máxima=0,308 e $p=0,523$) nem do modelo de série logarítmica (Kolmogorov-Smirnov, diferença máxima=0,154 e $p=0,994$).

A variação em riqueza de espécies (fig. 4) não foi significativamente explicada por nenhuma das variáveis ambientais consideradas (análise de covariância, Tabela 3).

A ordenação (escalonamento multidimensional híbrido, HMDS) dos capões (fig. 5) que representa a estrutura da comunidade de aranhas baseada em sua composição de espécies foi significativamente explicada somente pelo alagamento (Tabela 4).

Coleta manual noturna

As coletas noturnas resultaram em 1128 aranhas adultas de 96 morfoespécies e 22 famílias. As espécies representadas pelo maior número de indivíduos foram *Ctenus taeniatus* (Ctenidae; 131 indivíduos; 11,6%), *Lycosa* sp. (Lycosidae; 87; 7,7%) e *Chaetacis* sp.n. (Araneidae; 79; 7,0%). A riqueza de espécies estimada por rarefação para 73 indivíduos (menor número de aranhas capturadas em um capão) não foi significativamente afetada por nenhuma das variáveis ambientais (ANCOVA, Tabela 5). Somente o efeito do alagamento foi marginalmente significativo ($p=0,053$) sobre a variação em composição de espécies de aranhas (MANCOVA, Tabela 6).

Tabela 1: Famílias dominantes em número de aranhas capturadas através de cinco métodos de coleta, em seis capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense. São apresentados o número absoluto e a porcentagem do número total de aranhas das três famílias mais abundantes em cada método de coleta. NOT – Coleta manual noturna; GUA – Guarda-chuva entomológico; PIT – Armadilha de queda; SOL – Eelector de solo; TRO – Eelector de tronco.

Famílias	Número de indivíduos (%) por método de coleta				
	NOT	GUA	PIT	SOL	TRO
Araneidae	381 (33,78)	627 (26,22)			
Ctenidae	203 (18,00)				
Linyphiidae			181 (11,72)	90 (24,19)	
Lycosidae	134 (11,88)				
Oonopidae			223 (14,44)		
Pholcidae					122 (11,91)
Salticidae		500 (20,91)		32 (8,60)	235 (22,95)
Scytodidae					121 (11,81)
Theridiidae		446 (18,65)	405 (26,23)	95 (25,54)	

Tabela 2: Famílias mais ricas em espécies de aranhas capturadas através de cinco métodos de coleta, em seis capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense. São apresentados o número de espécies de aranhas das três famílias com a maior riqueza de espécies em cada método de coleta. NOT – Coleta manual noturna; GUA – Guarda-chuva entomológico; PIT – Armadilha de queda; SOL – Eelector de solo; TRO – Eelector de tronco.

Famílias	Número de espécies por método de coleta				
	NOT	GUA	PIT	SOL	TRO
Araneidae	32	36	8	10	19
Corinniidae			9		
Salticidae	8	43	20	21	38
Theridiidae	8	21		8	12

Guarda-chuva entomológico

Nas amostras feitas com guarda-chuva entomológico foram coletadas 2391 aranhas de 166 morfoespécies e 27 famílias. *Chaetacis* sp.n. (Araneidae; 214 indivíduos; 9,0%), *Metagonia* sp. (Pholcidae; 155; 6,5%) e *Theridion positivum* (Theridiidae; 120; 5,0%) foram as espécies dominantes. A riqueza (estimada por rarefação para 347 indivíduos) e a composição de espécies não foram significativamente afetadas pelas variáveis ambientais (Tabelas 5 e 6, respectivamente).

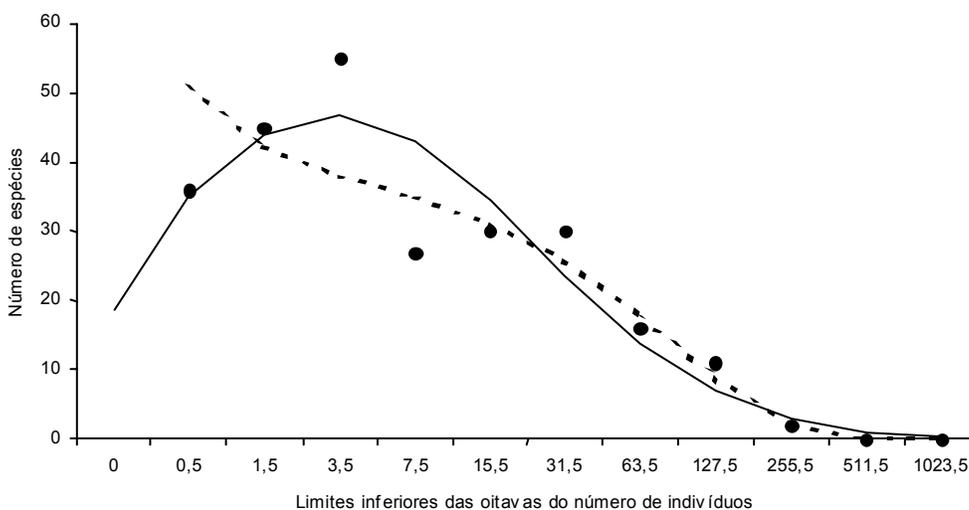


Figura 3: Distribuição de abundâncias das espécies de aranhas em seis capões das sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense. Os pontos indicam a distribuição observada e as linhas cheia e tracejada as distribuições esperadas, respectivamente, para os modelos lognormal e série logarítmica.

Armadilha de queda

Em armadilhas de queda foram coletadas 1544 aranhas de 97 morfoespécies e 31 famílias. *Guaraniella* sp. (Theridiidae; 267 indivíduos; 17,3%), *Gamasomorphinae* sp. (Oonopidae; 136; 8,8%) e *Lycosa* sp. (Lycosidae; 112; 7,3%) foram as espécies mais abundantes. Os efeitos do alagamento ($p=0,06$) e da complexidade da vegetação ($p=0,051$) foram marginalmente significativos sobre a riqueza de espécies estimada por rarefação para

137 indivíduos (Tabela 5). A composição de espécies de aranhas foi significativamente afetada pelas três variáveis ambientais (Tabela 6).

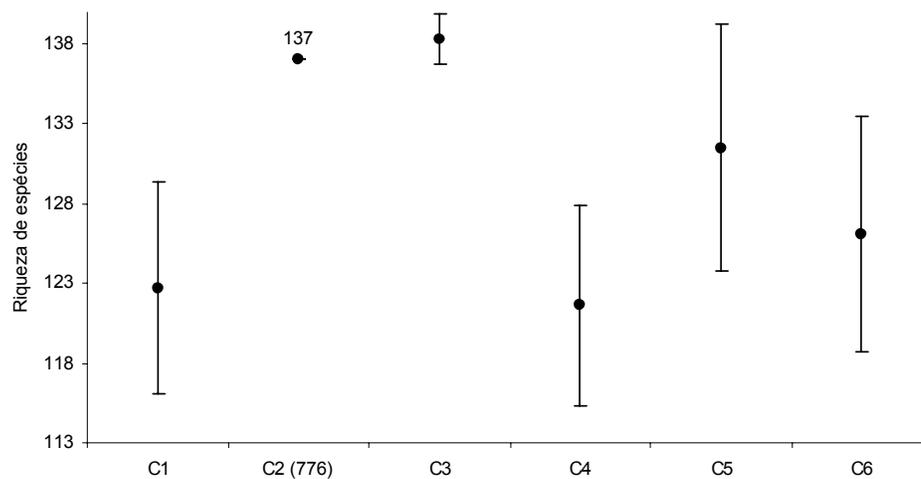


Figura 4: Riqueza de espécies de aranhas coletadas em seis capões de mata (C1-C6) das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense. O número de espécies foi estimado por rarefação para 776 indivíduos (menor número de aranhas capturadas, C2) utilizando-se o programa EcoSim 7 (Gotelli & Entsminger 2001). As barras indicam o intervalo de confiança de 95% da média do número estimado de espécies.

Tabela 3: Resultados da análise de covariância entre as variáveis ambientais (tamanho, alagamento e complexidade da vegetação) e a riqueza de espécies de aranhas estimada por rarefação para 776 indivíduos (n=6 capões e $r^2=0,254$).

Fonte de variação	Soma de quadrados	gl	Média dos quadrados	F	P
Tamanho	3,591	1	3,591	0,037	0,864
Alagamento	36,387	1	36,387	0,380	0,601
Complexidade da vegetação	2,463	1	2,463	0,026	0,887
Erro	191,734	2	95,867		

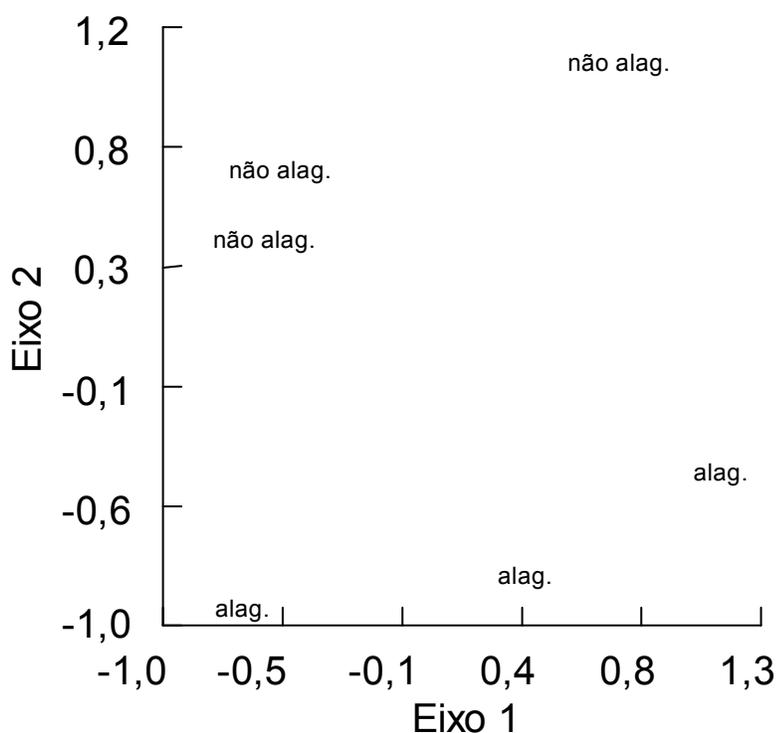


Figura 5: Ordenação (HMDS) em duas dimensões ($r^2=0,795$) dos seis capões de mata amostrados nas sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense. Note a clara separação, ao longo do eixo 2, dos capões alagáveis (alag.) e não alagáveis (não alag.).

Eclector de solo

Eclectores de solo capturaram 372 indivíduos de 83 espécies e 27 famílias sendo as espécies dominantes respectivamente, *Guaraniella* sp. (Theridiidae; 81 indivíduos; 21,8%), Linyphiidae sp.2 (30; 8,1%) e Linyphiidae sp.3 (23; 6,2%). A riqueza (rarefação para 26 indivíduos) e a composição de espécies de aranhas não foram significativamente afetadas pelas variáveis ambientais (Tabelas 5 e 6, respectivamente).

Eclector de tronco

Nos eclectores de tronco foram amostrados 1024 indivíduos de 145 espécies e 30 famílias. As espécies mais abundantes foram *Scytodes* sp.n. (Scytodidae; 121 indivíduos; 11,8%), *Jessica erythrostroma* (Anyphaenidae; 68; 6,6%) e *Mesabolivar* sp.1 (Pholcidae;

63; 6,2%). As variáveis ambientais não explicaram significativamente a variação em riqueza (estimada por rarefação para 57 indivíduos) e composição de espécies de aranhas nos capões (Tabelas 5 e 6, respectivamente).

Tabela 4: Resultados da análise de covariância multivariada entre as variáveis ambientais (tamanho, alagamento e complexidade da vegetação) e a estrutura da comunidade de aranhas representada pela ordenação (HMDS) em duas dimensões dos seis capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.

Fonte de variação	Pillai Trace	F	gl	P
Tamanho	0,702	1,179	2 e 1	0,546
Alagamento	0,999	576,039	2 e 1	0,029
Complexidade da vegetação	0,923	5,997	2 e 1	0,277

Tabela 5: Resultados das análises de covariância entre as variáveis ambientais (tamanho, alagamento e complexidade da vegetação) e a riqueza de espécies de aranhas estimada por rarefação, em cada um dos cinco métodos de coleta.

Método	Fonte de variação					
	Tamanho		Alagamento		Complexidade da vegetação	
	F (gl=1)	p	F (gl=1)	p	F (gl=1)	p
Coleta manual noturna	0,446	0,571	0,452	0,573	1,751	0,317
Guarda-chuva entomológico	0,444	0,574	10,625	0,083	0,022	0,896
Armadilha de queda	8,290	0,102	15,192	0,060	18,085	0,051
Eclector de solo	0,014	0,918	9,771	0,089	12,255	0,073
Eclector de tronco	0,020	0,900	0,316	0,630	0,460	0,568

Tabela 6: Resultados das análises de covariância multivariada ($gl=2$ e 1) entre as variáveis ambientais (tamanho, alagamento e complexidade da vegetação) e a estrutura da comunidade de aranhas capturadas em cada um dos cinco métodos de coleta.

Método	Fonte de variação					
	Tamanho		Alagamento		Complexidade da vegetação	
	Pillai Trace	p	Pillai Trace	p	Pillai Trace	p
Coleta manual noturna	0,917	0,289	0,997	0,053	0,988	0,109
Guarda-chuva entomológico	0,829	0,414	0,945	0,234	0,239	0,873
Armadilha de queda	1,000	0,011	1,000	0,001	1,000	0,002
Eclector de solo	0,553	0,668	0,970	0,172	0,863	0,370
Eclector de tronco	0,848	0,390	0,948	0,228	0,865	0,368

Discussão

A estrutura da comunidade de aranhas com alto número de espécies e baixo número de indivíduos por espécies é conhecida e característica de comunidades tropicais (Nentwig 1993). No presente estudo, a estrutura da comunidade de aranhas foi representada pela distribuição de abundâncias, riqueza e composição de espécies. A distribuição de abundâncias das espécies é uma consequência da partilha de recursos disponíveis na comunidade. Na comunidade de aranhas estudada, a distribuição de abundâncias ajustou-se ao modelo de uma série logarítmica e também ao de uma curva lognormal. Isso indica, segundo Putman (1994), que esta comunidade deve estar primariamente organizada em relação a um fator ecológico dominante, já que estas distribuições representam uma divisão desigual de recursos. Tal fator deve estar relacionado ao regime de inundações característico da região. Entretanto, modelos matemáticos de distribuição de abundâncias (tais como, série logarítmica e lognormal) podem não ser bons indicadores dos mecanismos

que determinam a organização de comunidades (Watkins & Wilson 1994; Cielo Filho *et al.* 2002). Dessa forma, outras características, tais como a riqueza e a composição de espécies, podem ser mais eficientes em revelar os padrões da estrutura desta comunidade de aranhas.

O alagamento dos capões foi o fator ambiental que explicou significativamente a estrutura da comunidade quando se analisaram todos os métodos de coleta em conjunto. Considerando-se que eventos de inundação afetam direta e principalmente as características do estrato solo-serapilheira-vegetação e, conseqüentemente, interferem na fauna associada a esse estrato (*e.g.*, Nat *et al.* 2003, 2002), esperava-se que variações significativas na composição de espécies de aranhas de solo fossem encontradas entre capões alagáveis e não alagáveis. Esta expectativa foi corroborada quando se observou que o alagamento só afetou significativamente a comunidade de aranhas capturadas em armadilhas de queda quando se analisou cada um dos métodos de coleta separadamente. Em armadilhas de queda o efeito da inundação foi mais evidente justamente porque estas são as amostras mais representativas para a comunidade de aranhas associadas ao estrato solo-serapilheira (*e.g.*, Riecken 1999, Burger *et al.* 2001).

Em coletas noturnas capturaram-se aranhas de todos os substratos e, portanto, obtiveram-se resultados estatísticos similares aos das análises que consideraram todos os métodos de coleta em conjunto. Tais resultados demonstram a importância da inclusão desse método de coleta em estudos que envolvam comunidades de aranhas, obviamente tomando-se o cuidado de definir o tamanho, a forma e o número das unidades amostrais, adequando-as ao objetivo do estudo.

A estrutura das comunidades de aranhas é freqüentemente afetada pela complexidade estrutural da vegetação na qual elas ocorrem (Hatley & MacMahon 1980, Gunnarsson 1990, Raizer & Amaral 2001). Curiosamente, neste trabalho, quando se consideraram somente as aranhas registradas em armadilhas de queda é que a relação entre complexidade da vegetação e a estrutura da comunidade foi significativa. A densidade de partes vegetativas de árvores e de arbustos, a altura e a cobertura do dossel foram os atributos selecionados para representar a complexidade da vegetação dos capões amostrados. Tais atributos podem afetar diretamente a estrutura física da serapilheira por

ser a fonte primária de seus componentes (restos vegetais tais como, folhas e gravetos). Como a complexidade estrutural da serapilheira tem importante influência sobre a comunidade de aranhas de solo (*e.g.*, Uetz 1991), a complexidade da vegetação dos capões deve estar representando um importante efeito indireto sobre a estrutura da comunidade de aranhas errantes de solo.

Concluindo, o fator preponderante na organização da comunidade de aranhas em capões de mata do Pantanal sul-mato-grossense parece estar relacionado a alterações na superfície do solo, tais como variação na densidade e complexidade do folhicho e da vegetação herbácea. Neste estudo, tais alterações foram representadas pelo alagamento e pela complexidade da vegetação dos capões, que afetaram significativa e principalmente a composição de espécies de aranhas errantes de solo.

Agradecimentos

A André Victor Lucci Freitas, Andréa Lúcia Teixeira de Souza, Flávio Antonio Maes dos Santos, Glauco Machado, José Roberto Trigo, Maria Eugênia Carvalho do Amaral e Ricardo Pinto da Rocha, pelas críticas e sugestões. Ao Otávio Froehlich pelo auxílio na elaboração da figura 1 e ao Vander Fabrício Melquíades de Jesus pelos desenhos da figura 2. Ao CNPq, pelo apoio financeiro (processo 521746/97-3). À CAPES, pela bolsa de doutorado de J. Raizer. À Coordenadoria de Pesquisa (PROPP, UFMS) pelas facilidades na utilização da Base de Estudos do Pantanal. Este trabalho é parte da tese de doutorado em ecologia de J. Raizer (Unicamp).

Referências Bibliográficas

- ADÁMOLI, J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os Cerrados. *Anais do Congresso Nacional de Botânica, XXXII*:109-119.
- ADIS, J. 1979. Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zoologischer Anzeiger Jena* 202:177-184.

- ADIS, J. 1981. Comparative ecological studies of the terrestrial arthropod fauna in Central Amazonian Inundation-Forests. *Amazoniana* 7:87-173.
- AZEVEDO-RAMOS, C., MAGNUSSON, W.E. & BAYLISS, P. 1999. Predation as the key factor structuring tadpole assemblages in a savanna area in central Amazonia. *Copeia* 1999:22-33.
- BAUR, B., JOSHI, J., SCHMID, B., HÄNGGI, A., BORCARD, D., STARÝ, J., PEDROLI-CHRISTEN, A., THOMMEN, G.H., LUKA, H., RUSTERHOLZ, H., OGGIER, P., LEDERGERBER, S. & ERHARDT, A. 1996. Variation in species richness of plants and diverse groups of invertebrates in three calcareous grasslands of the Swiss Jura mountains. *Revue Suisse de Zoologie* 103:801-833.
- BOGGIANI, P.C. & COIMBRA, A.M. 1996. A planície e os pantanais. In: *Tuiuiu - Sob os céus do Pantanal - Biologia e conservação do Tuiuiu (Jabiru mycteria)*. (Antas, P.T.Z. & Nascimento, I.L.S., Eds.) Empresa das Artes, São Paulo. pp 18-23.
- BORROR, D.J. & DELONG, D.M. 1969. *Introdução ao estudo dos insetos*. USAID, Rio de Janeiro.
- BRAY, J.R. & CURTIS, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.
- BURGER, J.C., PATTEN, M.A., PRENTICE, T.R. & REDAK, R.A. 2001. Evidence for spider community resilience to invasion by non-native spiders. *Biological Conservation* 98:241-249.
- CASWELL, H. 1978. Predator-mediated coexistence: a nonequilibrium model. *American Naturalist* 112:127-154.
- CHESSON, P. & HUNTHLY, N. 1997. The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *American Naturalist* 150:519-553.
- CIELO FILHO, R., MARTINS, F.R. & GNERI, M.A. 2002. Fitting abundance distribution models in tropical arboreal communities of SE Brazil. *Community Ecology* 3:169-180.
- CORNELL, H.V. & LAWTON, J.H. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology* 61:1-12.

- DAMASCENO JR., G.A., BEZERRA, M.A.O., BORTOLOTTI, I.M. & POTT, A. 1999. Aspectos florísticos e fitofisionômicos dos capões do Pantanal do Abobral. *Anais do Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação, II*:203-214.
- FAITH, D.P., MINCHIN, P.R. & BELBIN, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69:57-68.
- FERREIRA, A.M. 1997. Transformações de dados em medidas de semelhança e suas interpretações ecológicas. *Revista Brasileira de Ecologia* 1:111-114.
- FRANCO, M.S.M. & PEREIRA, R. 1982. Geomorfologia. In: *Brasil*. Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL. FOLHA SE. 21 Corumbá e parte da folha SE. 20. Rio de Janeiro, pp. 161-224 (Levantamento de Recursos naturais, 27).
- FUNKE, W. 1971. Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. *Ecological Studies* 2:81-93.
- GOTELLI, N.J. & ENTSMINGER, G.L. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear.
<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- GUNNARSSON, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. *Journal of Animal Ecology* 59:743-752.
- HATLEY, C.L. & MACMAHON J.A. 1980. Spider community organization: Seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology* 9:632-639.
- HURLBERT, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577-585.
- KREBS, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row, New York.
- MAGURRAN, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Princeton.
- MARANHÃO, Z.C. 1977. *Entomologia geral*. Livraria Nobel, São Paulo.

- NAT, D., SCHMIDT, A.P., TOCKNER, K., EDWARDS, P.J. & WARD, J.V. 2002. Inundation dynamics in braided floodplains: Tagliamento River, Northeast Italy. *Ecosystems* 5:636-647.
- NAT, D., TOCKNER, K., EDWARDS, P.J., WARD, J.V. & GURNELL, A.M. 2003. Habitat change in braided flood plains (Tagliamento, NE-Italy). *Freshwater Biology* 48:1799-1812.
- NENTWIG, W. 1993. *Spiders of Panama - Biogeography, investigation, phenology, check list, key and bibliography of a tropical spider fauna*. Sandhill Crane Press, Gainesville.
- PRANCE, G.T. & SCHALLER, G.B. 1982. Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Brittonia* 34:228-251.
- PUTMAN, R.J. 1994. *Community ecology*. Chapman & Hall, London.
- RAIZER, J. & AMARAL, M.E.C. 2001. Does the structural complexity of aquatic macrophytes explain the diversity of associated spider assemblages? *Journal of Arachnology* 29:227-237.
- RIECKEN, U. 1999. Effects of short-term sampling on ecological characterization and evaluation of epigeic spider communities and their habitats for site assessment studies. *Journal of Arachnology* 27:189-195.
- SCHAEFER, M. 1987. Life cycles and diapause. In: *Ecophysiology of spiders*. (W. Nentwig, ed.) Springer-Verlag, Berlin. pp 331-347.
- SCHLUTER, D. & RICKLEFS, R.E. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. In: *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives*. (Ricklefs, R.E. & Schluter, D. eds.) The University of Chicago Press, Chicago. pp 1-10.
- SHORROCKS, B. & SEVENSTER, J.G. 1995. Explaining local species diversity. *Proceedings of Royal Society London* 260:305-309.
- SOKAL, R.R. & ROHLF, F.J. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. 3rd ed. W.H. Freeman and Company, New York.
- UETZ, G.W. 1977. Coexistence in a guild of wandering spiders. *Journal of Animal Ecology* 46:531-541.

- UETZ, G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging. *In: Habitat structure. The physical arrangement of objects in space.* (Bell, S.S., McCoy, E.D. & Mushinsky, H.R. eds.) Chapman and Hall, London. pp 325-348.
- WATKINS, A.J. & WILSON, J.B. 1994. Plant community structure, and its relation to the vertical complexity of communities: dominance/diversity and spatial rank consistency. *Oikos* 70:91-98.

Apêndice: Lista das espécies de aranhas com o número de indivíduos capturados em seis capões de mata (C1-C6) das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense. O número observado de espécies e o esperado por rarefação para o menor número de indivíduos capturados (C2, 776 indivíduos), além dos valores de cada variável ambiental (tamanho, alagamento e complexidade da vegetação representada pelos dois primeiros eixos, PCA1 e 2, de uma análise de componentes principais) também são apresentados.

Taxa	Capões						Total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
Anyphaenidae							
<i>Italaman santamaria</i> Brescovit, 1997	—	1	—	—	—	—	1
<i>Jessica erythrostoma</i> (Mello-Leitão, 1939)	8	14	11	12	29	29	103
<i>Osoriella tahela</i> Brescovit, 1998	1	1	—	1	1	—	4
<i>Otoniella</i> sp.	—	—	1	—	—	—	1
<i>Oxysoma</i> sp.	—	—	—	—	1	3	4
<i>Teudis comstocki</i> (Soares & Camargo, 1948)	1	1	1	—	1	1	5
<i>Teudis</i> sp.1	—	—	1	—	3	—	4
<i>Teudis</i> sp.2	1	—	—	2	1	1	5
<i>Xiruana</i> sp.	1	—	—	—	—	—	1
Araneidae							
<i>Aculepeira</i> aff. <i>travassosi</i>	13	—	5	5	1	3	27
<i>Alpaida</i> aff. <i>caxias</i>	6	—	—	—	—	1	7
<i>Alpaida bicornuta</i> (Taczanowski, 1878)	2	3	18	18	27	13	81
<i>Alpaida carminea</i> (Taczanowski, 1878)	—	2	—	—	3	3	8
<i>Alpaida</i> sp.	1	1	—	—	—	—	2
<i>Araneus guttatus</i> (Keyserling, 1865)	2	9	5	6	1	6	29
<i>Araneus venatrix</i> (C. L. Koch, 1839)	4	—	3	—	1	—	8
<i>Araneus workmani</i> (Keyserling, 1884)	1	—	—	—	2	—	3
<i>Argiope argentata</i> (Fabricius, 1775)	1	2	—	1	—	1	5
<i>Carepalxis</i> sp.	—	—	—	—	—	1	1
<i>Chaetacis</i> sp.n.	58	24	44	90	55	27	298
<i>Cyclosa tapetifaciens</i> Hingston, 1932	4	1	6	1	2	14	28
<i>Eustala</i> gr. <i>fuscovittata</i>	1	—	1	—	—	—	2
<i>Eustala</i> sp.1	4	3	6	3	4	2	22

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Capões						Total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
<i>Eustala</i> sp.2	1	5	—	4	9	14	33
<i>Eustala</i> sp.3	23	5	9	5	4	17	63
<i>Eustala</i> sp.4	6	4	1	5	12	18	46
<i>Eustala</i> sp.5	—	1	2	1	4	—	8
<i>Eustala</i> sp.6	—	2	2	—	1	1	6
<i>Eustala</i> sp.7	—	—	—	—	2	—	2
<i>Eustala</i> sp.8	—	1	—	7	—	—	8
<i>Eustala</i> sp.9	—	—	—	—	—	4	4
<i>Gasteracantha cancriformis</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	—	—	1	1	2
<i>Hypognatha lagoas</i> Levi, 1996	1	12	8	3	1	—	25
<i>Kaira</i> sp.1	1	1	—	—	1	—	3
<i>Kaira</i> sp.2	2	1	2	—	2	—	7
<i>Madrepeira</i> sp.	—	1	—	1	—	1	3
<i>Mangora</i> sp.	54	30	34	1	11	3	133
<i>Manoega porracea</i> (C.L. Koch, 1839)	2	—	2	5	—	1	10
<i>Metazygia corumba</i> Levi, 1995	—	—	—	—	3	1	4
<i>Metazygia cunha</i> Levi, 1995	4	4	—	—	—	—	8
<i>Metazygia gregalis</i> (O.P.-Cambridge, 1889)	1	2	3	—	—	—	6
<i>Metazygia ipanga</i> Levi, 1995	3	5	3	—	1	1	13
<i>Metazygia ituari</i> Levi, 1995	—	—	—	—	2	—	2
<i>Metazygia lopez</i> Levi, 1995	—	1	—	3	3	1	8
<i>Metazygia voluptifica</i> (Keyserling, 1892)	—	—	1	5	—	5	11
<i>Metazygia yobena</i> Levi, 1995	4	—	2	8	4	6	24
<i>Metepeira compsa</i> (Chamberlin, 1916)	—	1	—	2	—	—	3
<i>Micrathena plana</i> (C.L. Koch, 1836)	—	1	—	—	1	—	2
<i>Micrathena triangularispinosa</i> (De Geer, 1778)	—	—	—	1	—	1	2
<i>Parawixia audax</i> (Blackwall, 1863)	2	2	1	2	2	—	9
<i>Parawixia kochi</i> (Taczanowski, 1873)	6	1	1	—	—	1	9
<i>Parawixia velutina</i> (Taczanowski, 1878)	—	—	2	—	—	2	4
<i>Wagneriana transitoria</i> (C.L. Koch, 1839)	—	—	1	—	—	—	1

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Capões						Total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
<i>Wagneriana yacuma</i> Levi, 1991	21	15	11	28	11	11	97
Araneidae sp.	—	—	—	—	—	1	1
Caponiidae							
<i>Nops</i> sp.	—	—	—	6	8	—	14
Corinnidae							
<i>Abapeba</i> sp.	—	—	1	—	1	—	2
<i>Castianeira</i> sp.1	5	2	5	11	10	—	33
<i>Castianeira</i> sp.2	6	9	3	2	8	1	29
<i>Castianeira</i> sp.3	—	2	4	7	7	—	20
<i>Castianeira</i> sp.4	—	—	1	2	2	—	5
<i>Castianeira</i> sp.5	—	—	1	—	2	—	3
<i>Corinna</i> gr. <i>kochi</i>	—	—	—	—	—	1	1
<i>Falconina gracilis</i> (Keyserling, 1891)	2	9	12	21	19	13	76
<i>Orthobulla</i> sp.	46	5	35	—	—	—	86
<i>Simonestus</i> sp.	—	—	—	—	1	1	2
<i>Trachelas</i> sp.	1	1	1	—	2	—	5
<i>Trachelopachys</i> sp.1	1	—	—	2	1	—	4
<i>Trachelopachys</i> sp.2	1	—	—	1	—	1	3
Ctenidae							
<i>Ancylometes concolor</i> (Perty, 1833)	12	2	8	2	3	2	29
<i>Ctenus taeniatus</i> Keyserling, 1891	31	23	23	21	19	30	147
<i>Nothroctenus</i> sp.	10	7	—	14	13	20	64
Dictynidae							
<i>Dictyna</i> sp.	—	—	1	—	1	1	3
<i>Thallumetus</i> sp.	32	2	1	—	3	3	41
Dictynidae sp.	—	—	2	10	24	5	41
Filistatidae							
<i>Misionella mendensis</i> (Mello-Leitão, 1920)	2	—	—	1	1	—	4

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Capões						Total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
Gnaphosidae							
<i>Apopyllus iheringi</i> (Mello-Leitão, 1943)	1	—	3	—	—	—	4
<i>Camillina cordoba</i> Platnick & Murphy, 1987	2	7	7	4	5	5	30
<i>Cesonia</i> sp.	—	2	6	5	3	3	19
<i>Eilica</i> aff. <i>trilineata</i>	2	—	—	—	—	—	2
<i>Zimiromus</i> aff. <i>sinop</i>	—	3	—	—	—	1	4
Gnaphosidae sp.1	—	—	—	—	—	13	13
Gnaphosidae sp.2	—	—	—	1	—	—	1
Hahniidae							
Hahniidae sp.	55	3	7	2	2	1	70
Hersiliidae							
<i>Tama pachyura</i> Mello-Leitão, 1935	—	—	—	1	—	2	3
<i>Tama crucifera</i> Vellard, 1924	3	—	—	—	2	7	12
Linyphiidae							
<i>Acanthocymbium</i> sp.	55	6	6	1	1	5	74
<i>Brattia</i> sp.	—	—	1	—	—	—	1
<i>Dubiaranea</i> sp.	1	—	1	—	—	2	4
<i>Erigone</i> sp.	1	2	—	—	1	1	5
Linyphiidae sp.1	26	8	28	20	15	28	125
Linyphiidae sp.2	1	3	1	14	6	18	43
Linyphiidae sp.3	8	6	4	16	28	13	75
Lycosidae							
<i>Hogna gumia</i> (Petrunkevitch, 1911)	24	3	3	3	11	—	44
<i>Lycosa</i> gr. <i>thorelli</i> sp.1	3	—	—	—	—	2	5
<i>Lycosa</i> gr. <i>thorelli</i> sp.2	1	—	—	—	—	—	1
<i>Lycosa</i> sp.	20	6	14	24	78	63	205
<i>Pardosa</i> sp.	—	—	—	—	—	1	1
Venoniinae sp.	2	—	—	—	—	—	2

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Capões						Total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
Mimetidae							
<i>Ero</i> sp.	19	8	4	13	6	8	58
<i>Gelanor</i> sp.	19	7	5	10	16	10	67
Miturgidae							
<i>Teminius insularis</i> (Lucas, 1857)	—	—	1	—	—	—	1
Mysmenidae							
<i>Maymena</i> sp.	3	3	2	—	5	1	14
Nesticidae							
Nesticidae sp.	—	—	1	—	1	—	2
Ochyrocerathidae							
<i>Speocera</i> sp.	1	—	3	—	1	—	5
Ochyrocerathidae sp.	—	—	—	—	1	—	1
Oonopidae							
<i>Neoxyphinus</i> sp.	3	—	18	—	15	3	39
<i>Orchestina</i> sp.1	4	7	17	2	1	2	33
<i>Orchestina</i> sp.2	1	3	6	1	—	10	21
Gamasomorphinae sp.	56	18	18	15	47	10	164
Oonopinae sp.	—	—	4	9	12	6	31
Oxyopidae							
<i>Hamataliwa</i> sp.1	—	—	—	2	1	4	7
<i>Hamataliwa</i> sp.2	—	—	—	—	1	—	1
<i>Oxyopes rubrosignatus</i> Keyserling, 1891	—	—	—	1	—	6	7
<i>Peucetia rubrolineata</i> Keyserling, 1877	—	—	—	1	—	—	1
Palpimanidae							
<i>Otiothops</i> sp.	1	—	—	—	1	2	4
Philodromidae							
<i>Cleocnemis</i> sp.	—	—	1	—	—	—	1
<i>Fageia</i> sp.	—	1	—	3	—	—	4
<i>Gephyrellula</i> sp.1	—	—	—	10	4	16	30

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Capões						Total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
<i>Gephyrellula</i> sp.2	—	—	—	1	—	2	3
<i>Paracleocnemis</i> sp.1	—	—	4	—	—	—	4
<i>Paracleocnemis</i> sp.2	—	—	1	—	—	—	1
Pholcidae							
<i>Ibotyporanga naideae</i> Mello-Leitão, 1944	—	—	—	15	29	5	49
<i>Mesabolivar</i> sp.1	2	2	1	65	44	35	149
<i>Mesabolivar</i> sp.2	7	23	7	1	3	4	45
<i>Metagonia</i> sp.	29	39	24	49	47	3	191
Pisauridae							
<i>Staberius spinipes</i> (F.O.P.-Cambridge, 1903)	4	2	2	1	—	1	10
Salticidae							
<i>Agelista</i> sp.	1	—	—	1	1	1	4
<i>Aillutticus</i> sp.	—	5	—	2	2	1	10
<i>Akela</i> sp.	16	2	5	4	5	2	34
<i>Arachnomura</i> sp.1	—	—	—	1	1	—	2
cf. <i>Arachnomura</i> sp.2	1	—	1	—	—	1	3
<i>Beata aenea</i> (Mello-Leitão, 1945)	5	3	2	10	8	13	41
<i>Breda apicalis</i> Simon, 1901	2	—	—	—	1	4	7
<i>Breda variolosa</i> Simon, 1901	—	—	—	1	—	—	1
<i>Chira lucina</i> Simon, 1902	5	2	5	15	18	23	68
<i>Chirotecia</i> aff. <i>uncata</i>	—	—	1	—	1	1	3
<i>Chirotecia</i> sp.1	—	—	—	—	—	1	1
<i>Chirotecia</i> sp.2	—	—	—	—	1	—	1
<i>Corythalia</i> sp.	2	2	8	—	3	14	29
<i>Cotinusa</i> sp.	9	9	2	4	11	8	43
<i>Cylistella</i> sp.	4	10	5	—	1	—	20
<i>Descanso sobrius</i> Galiano, 1986	—	—	1	—	—	—	1
<i>Freya</i> sp.	6	10	3	2	3	—	24
Freyinae sp.	4	1	1	—	5	27	38
<i>Frigga quintensis</i> (Tullgren, 1905)	—	1	—	2	5	4	12

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Capões						Total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
<i>Gastromicans albopilosa</i> (Simon, 1903)	1	2	—	12	13	17	45
<i>Gypogyna forceps</i> Simon, 1900	6	10	11	22	36	43	128
<i>Hisukattus</i> sp.	—	1	—	—	—	—	1
<i>Hyetussa cribrata</i> = <i>H. simoni</i> Galiano, 1976	2	4	1	2	—	3	12
<i>Hyetussa</i> sp.	3	3	1	2	3	4	16
cf. <i>Lurio</i> sp.	—	1	1	—	—	—	2
<i>Lyssomanes elegans</i> F.O.P.-Cambridge, 1900	—	2	—	9	7	13	31
<i>Lyssomanes yacui</i> Galiano, 1984	2	5	2	—	—	1	10
<i>Marma nigratarsis</i> (Simon, 1900)	—	—	—	—	5	28	33
<i>Marpissa</i> aff. <i>agricola</i>	—	—	—	2	3	—	5
<i>Neonella</i> sp.	—	1	1	—	—	—	2
<i>Parafluda banksi</i> Chickering, 1946	—	—	1	1	—	—	2
<i>Phiale crocea</i> C.L. Koch, 1846	4	—	—	4	1	—	9
<i>Psecas viridipurpureus</i> (Simon, 1901)	—	1	—	—	—	—	1
<i>Psecas</i> sp.1	—	—	3	—	—	—	3
<i>Psecas</i> sp.2	—	1	—	—	1	—	2
<i>Saitidops clathratus</i> Simon, 1901	—	—	1	—	—	—	1
<i>Saitidops</i> sp.	2	—	6	4	3	5	20
<i>Sarinda cayennensis</i> (Taczanowski, 1871)	—	1	—	—	—	—	1
<i>Sarinda nigra</i> Peckham & Peckham, 1892	2	1	4	1	2	10	20
<i>Scopocira histrio</i> Simon, 1900	6	8	3	6	1	6	30
<i>Semiopyla</i> sp.	—	—	7	—	—	—	7
cf. <i>Simprulla</i> sp.	—	—	—	—	—	1	1
<i>Sitticus</i> sp.	—	—	—	1	—	1	2
<i>Sumampattus quinqueradiatus</i> (Taczanowski, 1879)	4	2	4	4	6	1	21
<i>Synemosyna aurantiaca</i> (Mello-Leitão, 1917)	—	—	—	—	1	1	2
<i>Thiodina germaini</i> Simon, 1900	6	7	7	7	8	11	46
<i>Thiodina vaccula</i> Simon, 1900	—	3	—	—	—	1	4
<i>Uspachus</i> sp.1	1	1	—	—	—	—	2

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Capões						Total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
<i>Uspachus</i> sp.2	2	2	1	—	1	1	7
Dendryphantinae sp.1	—	6	—	1	—	—	7
Dendryphantinae sp.2	—	2	—	1	—	—	3
Dendryphantinae sp.3	1	12	6	2	2	—	23
Dendryphantinae sp.4	1	—	1	5	10	1	18
Dendryphantinae sp.5	—	—	—	—	1	1	2
Dendryphantinae sp.6	—	—	—	—	1	1	2
Euophryinae sp.	—	2	1	—	2	1	6
Salticidae sp.1	1	—	—	—	—	—	1
Salticidae sp.2	—	1	—	—	1	—	2
Salticidae sp.3	—	—	1	—	—	—	1
Scytodidae							
<i>Scytodes</i> sp.n.	—	—	—	1	17	123	141
Selenopidae							
<i>Selenops</i> aff. <i>cocheleti</i>	—	2	—	5	5	2	14
<i>Selenops maranhensis</i> Mello-Leitão, 1918	1	—	—	1	2	2	6
Senoculidae							
<i>Senoculus</i> sp.	—	—	—	1	—	5	6
Sparassidae							
<i>Olios antiguensis</i> (Keyserling, 1880)	—	1	—	—	2	1	4
<i>Olios</i> sp.	1	—	1	6	20	5	33
<i>Polybetes germaini</i> Simon, 1897	—	1	1	1	3	3	9
<i>Polybetes rapidus</i> (Keyserling, 1880)	—	7	4	—	3	2	16
Symphytognathidae							
<i>Anapistula aquytabuera</i> Rheims & Brescovit, 2003	—	1	—	—	1	—	2
Tetragnathidae							
<i>Glenognatha</i> sp.	—	1	—	—	—	—	1
<i>Leucauge</i> aff. <i>argyra</i>	1	1	1	15	1	7	26
<i>Leucauge</i> sp.1	16	2	16	9	7	16	66

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Capões						Total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
<i>Leucauge</i> sp.2	—	—	—	2	—	2	4
<i>Leucauge</i> sp.3	2	—	1	1	—	—	4
<i>Nephila clavipes</i> (Linnaeus, 1767)	—	—	—	—	1	1	2
Theraphosidae							
<i>Acanthoscura rondoniae</i> Mello-Leitão, 1923	—	—	—	—	1	—	1
Theridiidae							
<i>Achaearanea bellula</i> (Keyserling, 1891)	—	—	—	—	2	1	3
<i>Achaearanea trapezoidalis</i> (Taczanowski, 1873)	2	—	—	—	1	—	3
<i>Anelosimus studiosus</i> (Hentz, 1850)	1	4	—	1	—	—	6
<i>Argyrodes attenuatus</i> (O.P.-Cambridge, 1881)	19	4	9	31	26	27	116
<i>Argyrodes</i> sp.1	12	6	4	11	12	1	46
<i>Argyrodes</i> sp.2	4	1	—	—	—	—	5
<i>Chryso pulcherrima</i> (Mello-Leitão, 1917)	—	—	3	1	1	—	5
<i>Coleosoma</i> sp.	—	1	1	—	—	—	2
<i>Dipoena kuyuwini</i> Levi, 1963	20	6	2	—	5	1	34
<i>Dipoena woytkowski</i> Exline & Levi, 1962	13	21	11	3	7	5	60
<i>Dipoena</i> sp.1	2	1	1	1	—	—	5
<i>Dipoena</i> sp.2	1	1	—	1	—	4	7
<i>Episinus erythrophthalmus</i> (Simon, 1894)	17	39	36	13	18	7	130
<i>Euryopsis taczanowskii</i> (Keyserling, 1886)	7	1	1	3	1	2	15
<i>Euryopsis</i> sp.	6	90	11	1	3	—	111
<i>Guaraniella</i> sp.	3	4	7	138	202	18	372
<i>Theridion</i> aff. <i>milagro</i>	1	1	6	2	—	—	10
<i>Theridion positivum</i> Chamberlin, 1924	14	10	10	41	23	37	135
<i>Thymoites</i> sp.	—	—	1	—	4	—	5
<i>Tidarren fordun</i> = <i>T. sisyphoides</i> (Walckenaer, 1842)	—	—	1	1	2	—	4
Theridiidae sp.1	1	2	—	—	—	—	3
Theridiidae sp.2	—	—	—	1	—	—	1
Theridiidae sp.3	—	—	—	1	—	—	1
Theridiidae sp.4	—	—	—	—	1	—	1

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Capões						Total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
Theridiosomatidae							
<i>Ogulnius</i> sp.	—	—	1	—	2	1	4
Thomisidae							
<i>Aphantochilus rogersi</i> O.P.-Cambridge, 1870	1	—	1	1	2	1	6
<i>Bucranium taurifrons</i> O.P.-Cambridge, 1881	—	1	—	—	—	—	1
<i>Deltoclita</i> sp.1	1	1	—	—	—	—	2
<i>Deltoclita</i> sp.2	3	—	2	—	—	—	5
<i>Misumenops</i> sp.1	2	2	1	3	—	—	8
<i>Misumenops</i> sp.2	1	3	11	2	2	4	23
<i>Misumenops</i> sp.3	—	—	—	1	—	—	1
<i>Strophius</i> sp.	9	4	4	17	5	—	39
<i>Tmarus</i> sp.1	6	—	—	3	2	18	29
<i>Tmarus</i> sp.2	6	9	3	5	4	13	40
<i>Tmarus</i> sp.3	—	1	—	5	1	—	7
<i>Tmarus</i> sp.4	—	—	—	1	1	2	4
<i>Tmarus</i> sp.5	—	1	—	—	—	1	2
Titanoeidae							
<i>Goeldia</i> sp.	15	5	21	—	1	—	42
Trechaleidae							
<i>Heidrunea</i> sp.	2	—	—	—	—	—	2
<i>Neoctenus comosus</i> Simon, 1897	—	—	3	1	—	—	4
<i>Paradosenus corumba</i> Brescovit & Raizer, 2000	1	—	—	2	2	2	7
<i>Trechalea bolivensis</i> Carico, 1993	10	3	2	10	8	5	38
<i>Trechalea</i> sp.1	—	4	2	8	3	2	19
<i>Trechalea</i> sp.2	1	—	—	3	14	42	60
Uloboridae							
<i>Miagrammopes</i> sp.	1	—	—	—	—	—	1
<i>Philoponella republicana</i> (Simon, 1891)	2	2	—	—	4	—	8
<i>Uloborus</i> sp.1	69	12	12	28	31	31	183

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Capões						Total
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	
<i>Uloborus</i> sp.2	8	3	9	8	9	6	43
<i>Zodariidae</i>							
<i>Cybaeodamus</i> sp.	8	12	7	14	29	19	89
Número de indivíduos	1132	776	789	1142	1384	1236	6459
Número de espécies	139	137	139	138	161	149	252
Rarefação do número de espécies para 776 indivíduos	122,7	137	138,3	121,6	131,5	126,1	—
Tamanho (perímetro em metros)	535	425	535	499	705	710	—
Alagamento	não	não	não	alag.	alag.	alag.	—
Complexidade da vegetação (PCA1)	-0,748	0,992	-0,621	0,152	-0,863	0,990	—
Complexidade da vegetação (PCA2)	0,659	0,075	-0,554	-0,944	0,063	0,136	—

CAPÍTULO 2

Variações climáticas e a inundação dos campos explicam a organização da comunidade de aranhas em capões de mata no Pantanal sul-mato-grossense?

Resumo

O presente estudo foi realizado nas sub-regiões Miranda e Abobral do Pantanal sul-mato-grossense, com o objetivo de investigar os efeitos da temperatura, pluviosidade e inundação sobre a estrutura da comunidade de aranhas em capões de mata. Para representar a maior parte dos substratos ocupados pelas aranhas, cinco métodos de coleta foram adotados: coleta manual noturna, guarda-chuva entomológico, armadilha de queda, eclectores de solo e de tronco. Foram capturadas 6408 aranhas adultas de 252 morfoespécies e 40 famílias. A riqueza e a uniformidade na distribuição de abundâncias das espécies não foram afetadas pelas variáveis ambientais avaliadas. Contudo, a estrutura da comunidade de aranhas, baseada na composição de espécies, variou significativamente ao longo do ano, sendo afetada pela temperatura, pluviosidade e inundação. A inundação dos campos ao redor dos capões pareceu ser o efeito mais importante para a organização da comunidade de aranhas. Todas as variáveis ambientais determinaram um padrão de substituição de espécies ao longo do tempo e, aparentemente, o alagamento do campo teve forte influência sobre a composição de espécies afetando a distribuição espacial das aranhas nos diferentes estratos dos capões.

Introdução

Trabalhos sobre comunidades de aranhas sugerem que a diversidade de espécies tende a ser altamente relacionada com a heterogeneidade espacial determinada pela comunidade de plantas na qual elas ocorrem (Hatley & MacMahon 1980, Gunnarsson 1990, Uetz 1991, Baur *et al.* 1996, Balfour & Rypstra 1998, Raizer & Amaral 2001). Nesses casos, a heterogeneidade é baseada na estrutura física da comunidade de plantas que

servem de substrato para as aranhas, o que, em última análise, possivelmente influi nas relações competitivas entre as espécies destas comunidades (Raizer 1997).

Em um determinado nível trófico, a coexistência é usualmente justificada por fatores que atenuam a competição (Chesson & Huntly 1997) tais como, a complexidade ambiental e as diferentes estratégias das espécies na partilha de recursos (Caswell 1978). Em uma comunidade de aranhas espera-se que a coexistência ocorra como resultado das diferenças em tamanho e morfologia das espécies, da estratificação de habitat (horizontal ou vertical) e/ou da estratificação temporal (Uetz 1977). Além disso, adaptações dos organismos à sazonalidade parecem ter importante influência na estruturação das comunidades de aranhas em ambientes severos (Schaefer 1987).

No Pantanal, a sazonalidade, determinada pelas inundações periódicas, parece ter efeitos significativos sobre a estrutura da comunidade de aranhas, principalmente sobre a composição de espécies (Raizer 1997). Nessa região, os capões de mata são manchas naturais de vegetação circundadas por campos inundáveis e, portanto, atuam como “ilhas”, que abrigam espécies vegetais intolerantes à inundação, além de muitos componentes da fauna nos períodos de enchentes (Araujo 2001). Nestes períodos então, espera-se um aumento em abundância das espécies de aranhas e, conseqüentemente, uma variação significativa na estrutura das comunidades em capões de mata.

Com o intuito de avaliar se a comunidade de aranhas responde às variações climáticas e à inundação, durante um ano, analisaram-se os efeitos das variações médias mensais de temperatura, pluviosidade e nível do Rio Miranda sobre a riqueza, uniformidade na distribuição de abundâncias e composição de espécies em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O Pantanal é uma planície com uma área aproximada de 140000km², situado entre 14° e 22° de latitude Sul e 53° e 66° de longitude Oeste. A altitude média dessa planície é de 100m acima do nível do mar (Alfonsi & Camargo 1986) e sua declividade é muito pequena,

6cm/km de leste para oeste e apenas 2cm/km no sentido norte-sul, nas proximidades do rio Paraguai (Adámoli 1982). A pluviosidade média da região é relativamente baixa, com menos de 1500mm por ano (Tricart 1982, Alfonsi & Camargo 1986), e as chuvas estão concentradas no período de novembro a março. As cheias anuais são uma das suas principais características, determinando a sazonalidade típica da região. Contudo, essas cheias não são causadas pelo regime de chuvas da região, mas sim pelo extravasamento dos rios que cruzam a planície pantaneira. As nascentes desses rios estão situadas nas terras mais altas circunvizinhas e o regime de cheias é determinado pela pluviosidade nas cabeceiras dos mesmos, situadas fora da bacia pantaneira.

Em meio aos campos inundáveis existem elevações (1 a 3m acima do terreno circundante) que recebem o nome de capões. Os capões são formações de mata sobre solo arenoso que apresentam um formato aproximadamente circular e caracterizam-se como manchas naturais de vegetação, na sua maioria com apenas uma centena de metros de diâmetro (Boggiani & Coimbra 1996, Araujo 2001).

Coleta e análise de dados

Coleta de aranhas

Para a coleta das aranhas, seis capões de mata (fig. 1) do Pantanal das sub-regiões Miranda e Abobral (*sensu* Adámoli 1982) foram amostrados no período de julho de 1998 a junho de 1999. Em dezembro de 1998 e fevereiro de 1999 não foram feitas coletas, totalizando assim 10 meses amostrados. Foram adotados os seguintes procedimentos de coleta descritos e avaliados por Adis (1979, 1981), Maranhão (1977), Funke (1971) e Borrer & DeLong (1969).

Coleta manual noturna

As aranhas eram coletadas manualmente com pinças e potes em todos os substratos (por exemplo, solo, folhagem, sob troncos, pedras e cascas de árvores) durante a noite com auxílio de lanterna de cabeça. A altura máxima das coletas não ultrapassava 2,5m. Essas coletas foram feitas em quatro parcelas de 30mx10m em cada capão. As parcelas, posicionadas ao acaso em cada coleta, eram divididas longitudinalmente ao meio, com

auxílio de uma linha, para que duas pessoas fizessem as coletas em uma caminhada de ida e volta, respeitando-se o prazo máximo de uma hora de amostragem em cada parcela. Todo material coletado foi conservado em álcool 70%.

Guarda-chuva entomológico

Esse instrumento de coleta foi confeccionado com uma estrutura de madeira montada em cruz (1mx1m), coberta por um tecido branco de algodão. A cor era branca para facilitar a visualização das aranhas. Colocava-se essa armação sob os galhos das árvores ou sob arbustos, batendo-se nestes com um pedaço de madeira, a fim de que as aranhas caíssem sobre o pano. Posteriormente as aranhas eram recolhidas e transferidas para um frasco com álcool a 70%. Foram feitas 10 repetições por capão, sendo que cada repetição consistia de 20 arbustos ou galhos de árvores encontrados em uma caminhada em linha reta no sentido do centro a borda do capão.

Armadilha de queda (“pitfall trap”)

As coletas foram feitas com auxílio de recipientes de boca larga (16cm de diâmetro) com capacidade para um litro, enterrados no solo, contendo 1/3 do volume de líquido conservante (três partes de álcool a 70% para uma de formol a 10% e algumas gotas de detergente líquido). Os animais ao se deslocarem sobre o solo podiam cair dentro do pote pela abertura. Foram montadas 30 armadilhas por capão, por período de coleta. Essas armadilhas foram dispostas no interior dos capões em três linhas de 10, respeitando-se a distância de aproximadamente um metro entre elas. Os animais coletados eram recolhidos após cinco dias de exposição das armadilhas e conservados em álcool a 70%.

Eclector de solo

Essa armadilha foi modificada a partir do desenho original de fotoelectores de solo de Funke (1971). No presente trabalho ela foi confeccionada com a forma cônica e com uma abertura localizada na região da ponta do funil, considerada a parte superior da armadilha. Nesta região instalou-se um recipiente com líquido conservante (três partes de álcool a 70% para uma de formol a 10% e algumas gotas de detergente líquido) para manter os animais coletados. A abertura maior do funil (75cm de diâmetro) ficava em contato com

o solo e isolava a fauna do lado exterior, mas coletava toda a fauna que estava no interior do funil. Foram instalados quatro eclectores por capão, ficando estes expostos por um mês e a cada mês foram reinstalados em novos locais (ao acaso) dentro do capão.

Eclector de tronco

Essa armadilha também foi modificada a partir do desenho original de fotoeclectores de tronco de Funke (1971). Obedecia ao padrão de funil descrito para a armadilha anterior, porém envolvia o tronco de uma árvore. Tinha sua abertura maior dirigida para baixo, para capturar animais que migravam subindo o tronco. Cada eclector foi fixado em uma árvore ao acaso a uma altura de aproximadamente 2,5m. O local dos eclectores não mudou durante os períodos de coletas e o material coletado era retirado ao final de cada mês.

Coleta de dados abióticos e análise estatística

As variáveis ambientais registradas para a área de estudo foram temperatura e pluviosidade médias mensais e nível médio mensal do Rio Miranda. Os dados de temperatura e pluviosidade foram obtidos de uma estação meteorológica instalada na Base de Estudos do Pantanal da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (BEP-UFMS). O nível do Rio Miranda era registrado diariamente também na BEP-UFMS. Além dessas variáveis, também era registrado se o campo circunvizinho aos capões estava ou não alagado.

A estrutura da comunidade de aranhas foi caracterizada pela uniformidade na distribuição de abundâncias, pela riqueza e pela composição de espécies. A uniformidade na distribuição de abundâncias das espécies foi estimada pela probabilidade de um encontro interespecífico (PEI) de Hurlbert (Hurlbert 1971). A riqueza de espécies e a PEI de Hurlbert para cada mês foram estimadas por rarefação, com 1000 iterações para um desenho de aleatorização de amostras independentes utilizando-se o programa EcoSim 7 (Gotelli & Entsminger 2001). Para investigar os efeitos da temperatura, da pluviosidade e do nível do rio sobre a riqueza de espécies e a PEI de Hurlbert foram usadas análises de regressão múltipla.

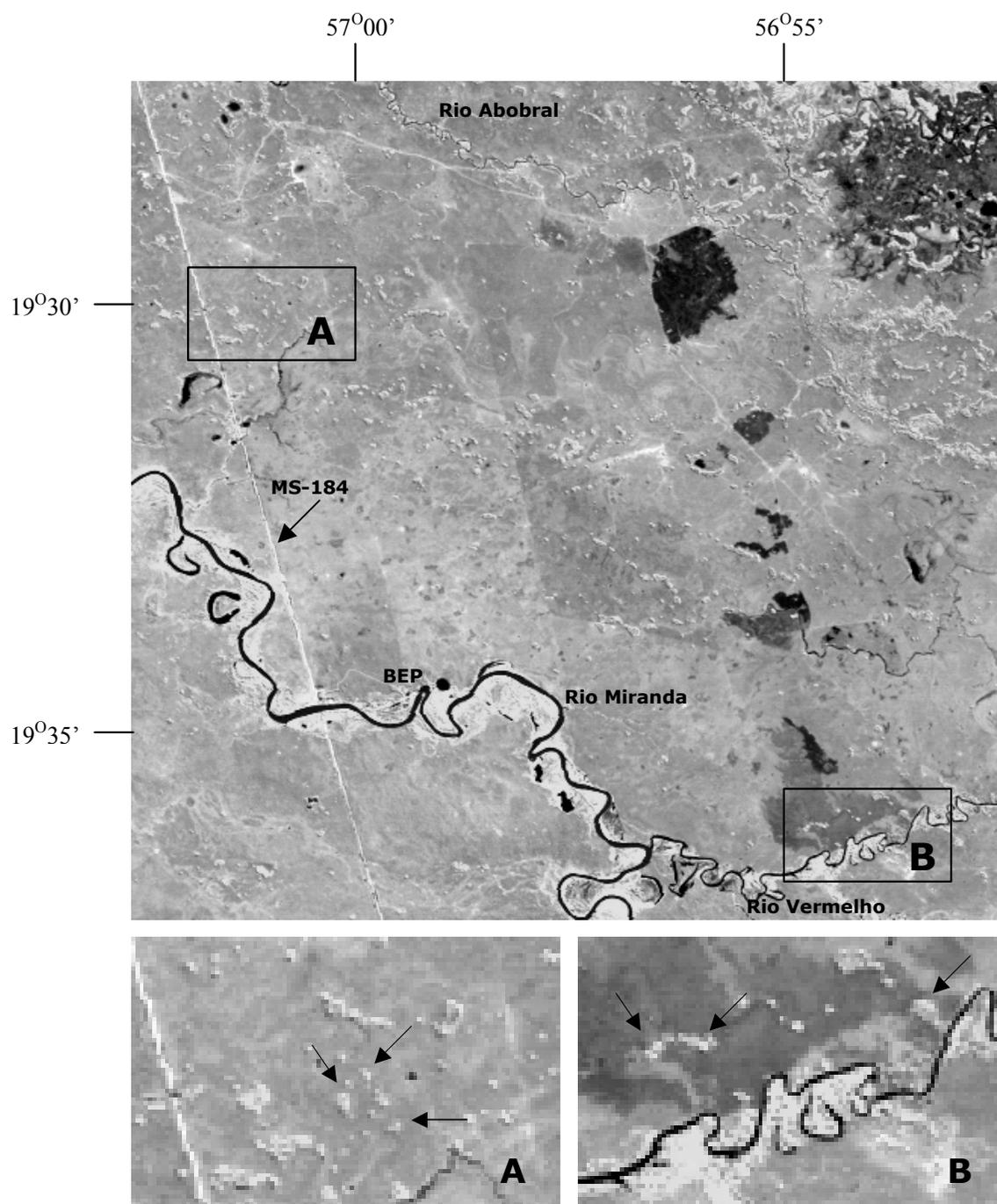


Figura 1: Imagem de satélite Landsat 5 da área de estudo no Pantanal sul-matogrossense. Observa-se na imagem maior os principais rios da área, o traçado da rodovia estadual MS-184 (seta) e a localização da Base de Estudos do Pantanal da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (BEP). Os setores A e B (retângulos na imagem maior) aparecem nas imagens menores, indicando as localizações dos capões amostrados (setas).

A variação em composição de espécies de aranhas foi obtida pela ordenação dos meses de coletas. Essas ordenações foram feitas a partir de matrizes de abundâncias relativas das espécies de aranhas, com o intuito de retirar o efeito do número total de indivíduos por mês (Ferreira 1997). O índice de dissimilaridade Bray-Curtis (Bray & Curtis 1957) foi usado para obter as matrizes de associação e o método de ordenação de escalamento multidimensional híbrido (HMDS, Faith *et al.* 1987) foi aplicado. Para decidir quantas dimensões as ordenações teriam, usou-se, além do valor de stress, o valor de ajuste (“ r^2 ”) obtido de uma análise de regressão linear entre os valores das distâncias originais da matriz de associação e aqueles derivados da ordenação para uma, duas ou três dimensões (*e.g.*, Azevedo-Ramos *et al.* 1999). A partir da comparação dos valores de stress e r^2 optou-se pelas ordenações em duas dimensões.

Considerou-se que as técnicas de ordenação forneceram gradientes representativos da estrutura da comunidade de aranhas, revelando as variações em composição de espécies ao longo dos meses de estudo. Para explicar tais variações, considerou-se que os métodos de coleta forneceram dados que representavam subconjuntos da comunidade de aranhas. Tais subconjuntos possuíam diferentes graus de sobreposição em composição de espécies. Coleta manual noturna amostrava espécies de aranhas ativas a noite em todos os estratos amostrados nos capões (solo, serapilheira e vegetação até cerca de 2,5m de altura). Eclector de solo coletava principalmente aranhas do solo de uma área restrita (um círculo de 75cm de diâmetro, veja descrição do método). Armadilha de queda era responsável por representar as aranhas errantes de chão (serapilheira – vegetação herbácea). Guarda-chuva entomológico registrava principalmente espécies do estrato arbustivo (0,5m a 2,0m de altura do chão). Eclector de tronco capturava aranhas que subiam em troncos de árvores (até cerca de 2,5m de altura).

Análises de redundância foram feitas para avaliar o efeito da temperatura, da pluviosidade e do nível do rio sobre a comunidade de aranhas amostradas através dos cinco métodos de coleta em conjunto. A estatística Pillai Trace foi usada para verificar a significância desses efeitos a partir do modelo:

$$\text{HMDS1, HMDS2} = A + B_1(\text{TEMPERATURA}) + B_2(\text{PLUVIOSIDADE}) + B_3(\text{INUNDAÇÃO})$$

onde,

- HMDS1 e 2 são os eixos que definem o plano bidimensional da ordenação dos meses para a comunidade de aranhas;
- A, B₁, B₂ e B₃ são constantes;
- TEMPERATURA é a variável definida pela temperatura média mensal (°C);
- PLUVIOSIDADE corresponde à precipitação pluviométrica média mensal (mm);
- INUNDAÇÃO é variável representada pela variação média mensal do nível do Rio Miranda (m).

Resultados

Foram capturadas 6408 aranhas adultas de 252 morfoespécies e 40 famílias (Apêndice). As variações mensais da riqueza de espécies e da probabilidade de um encontro interespecífico (PEI) de Hurlbert (fig. 2) não foram significativamente afetadas por nenhuma das variáveis ambientais consideradas (análises de regressão múltipla, Tabela 1).

A ordenação (escalonamento multidimensional híbrido, HMDS) dos meses (fig. 3), que representa a estrutura da comunidade de aranhas baseada em sua composição de espécies, foi significativamente explicada pelas três variáveis ambientais (Tabela 2). O nível do Rio Miranda foi a variável com efeito mais evidente sobre essa ordenação. As seis amostras da parte superior da ordenação (acima da linha tracejada na fig. 3) corresponderam aos meses em que o nível do rio estava acima dos 2,5m e que, conseqüentemente, o campo circunvizinho aos capões estava alagado (outubro/98, janeiro/99, março/99, abril/99, maio/99 e junho/99).

Para investigar o efeito do nível do rio sobre a abundância das espécies de aranhas dominantes em número de indivíduos, comparou-se o conjunto das 10 espécies mais abundantes nos períodos em que o campo ao redor dos capões estava ou não alagado (Tabela 3). Somente duas espécies estavam entre as 10 mais abundantes nos dois períodos (*Metagonia* sp. – Pholcidae e *Guaraniella* sp. – Theridiidae), sendo as 16 espécies

restantes, dominantes em um período ou em outro. Por exemplo, *Lycosa* sp. (Lycosidae) estava entre as 10 espécies mais abundantes somente no período em que o campo estava seco e *Chaetacis* sp.n. (Araneidae), somente quando o campo estava alagado.

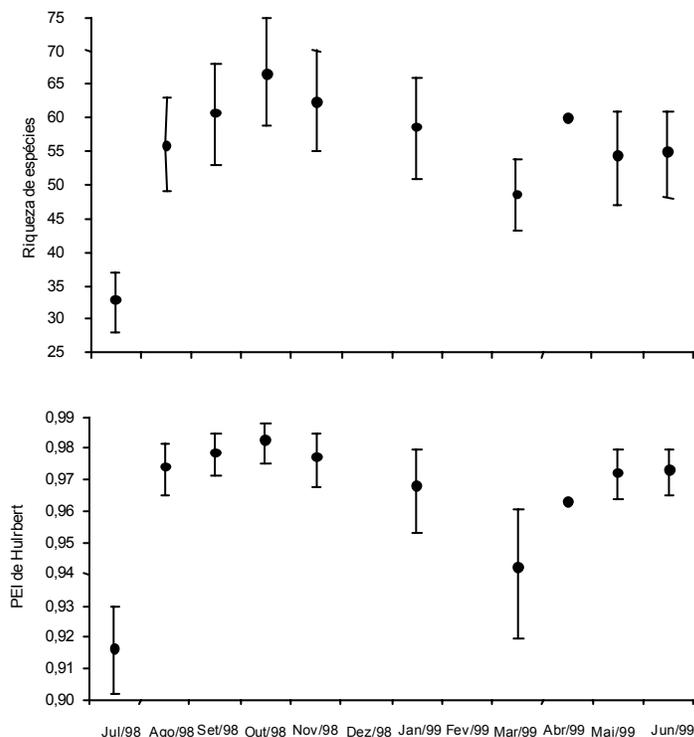


Figura 2: Variação mensal da riqueza de espécies de aranhas e da probabilidade de um encontro interespecífico (PEI) de Hurlbert, estimadas por rarefação para 128 indivíduos (menor número de aranhas capturadas em Abr/99). As barras indicam o intervalo de confiança de 95% das médias das estimativas de riqueza de espécies e da PEI de Hurlbert. Nos meses de dezembro/98 e fevereiro/99 não foram realizadas coletas.

Tabela 1: Resultados das análises de regressão múltipla (n=10 meses) entre as variáveis ambientais (temperatura, pluviosidade e nível do rio) e a riqueza de espécies de aranhas (constante=36,025, $r^2=0,143$ e $p=0,801$) e a probabilidade de um encontro interespecífico (PEI) de Hurlbert (constante=0,985, $r^2=0,067$ e $p=0,930$).

Fonte de Variação	Riqueza de Espécies			PEI de Hurlbert		
	Coefficiente	t	p	Coefficiente	t	p
Temperatura	0,630	0,366	0,727	-0,001	-0,230	0,824
Pluviosidade	11,357	0,547	0,604	0,030	0,620	0,554
Nível do rio	-0,361	-0,076	0,942	-0,002	-0,200	0,848

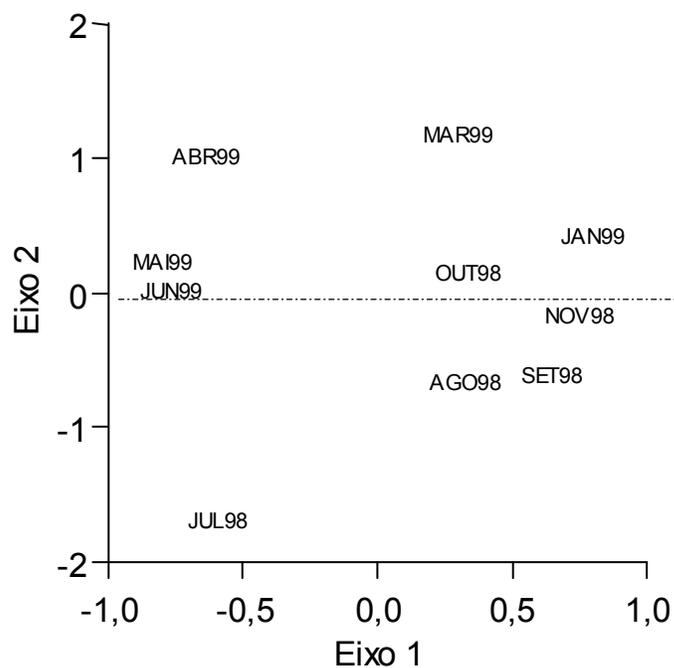


Figura 3: Ordenação (escalonamento multidimensional híbrido, HMDS) em duas dimensões ($\text{stress}=0,17$ e $r^2=0,85$) dos 10 meses de coletas de aranhas em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-matogrossense. Os meses acima da linha tracejada corresponderam aos períodos em que o campo circunvizinho aos capões de mata estava alagado e o nível do Rio Miranda estava, em média, acima de 2,5m.

Tabela 2: Resultados da análise de redundância entre as variáveis ambientais (temperatura, pluviosidade e nível do rio) e a estrutura da comunidade de aranhas representada pela ordenação (HMDS) em duas dimensões dos 10 meses de coletas em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense.

Fonte de variação	Pillai Trace	F	gl	p
Temperatura	0,742	7,173	2 e 5	0,034
Pluviosidade	0,704	5,947	2 e 5	0,048
Nível do rio	0,752	7,577	2 e 5	0,031

Ao longo dos gradientes médios mensais de temperatura e pluviosidade observa-se um padrão de substituição de espécies entre as 10 mais abundantes (figs. 4 e 5). No início do gradiente de temperatura (até 25°C), as morfoespécies 1 do gênero *Lycosa* (Lsp1; Lycosidae) e da subfamília Gamasomorphinae (Gsp1; Oonopidae) foram, em média, mais abundantes do que no restante do gradiente. No final desse gradiente, uma espécie nova de *Scytodes* (SspN; Scytodidae) e outra de *Chaetacis* (CspN; Araneidae) foram mais freqüentes. Ao longo do gradiente de pluviosidade (fig. 5), a variação em abundância de *Uloborus* sp.1 (Usp1; Uloboridae) e *Theridion positivum* (Tp; Theridiidae) mostrou que estas espécies foram mais freqüentes em meses mais secos (< 0,17mm). *Scytodes* sp.n. (SspN; Scytodidae) e *Guaraniella* sp. (Gsp; Theridiidae) foram mais abundantes em meses mais chuvosos.

Considerando-se os quatro métodos de coleta que caracterizam diferentes estratos espaciais nos capões de mata (eclector de solo - solo, armadilhas de queda - serapilheira, guarda-chuva entomológico - arbustos e eclector de tronco - troncos de árvores), obtiveram-se as ordenações dos meses nos períodos de campo seco e de campo alagado (fig. 6). No período de campo seco, a ordenação bidimensional dos meses de coleta (stress=0,13 e $r^2=0,74$) mostra a formação de grupos de amostras relacionados aos métodos de coleta, enquanto no período de campo alagado, a ordenação em duas dimensões (stress=0,11 e $r^2=0,70$) mostra que estes grupos se sobrepõem parcialmente. Isso sugere que, no período de campo seco, existiam grupos de espécies mais bem definidos entre os diferentes métodos de coleta, do que no período de campo alagado.

Tabela 3: Número de indivíduos adultos das 10 espécies de aranhas mais abundantes (valores em negrito) coletadas nos períodos em que o campo circunvizinho aos capões estava seco ou alagado. Estas espécies representam 35,8% e 34,6% dos indivíduos adultos registrados respectivamente nos períodos de campo seco e campo alagado.

Família	Período	
	Campo seco	Campo alagado
Araneidae		
<i>Chaetacis</i> sp.n.	37	261
<i>Mangora</i> sp.	38	95
Ctenidae		
<i>Ctenus taeniatus</i>	66	80
Hahniidae		
Hahniidae sp.	94	7
Linyphiidae		
Linyphiidae sp.1	88	28
Liocranidae		
<i>Orthobulla</i> sp.	77	8
Lycosidae		
<i>Lycosa</i> sp.	156	39
Oonopidae		
Gamasmorphinae sp.	113	41
Pholcidae		
<i>Mesabolivar</i> sp.1	82	66
<i>Metagonia</i> sp.	70	121
Salticidae		
<i>Gypogyna fórceps</i>	53	74
Scytodidae		
<i>Scytodes</i> sp.n.	72	69
Theridiidae		
<i>Argyroides attenuatus</i>	43	73
<i>Episinus erythropthalmus</i>	31	98
<i>Euryopsis</i> sp.	98	7
<i>Guaraniella</i> sp.	195	173
<i>Theridion positivum</i>	37	97
Uloboridae		
<i>Uloborus</i> sp.1	47	136

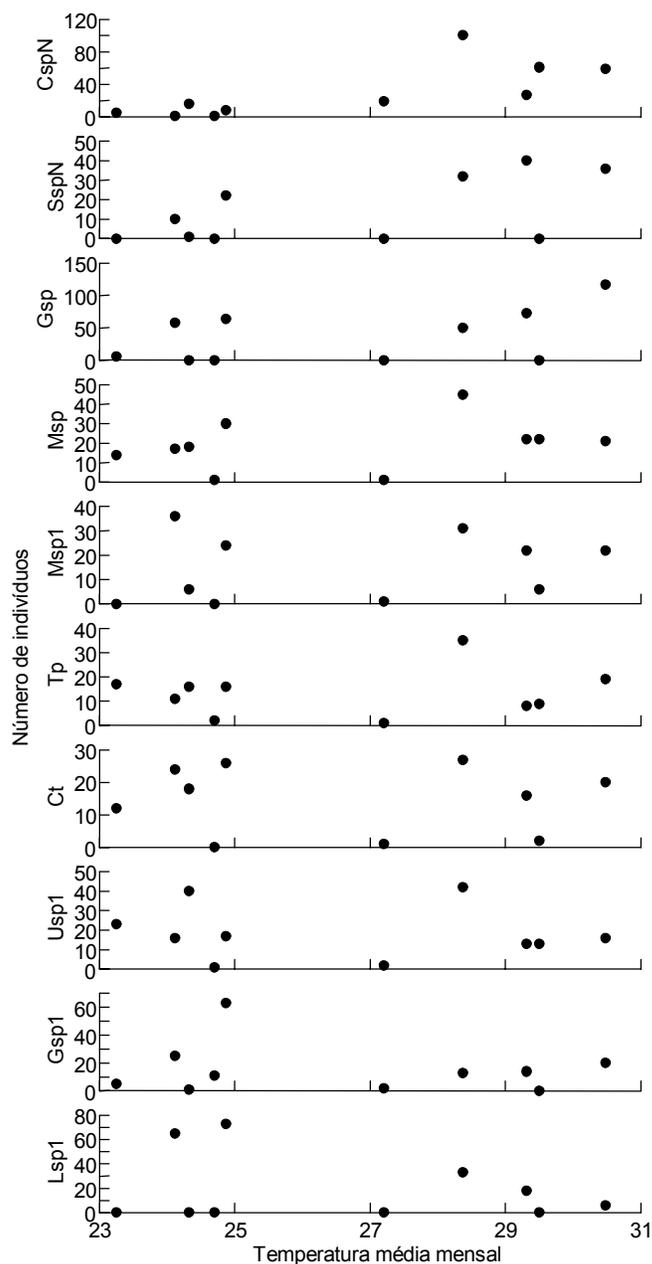


Figura 4: Variação em número de aranhas das 10 espécies mais abundantes coletadas em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral, Pantanal sul-mato-grossense, ao longo do gradiente de temperatura média mensal (°C). CspN – *Chaetacis* sp.n. (Araneidae); Ct – *Ctenus taeniatus* (Ctenidae); Gsp – *Guaraniella* sp. (Theridiidae); Gsp.1 – Gamasomorphinae sp. (Oonopidae); Lsp.1 – *Lycosa* sp. (Lycosidae); Msp – *Metagonia* sp. (Pholcidae); Msp.1 – *Mesabolivar* sp.1 (Pholcidae); SspN – *Scytodes* sp.n. (Scytodidae); Tp – *Theridion positivum* (Theridiidae); Usp.1 – *Uloborus* sp.1 (Uloboridae).

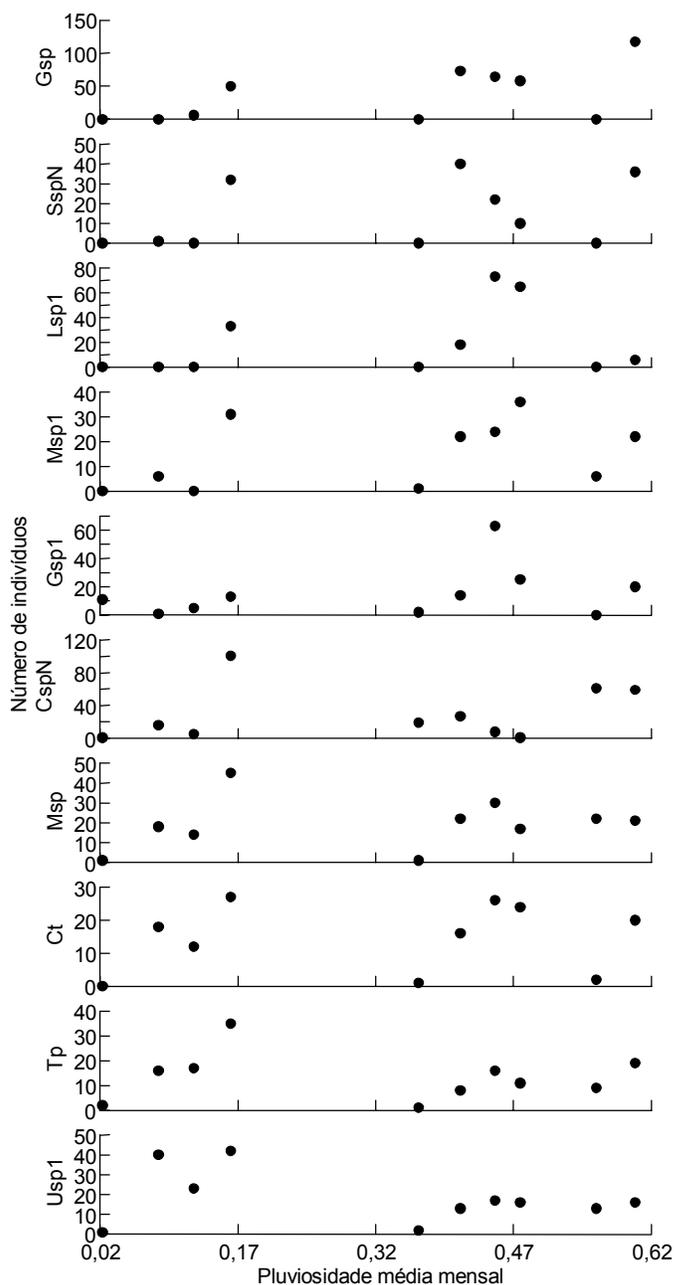


Figura 5: Variação em número de aranhas das 10 espécies mais abundantes coletadas em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral, Pantanal sul-mato-grossense, ao longo do gradiente de pluviosidade média mensal (mm). CspN – *Chaetacis* sp.n. (Araneidae); Ct – *Ctenus taeniatus* (Ctenidae); Gsp – *Guaraniella* sp. (Theridiidae); Gsp.1 – Gamasomorphinae sp. (Oonopidae); Lsp.1 – *Lycosa* sp. (Lycosidae); Msp – *Metagonia* sp. (Pholcidae); Msp.1 – *Mesabolivar* sp.1 (Pholcidae); SspN – *Scytodes* sp.n. (Scytodidae); Tp – *Theridion positivum* (Theridiidae); Usp.1 – *Uloborus* sp.1 (Uloboridae).

Possivelmente, a sobreposição dos grupos de amostras, deveu-se a redução da área do habitat (causada pelo alagamento) para as aranhas. Com o alagamento, algumas aranhas do campo invadiriam os capões, provocando um rearranjo espacial na distribuição das espécies entre os diferentes estratos dos capões de mata (fig. 7). Associado a isto, a saturação hídrica do solo dos capões provocaria o deslocamento vertical de aranhas do solo para estratos superiores (principalmente serapilheira) como, por exemplo, ocorreu com *Castianeira* sp.1, que no período de campo seco, foi exclusiva de amostras de solo (electores de solo), enquanto no período de campo alagado, esta espécie foi comum ao solo (electores de solo) e serapilheira (armadilhas de queda).

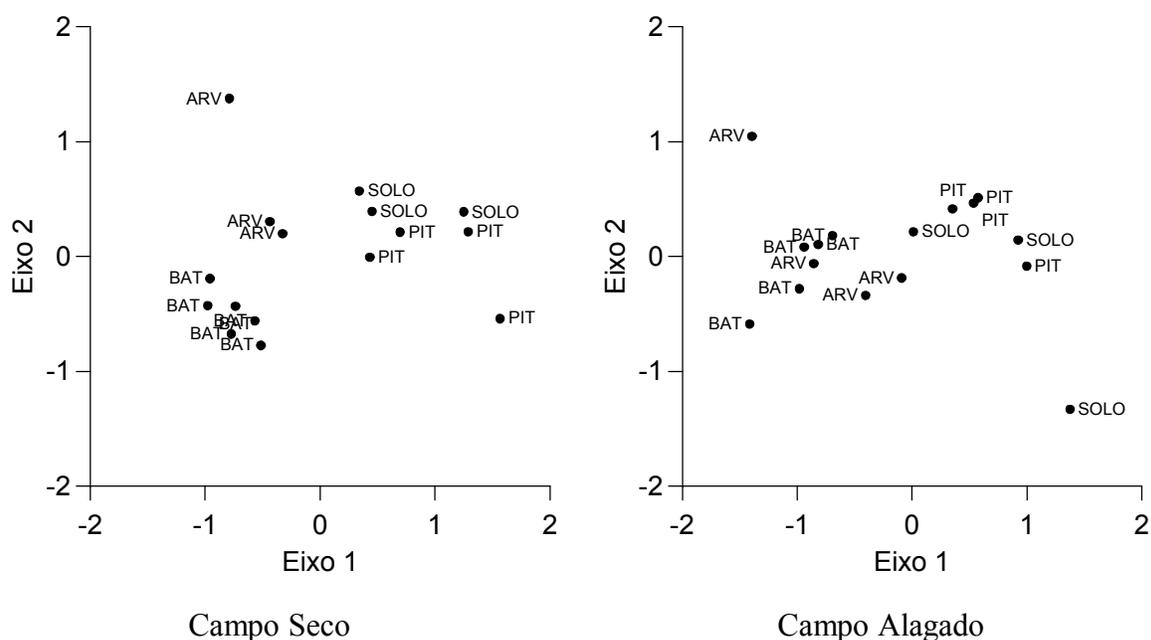


Figura 6: Ordenação (HMDS) em duas dimensões das amostras de aranhas considerando os métodos de coleta que caracterizam diferentes estratos espaciais dos capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense. SOLO – elector de solo; PIT – armadilhas de queda; BAT – guarda-chuva entomológico; ARV – elector de tronco.

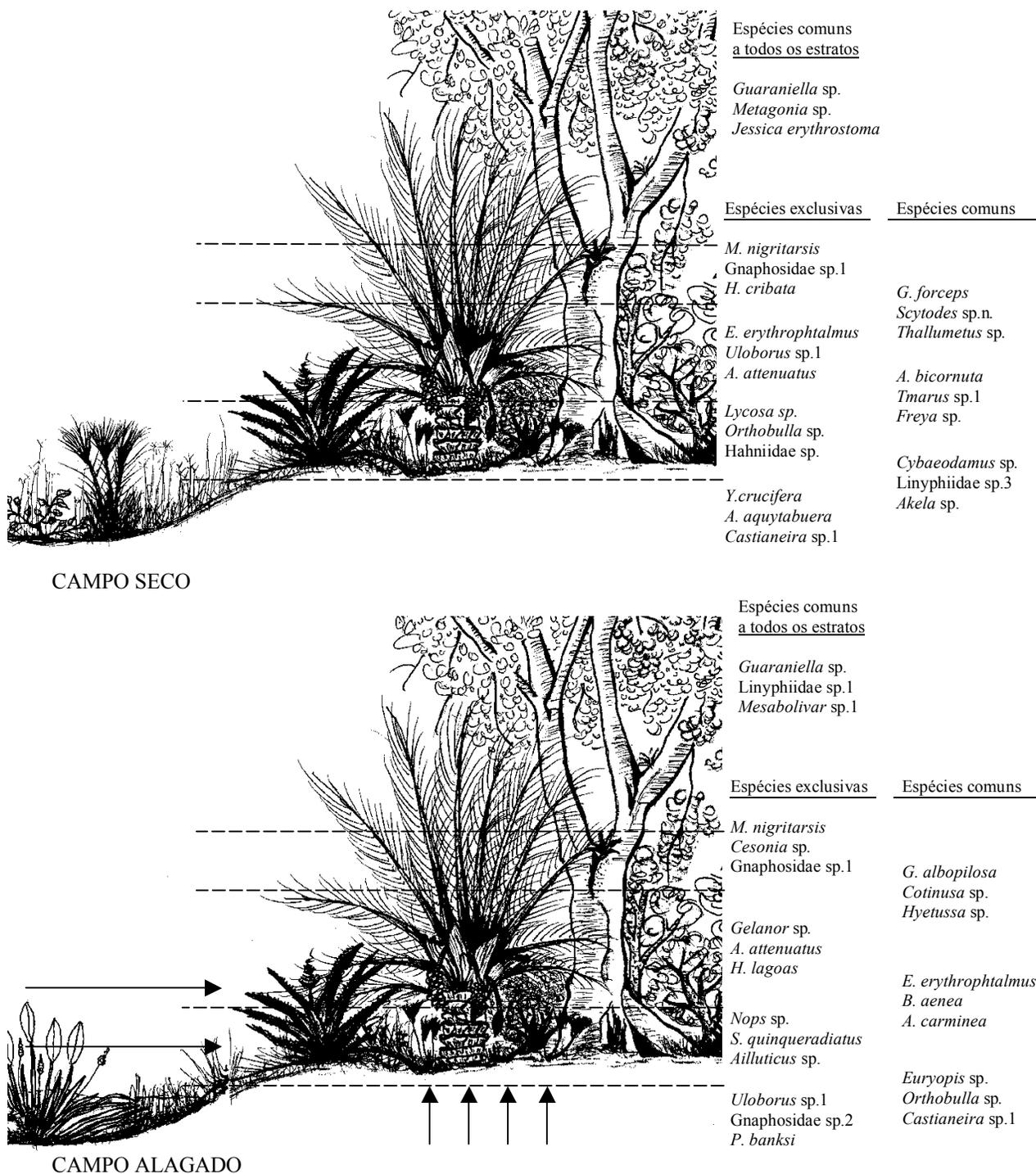


Figura 7: Esquema do perfil de parte de um capão de mata e do campo circunvizinho seco (acima) e alagado (abaixo). São indicadas as três espécies mais abundantes exclusivas e comuns para os diferentes estratos espaciais (linhas tracejadas). As setas indicam o sentido do provável deslocamento de algumas aranhas provocado pelo alagamento (veja texto para mais detalhes).

Discussão

De um modo geral, aranhas são extremamente sensíveis a mudanças no habitat, incluindo variações climáticas (Foelix 1982, Wise 1993, Downie *et al.* 1999, New 1999, Whitmore *et al.* 2002). Considerando-se isso, a temperatura e a pluviosidade deveriam ter um importante papel na organização da comunidade de aranhas. Essas variáveis contribuíram significativamente para as alterações na composição de espécies de aranhas e determinaram um padrão de substituição de espécies ao longo do ano. Esta afirmação é reforçada, quando se considera que medidas de associação baseadas em abundância (tais como, o índice de Bray-Curtis usado para gerar as ordenações das amostras deste estudo) são fortemente afetadas por padrões de substituição de espécies, especialmente se estes padrões ocorrem, como neste estudo, entre as espécies mais abundantes (Relys *et al.* 2002). Tais padrões podem refletir a fenologia das espécies de aranhas. Enquanto algumas espécies tolerantes a períodos mais secos ou mais frios, por exemplo, seriam favorecidas pela redução no tamanho de populações menos tolerantes nestes períodos, o inverso ocorreria em períodos mais chuvosos ou mais quentes (*e.g.*, Foelix 1982, Nentwig 1993, Wise 1993).

O nível do Rio Miranda pareceu ser o efeito mais importante para a organização da comunidade de aranhas. De forma semelhante a temperatura e pluviosidade, o nível do rio também afetou significativamente a composição de espécies de aranhas. Obviamente, o nível do rio não se caracteriza como um efeito direto sobre a comunidade, mas provoca as enchentes que promovem importantes mudanças na estrutura do habitat (Nat *et al.* 2002). Tais mudanças, possivelmente alteraram a estrutura da comunidade de aranhas, que apresentou um conjunto de espécies dominantes nos períodos de enchente e outro nos períodos de seca.

Além dos efeitos do nível do rio sobre a composição de espécies de aranhas ao longo do ano, a distribuição espacial das aranhas no interior dos capões também pareceu ser fortemente afetada pela inundação. Pequenas variações no nível da água em planícies de inundação podem significar grandes mudanças no habitat, com fortes conseqüências para a fauna e flora (Nat *et al.* 2003). Para as comunidades de aranhas, tais conseqüências devem ser reflexo, principalmente, das alterações na estrutura física e na disponibilidade de área

do habitat (*e.g.*, Hatley & MacMahon 1980, Gunnarsson 1990, Raizer & Amaral 2001) nos locais alagados. Com o nível do Rio Miranda acima dos 2,5m e o conseqüente alagamento do campo ao redor dos capões, algumas aranhas típicas de campo invadiriam o interior destas formações de mata. Paralelamente, o solo dos capões deveria estar próximo a saturação hídrica, o que provocaria o deslocamento de aranhas do solo para estratos superiores. Além disto, nos períodos de inundação os capões estavam às margens dos alagamentos. As margens de corpos d'água são áreas geralmente ricas em presas, nas quais as aranhas concentram-se em altas densidades (Greenstone 1978, Polis & Hurd 1995, Henschel *et al.* 1996) dentro dos limites impostos pela competição, territorialidade e canibalismo (Kronk & Riechert 1979, Gillespie 1981, Janetos 1982, Morse & Fritz 1982, Wise 1993).

Com o possível incremento na densidade de aranhas no interior dos capões, provocado pelo alagamento, ocorreram mudanças não só na composição de espécies, mas também na distribuição espacial das espécies de aranhas. Possivelmente, estas alterações foram o resultado do conjunto de estratégias das aranhas para minimizar os efeitos de fatores tais como a competição interespecífica (Caswell 1978, Holt 1984, Holt & Lawton 1993, Chesson & Hunthly 1997). Entretanto, além da biologia da maioria das espécies de aranhas da área de estudo ser praticamente desconhecida, faltam dados sobre a composição de espécies de aranhas nos campos, que forneceriam evidências adicionais sobre as alterações na distribuição espacial destas espécies. Conseqüentemente, estudos posteriores que venham a avaliar a diversidade de aranhas em formações de mata com relação às inundações periódicas do Pantanal deveriam amostrar também os campos circunvizinhos a tais formações.

Concluindo, somente a composição de espécies da comunidade de aranhas, em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral, respondeu significativamente às variações médias mensais de temperatura, pluviosidade e nível do Rio Miranda. A substituição de espécies ao longo do tempo foi o padrão dominante na estrutura da comunidade de aranhas de capões da área de estudo como resposta à temperatura, à pluviosidade e à inundação. Além disso, as alterações na distribuição espacial das espécies também pareceram importantes para a comunidade, como maneira de minimizar as

conseqüências de um possível incremento na densidade de aranhas provocado pelo alagamento dos campos.

Agradecimentos

A André Victor Lucci Freitas, Andréa Lúcia Teixeira de Souza, Flávio Antonio Maes dos Santos, Glauco Machado, José Roberto Trigo, Maria Eugênia Carvalho do Amaral e Ricardo Pinto da Rocha, pelas críticas e sugestões. Ao Otávio Froehlich pelo auxílio na elaboração da figura 1 e a Elisabete Marques de Jesus Costa pelo desenho da figura 7. Ao CNPq, pelo apoio financeiro (processo 521746/97-3). À CAPES, pela bolsa de doutorado de J. Raizer. À Coordenadoria de Pesquisa (PROPP, UFMS) pelas facilidades na utilização da Base de Estudos do Pantanal. Este trabalho é parte da tese de doutorado em ecologia de J. Raizer (Unicamp).

Referências Bibliográficas

- ADÁMOLI, J. 1982. O Pantanal e suas relações fitogeográficas com os Cerrados. *Anais do Congresso Nacional de Botânica, XXXII*:109-119.
- ADIS, J. 1979. Problems of interpreting arthropod sampling with pitfall traps. *Zoologischer Anzeiger Jena* 202:177-184.
- ADIS, J. 1981. Comparative ecological studies of the terrestrial arthropod fauna in Central Amazonian Inundation-Forests. *Amazoniana* 7:87-173.
- ALFONSI, R.R. & CAMARGO, M.B.P. 1986. Condições climáticas para a região do Pantanal Mato-grossense. *Anais do Simpósio Sobre Recursos Naturais e Sócio Econômicos do Pantanal, I*:29-42.
- ARAUJO, A.C. 2001. Flora, fenologia de floração e polinização em capões do Pantanal sul mato grossense. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas - Unicamp, 90p.

- AZEVEDO-RAMOS, C., MAGNUSSON, W.E. & BAYLISS, P. 1999. Predation as the key factor structuring tadpole assemblages in a savanna area in central Amazonia. *Copeia* 1999:22-33.
- BALFOUR, R.A. & RYPSTRA, A.L. 1998. The influence of habitat structure on spider density in a no-till soybean agroecosystem. *Journal of Arachnology* 26:221-226.
- BAUR, B., JOSHI, J., SCHMID, B., HÄNGGI, A., BORCARD, D., STARÝ, J., PEDROLI-CHRISTEN, A., THOMMEN, G.H., LUKA, H., RUSTERHOLZ, H., OGGIER, P., LEDERGERBER, S. & ERHARDT, A. 1996. Variation in species richness of plants and diverse groups of invertebrates in three calcareous grasslands of the Swiss Jura mountains. *Revue Suisse de Zoologie* 103:801-833.
- BOGGIANI, P.C. & COIMBRA, A.M. 1996. A planície e os pantanais. In: *Tuiuiu - Sob os céus do Pantanal - Biologia e conservação do Tuiuiu (Jabiru mycteria)*. (Antas, P.T.Z. & Nascimento, I.L.S. eds.) Empresa das Artes, São Paulo. pp 18-23.
- BORROR, D.J. & DELONG, D.M. 1969. *Introdução ao estudo dos insetos*. USAID, Rio de Janeiro.
- BRAY, J.R. & CURTIS, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.
- CASWELL, H. 1978. Predator-mediated coexistence: a nonequilibrium model. *American Naturalist* 112:127-154.
- CHESSON, P. & HUNTHLY, N. 1997. The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *American Naturalist* 150:519-553.
- DOWNIE, I.S., WILSON, W.L., ALBERNETHY, V.J., MCCRACKEN, D.I., FOSTER, G.N., RIBERA, I., MURPHY, K.J. & WATERHOUSE, A. 1999. The impact of different agricultural land-use on epigeal spider diversity in Scotland. *Journal of Insect Conservation* 3:273-286.
- FAITH, D.P., MINCHIN, P.R. & BELBIN, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69:57-68.

- FERREIRA, A.M. 1997. Transformações de dados em medidas de semelhança e suas interpretações ecológicas. *Revista Brasileira de Ecologia* 1:111-114.
- FOELIX, R.F. 1982. *Biology of spiders*. Harvard University Press, Cambridge.
- FUNKE, W. 1971. Food and energy turnover of leaf-eating insects and their influence on primary production. *Ecological Studies* 2:81-93.
- GILLESPIE, R.G. 1981. The quest for prey by the web building spider *Amaurobilis similis* (Blackwell). *Animal Behaviour* 29:953-954.
- GOTELLI, N.J. & ENTSMINGER, G.L. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. Acquired Intelligence Inc. & Kesity-Bear.
<http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>.
- GREENSTONE, M.H. 1978. The numerical response to prey availability of *Pardosa ramulosa* (McCook) (Araneae: Lycosidae) and its relation to the role of spiders in the balance of nature. *Symposium of the Zoological Society of London* 42:183-193.
- GUNNARSSON, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution of spruce-living spiders. *Journal of Animal Ecology* 59:743-752.
- HATLEY, C.L. & MACMAHON J.A. 1980. Spider community organization: Seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology* 9:632-639.
- HENSCHER, J.R., STUMPF, H. & MASHBERG, D. 1996. Increase of arachnid abundance at water shores. *Revue Suisse de Zoologie vol. hors série*:269-278.
- HOLT, R.D. 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. *American Naturalist* 124:377-406.
- HOLT, R.D. & LAWTON, J.J. 1993. Apparent competition and enemy-free space in insect host-parasitoid communities. *American Naturalist* 142:623-645.
- HURLBERT, S.H. 1971. The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. *Ecology* 52:577-585.

- JANETOS, A.C. 1982. Foraging tactics of two guilds of web-spinning spiders. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10:19-27.
- KRONK, A.W. & RIECHERT, S.E. 1979. Parameters affecting the habitat choice of *Lycosa santrita* Chamberlin and Ivie. *Journal of Arachnology* 7:155-166.
- MARANHÃO, Z.C. 1977. *Entomologia geral*. Livraria Nobel. São Paulo
- MORSE, D.H. & FRITZ, R.S. 1982. Experimental and observational studies of patch choice at different scales by the crab spider *Misumena vatia*. *Ecology* 63:172-182.
- NAT, D., SCHMIDT, A.P., TOCKNER, K., EDWARDS, P.J. & WARD, J.V. 2002. Inundation dynamics in braided floodplains: Tagliamento River, Northeast Italy. *Ecosystems* 5:636-647.
- NAT, D., TOCKNER, K., EDWARDS, P.J., WARD, J.V. & GURNELL, A.M. 2003. Habitat change in braided flood plains (Tagliamento, NE-Italy). *Freshwater Biology* 48:1799-1812.
- NENTWIG, W. 1993. *Spiders of Panama - Biogeography, investigation, phenology, check list, key and bibliography of a tropical spider fauna*. Sandhill Crane Press, Gainesville.
- NEW, T.R. 1999. Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrate conservation. *Journal of Insect Conservation* 3:251-256.
- POLIS, G.A. & HURD, S. 1995. Extraordinarily high spider densities on islands: flow of energy from the marine to terrestrial food webs and the absence of predation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 92:4382-4386.
- RAIZER, J. 1997. Aranhas associadas a macrófitas aquáticas no Pantanal sul-matogrossense. Tese de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, 41p.
- RAIZER, J. & AMARAL, M.E.C. 2001. Does the structural complexity of aquatic macrophytes explain the diversity of associated spider assemblages? *Journal of Arachnology* 29:227-237.

- RELYS, V., KOPONEN, S. & DAPKUS, D. 2002. Annual differences and species turnover in Peat Bog spider communities. *Journal of Arachnology* 30:416-424.
- SCHAEFER, M. 1987. Life cycles and diapause. *In: Ecophysiology of spiders* (W. Nentwig, ed.) Springer-Verlag, Berlin. pp 331-347.
- UETZ, G.W. 1977. Coexistence in a guild of wandering spiders. *Journal of Animal Ecology* 46:531-541.
- WHITMORE, C., SLOTOW, R., CROUCH, T.E. & DIPPENAAR-SCOEMAN, A.S. 2002. Diversity of spiders (Araneae) in a savanna reserve, Northern Province, South Africa. *Journal of Arachnology* 30:344-356.
- WISE, D.H. 1993. *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press, Cambridge.

Apêndice: Lista das espécies de aranhas com o número de indivíduos capturados em 10 meses de coletas, entre julho de 1998 e junho 1999, em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense. O número observado e estimado de espécies, a probabilidade estimada de um encontro interespecífico (PEI) de Hurlbert e os valores de cada variável ambiental (temperatura, pluviosidade e nível do Rio Miranda), também são apresentados. As estimativas da riqueza de espécies e da PEI de Hurlbert foram obtidas por rarefação para o menor número de aranhas capturadas em um único mês (128 indivíduos em abr/99).

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
Anyphaenidae											
<i>Italaman santamaria</i> Brescovit, 1997	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	1
<i>Jessica erythrostroma</i> (Mello-Leitão, 1939)	—	20	15	32	7	12	6	2	7	2	103
<i>Osoriella tahela</i> Brescovit, 1998	—	—	—	2	1	1	—	—	—	—	4
<i>Otoniella</i> sp.	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1
<i>Oxysoma</i> sp.	—	1	—	—	2	1	—	—	—	—	4
<i>Teudis comstocki</i> (Soares & Camargo, 1948)	—	—	—	3	2	—	—	—	—	—	5
<i>Teudis</i> sp.1	—	—	1	2	1	—	—	—	—	—	4
<i>Teudis</i> sp.2	—	—	—	—	—	—	2	—	3	—	5
<i>Xiruana</i> sp.	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	1
Araneidae											
<i>Aculepeira</i> aff. <i>travassosi</i>	—	—	5	20	1	1	—	—	—	—	27
<i>Alpaida</i> aff. <i>caxias</i>	—	—	3	1	1	2	—	—	—	—	7
<i>Alpaida bicornuta</i> (Taczanowski, 1878)	—	12	14	35	6	7	3	1	2	1	81
<i>Alpaida carminea</i> (Taczanowski, 1878)	—	2	1	3	1	1	—	—	—	—	8
<i>Alpaida</i> sp.	—	—	—	1	—	—	—	—	1	—	2

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
<i>Araneus guttatus</i> (Keyserling, 1865)	—	2	2	10	6	3	—	2	3	1	29
<i>Araneus venatrix</i> (C. L. Koch, 1839)	—	—	1	4	1	—	—	—	2	—	8
<i>Araneus workmani</i> (Keyserling, 1884)	—	—	—	2	—	—	1	—	—	—	3
<i>Argiope argentata</i> (Fabricius, 1775)	—	—	—	5	—	—	—	—	—	—	5
<i>Carepalxis</i> sp.	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1
<i>Chaetacis</i> sp.n.	1	1	8	101	27	59	61	19	16	5	298
<i>Cyclosa tapetifaciens</i> Hingston, 1932	—	3	3	8	—	4	—	—	3	7	28
<i>Eustala</i> gr. <i>fuscovittata</i>	—	—	—	—	—	—	—	—	2	—	2
<i>Eustala</i> sp.1	—	1	—	5	2	—	2	1	6	5	22
<i>Eustala</i> sp.2	—	2	2	23	2	—	—	—	2	2	33
<i>Eustala</i> sp.3	—	5	9	23	1	3	4	2	11	5	63
<i>Eustala</i> sp.4	—	3	1	23	1	5	3	1	6	3	46
<i>Eustala</i> sp.5	—	2	1	2	3	—	—	—	—	—	8
<i>Eustala</i> sp.6	1	—	1	2	2	—	—	—	—	—	6
<i>Eustala</i> sp.7	—	—	1	—	1	—	—	—	—	—	2
<i>Eustala</i> sp.8	—	4	—	1	—	2	—	—	—	1	8
<i>Eustala</i> sp.9	—	—	—	4	—	—	—	—	—	—	4
<i>Gasteracantha cancriformis</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	—	—	—	—	2	—	—	—	2
<i>Hypognatha lagoas</i> Levi, 1996	—	3	3	6	—	1	3	1	6	2	25
<i>Kaira</i> sp.1	—	—	—	—	—	1	1	1	—	—	3

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
<i>Kaira</i> sp.2	—	—	—	3	—	—	1	1	1	1	7
<i>Madrepeira</i> sp.	—	3	—	—	—	—	—	—	—	—	3
<i>Mangora</i> sp.	2	17	18	26	1	12	7	7	25	18	133
<i>Manogea porracea</i> (C.L. Koch, 1839)	1	—	1	6	—	—	—	—	2	—	10
<i>Metazygia corumba</i> Levi, 1995	—	—	—	4	—	—	—	—	—	—	4
<i>Metazygia cunha</i> Levi, 1995	—	—	2	2	—	—	2	—	1	1	8
<i>Metazygia gregalis</i> (O.P.-Cambridge, 1889)	—	—	—	—	—	—	—	—	5	1	6
<i>Metazygia ipanga</i> Levi, 1995	—	—	1	—	2	1	—	—	5	4	13
<i>Metazygia ituari</i> Levi, 1995	—	—	—	—	2	—	—	—	—	—	2
<i>Metazygia lopez</i> Levi, 1995	—	1	1	—	3	—	1	—	1	1	8
<i>Metazygia voluptifica</i> (Keyserling, 1892)	—	—	2	5	2	—	—	—	—	2	11
<i>Metazygia yobena</i> Levi, 1995	—	4	3	12	2	—	1	—	1	1	24
<i>Metepeira compsa</i> (Chamberlin, 1916)	—	1	—	—	—	—	—	—	1	1	3
<i>Micrathena plana</i> (C.L. Koch, 1836)	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1	2
<i>Micrathena triangularispinosa</i> (De Geer, 1778)	—	—	—	—	—	—	—	—	2	—	2
<i>Parawixia audax</i> (Blackwall, 1863)	—	5	2	2	—	—	—	—	—	—	9
<i>Parawixia kochi</i> (Taczanowski, 1873)	—	—	1	1	—	—	4	—	2	1	9
<i>Parawixia velutina</i> (Taczanowski, 1878)	—	—	—	3	1	—	—	—	—	—	4
<i>Wagneriana transitoria</i> (C.L. Koch, 1839)	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	1

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
<i>Wagneriana yacuma</i> Levi, 1991	—	19	13	13	9	8	11	8	13	3	97
Araneidae sp.	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1
Caponiidae											
<i>Nops</i> sp.	—	1	9	—	—	3	—	—	—	1	14
Corinnidae											
<i>Abapeba</i> sp.	—	—	1	—	1	—	—	—	—	—	2
<i>Castianeira</i> sp.1	—	13	19	—	—	1	—	—	—	—	33
<i>Castianeira</i> sp.2	2	5	2	7	1	10	1	—	1	—	29
<i>Castianeira</i> sp.3	—	5	—	6	2	7	—	—	—	—	20
<i>Castianeira</i> sp.4	—	1	—	1	1	1	1	—	—	—	5
<i>Castianeira</i> sp.5	1	—	—	—	—	2	—	—	—	—	3
<i>Corinna</i> gr. <i>kochi</i>	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	1
<i>Falconina gracilis</i> (Keyserling, 1891)	2	15	16	13	16	12	—	1	—	—	75
<i>Orthobulla</i> sp.	40	16	20	3	1	5	—	—	—	—	85
<i>Simonestus</i> sp.	—	—	1	1	—	—	—	—	—	—	2
<i>Trachelas</i> sp.	—	—	—	1	2	—	1	1	—	—	5
<i>Trachelopachys</i> sp.1	—	—	—	3	—	—	1	—	—	—	4
<i>Trachelopachys</i> sp.2	—	1	—	1	—	1	—	—	—	—	3
Ctenidae											
<i>Ancylometes concolor</i> (Perty, 1833)	—	6	11	3	4	4	1	—	—	—	29

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
<i>Ctenus taeniatus</i> Keyserling, 1891	—	24	26	27	16	20	2	1	18	12	146
<i>Nothroctenus</i> sp.	—	9	3	5	4	22	9	2	5	5	64
Dictynidae											
<i>Dictyna</i> sp.	—	—	—	3	—	—	—	—	—	—	3
<i>Thallumetus</i> sp.	—	—	2	8	1	14	1	7	5	3	41
Dictynidae sp.	—	5	8	12	6	10	—	—	—	—	41
Filistatidae											
<i>Misionella mendensis</i> (Mello-Leitão, 1920)	—	2	—	1	1	—	—	—	—	—	4
Gnaphosidae											
<i>Apopyllus iheringi</i> (Mello-Leitão, 1943)	3	1	—	—	—	—	—	—	—	—	4
<i>Camillina cordoba</i> Platnick & Murphy, 1987	2	3	12	5	1	3	—	—	—	—	26
<i>Cesonia</i> sp.	—	—	5	5	2	4	—	1	—	1	18
<i>Eilica</i> aff. <i>trilineata</i>	—	—	2	—	—	—	—	—	—	—	2
<i>Zimiromus</i> aff. <i>sinop</i>	—	1	—	1	1	—	1	—	—	—	4
Gnaphosidae sp.1	—	2	4	5	1	1	—	—	—	—	13
Gnaphosidae sp.2	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1
Hahniidae											
Hahniidae sp.	37	26	20	1	11	6	—	—	—	—	101
Hersiliidae											
<i>Tama pachyura</i> Mello-Leitão, 1935	—	2	—	—	—	—	—	—	—	1	3

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
<i>Tama crucifera</i> Vellard, 1924	—	—	—	6	—	—	2	—	3	1	12
Linyphiidae											
<i>Acanthocymbium</i> sp.	7	21	23	8	6	4	—	1	—	—	70
<i>Brattia</i> sp.	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	1
<i>Dubiaranea</i> sp.	—	1	3	—	—	—	—	—	—	—	4
<i>Erigone</i> sp.	—	1	2	2	—	—	—	—	—	—	5
Linyphiidae sp.1	22	10	38	15	18	11	—	—	1	1	116
Linyphiidae sp.2	1	1	5	16	9	8	—	—	—	2	42
Linyphiidae sp.3	1	9	20	17	21	2	—	—	—	—	70
Lycosidae											
<i>Hogna gumia</i> (Petrunkevitch, 1911)	—	5	3	1	—	—	1	1	28	5	44
<i>Lycosa</i> gr. <i>thorelli</i> sp.1	—	—	1	2	—	1	—	—	1	—	5
<i>Lycosa</i> gr. <i>thorelli</i> sp.2	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1
<i>Lycosa</i> sp.	—	65	73	33	18	6	—	—	—	—	195
<i>Pardosa</i> sp.	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	1
Venoniinae sp.	—	—	—	1	—	1	—	—	—	—	2
Mimetidae											
<i>Ero</i> sp.	—	9	12	15	6	8	3	2	1	1	57
<i>Gelanor</i> sp.	—	8	18	23	6	2	5	1	4	—	67

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
Miturgidae											
<i>Teminius insularis</i> (Lucas, 1857)	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1
Mysmenidae											
<i>Maymena</i> sp.	2	7	3	1	—	1	—	—	—	—	14
Nesticidae											
Nesticidae sp.	—	—	—	2	—	—	—	—	—	—	2
Ochyrocerathidae											
<i>Speocera</i> sp.	1	1	3	—	—	—	—	—	—	—	5
Ochyrocerathidae sp.	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	1
Oonopidae											
<i>Neoxyphinus</i> sp.	20	2	10	2	2	3	—	—	—	—	39
<i>Orchestina</i> sp.1	14	—	2	4	6	6	—	—	—	—	32
<i>Orchestina</i> sp.2	—	8	5	1	2	2	—	—	1	2	21
Gamasomorphinae sp.	11	25	63	13	14	20	—	2	1	5	154
Oonopinae sp.	4	2	13	4	3	4	—	—	—	—	30
Oxyopidae											
<i>Hamataliwa</i> sp.1	—	—	—	1	4	2	—	—	—	—	7
<i>Hamataliwa</i> sp.2	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1
<i>Oxyopes rubrosignatus</i> Keyserling, 1891	—	—	—	3	3	1	—	—	—	—	7
<i>Peucetia rubrolineata</i> Keyserling, 1877	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	1

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
Palpimanidae											
<i>Otiothops</i> sp.	1	—	2	1	—	—	—	—	—	—	4
Philodromidae											
<i>Cleocnemis</i> sp.	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1
<i>Fageia</i> sp.	—	3	1	—	—	—	—	—	—	—	4
<i>Gephyrellula</i> sp.1	—	1	—	3	4	16	2	—	2	2	30
<i>Gephyrellula</i> sp.2	—	—	1	1	—	1	—	—	—	—	3
<i>Paracleocnemis</i> sp.1	—	—	1	2	—	1	—	—	—	—	4
<i>Paracleocnemis</i> sp.2	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1
Pholcidae											
<i>Ibotyporanga naideae</i> Mello-Leitão, 1944	—	2	7	2	11	22	1	—	2	—	47
<i>Mesabolivar</i> sp.1	—	36	24	31	22	22	6	1	6	—	148
<i>Mesabolivar</i> sp.2	3	16	8	10	3	—	—	—	3	1	44
<i>Metagonia</i> sp.	1	17	30	45	22	21	22	1	18	14	191
Pisauridae											
<i>Staberius spinipes</i> (F.O.P.-Cambridge, 1903)	—	1	—	1	2	3	1	—	1	1	10
Salticidae											
<i>Agelista</i> sp.	—	—	—	—	1	3	—	—	—	—	4
<i>Aillutticus</i> sp.	2	—	2	—	1	5	—	—	—	—	10
<i>Akela</i> sp.	2	4	10	5	4	7	—	—	—	—	32

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
<i>Arachnomura</i> sp.1	—	—	—	1	1	—	—	—	—	—	2
cf. <i>Arachnomura</i> sp.2	—	—	1	—	1	—	—	1	—	—	3
<i>Beata aenea</i> (Mello-Leitão, 1945)	—	8	6	7	5	7	2	2	4	—	41
<i>Breda apicalis</i> Simon, 1901	—	1	—	2	1	3	—	—	—	—	7
<i>Breda variolosa</i> Simon, 1901	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	1
<i>Chira lucina</i> Simon, 1902	1	10	15	10	11	6	2	2	5	6	68
<i>Chirotecia</i> aff. <i>uncata</i>	—	—	1	1	—	—	1	—	—	—	3
<i>Chirotecia</i> sp.1	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	1
<i>Chirotecia</i> sp.2	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	1
<i>Corythalia</i> sp.	—	3	5	4	3	11	1	1	1	—	29
<i>Cotinusa</i> sp.	—	1	14	10	2	4	3	—	7	2	43
<i>Cylistella</i> sp.	1	—	1	7	—	—	1	2	4	4	20
<i>Descanso sobrius</i> Galiano, 1986	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	1
<i>Freya</i> sp.	3	—	7	8	2	1	—	1	—	1	23
<i>Freyinae</i> sp.	—	7	5	5	3	5	—	—	7	6	38
<i>Frigga quintensis</i> (Tullgren, 1905)	—	1	3	2	1	3	—	1	—	1	12
<i>Gastromicans albopilosa</i> (Simon, 1903)	—	7	12	11	8	3	1	—	1	2	45
<i>Gypogyna forceps</i> Simon, 1900	2	17	20	40	14	5	3	3	15	8	127
<i>Hisukattus</i> sp.	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	1
<i>Hyetussa cribrata</i> = <i>H. simoni</i> Galiano, 1976	—	—	4	2	2	4	—	—	—	—	12

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
<i>Hyetussa</i> sp.	—	—	3	2	3	2	—	1	1	4	16
cf. <i>Lurio</i> sp.	—	1	—	—	—	—	—	1	—	—	2
<i>Lyssomanes elegans</i> F.O.P.-Cambridge, 1900	—	—	—	1	14	14	1	—	1	—	31
<i>Lyssomanes yacui</i> Galiano, 1984	—	—	—	—	—	8	1	1	—	—	10
<i>Marma nigritarsis</i> (Simon, 1900)	—	—	7	6	8	12	—	—	—	—	33
<i>Marpissa</i> aff. <i>agricola</i>	—	—	—	1	4	—	—	—	—	—	5
<i>Neonella</i> sp.	—	1	—	1	—	—	—	—	—	—	2
<i>Parafluda banksi</i> Chickering, 1946	—	—	—	1	1	—	—	—	—	—	2
<i>Phiale crocea</i> C.L. Koch, 1846	—	—	3	1	2	—	2	—	1	—	9
<i>Psecas viridipurpureus</i> (Simon, 1901)	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	1
<i>Psecas</i> sp.1	—	—	—	—	—	2	—	—	—	1	3
<i>Psecas</i> sp.2	—	—	1	—	—	—	—	—	—	1	2
<i>Saitidops clathratus</i> Simon, 1901	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	1
<i>Saitidops</i> sp.	—	1	4	4	2	4	1	—	—	4	20
<i>Sarinda cayennensis</i> (Taczanowski, 1871)	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	1
<i>Sarinda nigra</i> Peckham & Peckham, 1892	—	2	3	3	7	3	—	1	1	—	20
<i>Scopocira histrio</i> Simon, 1900	1	1	3	4	2	6	4	5	3	1	30
<i>Semiopyla</i> sp.	—	—	3	3	—	1	—	—	—	—	7
cf. <i>Simprulla</i> sp.	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	1
<i>Sitticus</i> sp.	—	—	—	1	—	1	—	—	—	—	2

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
<i>Sumampattus quinquerradiatus</i> (Taczanowski, 1879)	—	2	6	5	1	4	1	—	—	1	20
<i>Synemosyna aurantiaca</i> (Mello-Leitão, 1917)	—	—	—	1	1	—	—	—	—	—	2
<i>Thiodina germaini</i> Simon, 1900	—	6	4	16	5	6	3	1	3	2	46
<i>Thiodina vaccula</i> Simon, 1900	—	—	—	2	1	—	—	—	1	—	4
<i>Uspachus</i> sp.1	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1	2
<i>Uspachus</i> sp.2	—	—	—	4	1	—	—	—	1	1	7
Dendryphantinae sp.1	—	—	—	1	—	—	2	—	4	—	7
Dendryphantinae sp.2	—	—	—	—	1	—	—	—	2	—	3
Dendryphantinae sp.3	—	—	1	2	2	1	5	4	6	2	23
Dendryphantinae sp.4	—	1	2	8	1	1	—	1	3	1	18
Dendryphantinae sp.5	—	—	—	—	2	—	—	—	—	—	2
Dendryphantinae sp.6	—	—	—	2	—	—	—	—	—	—	2
Euophryinae sp.	—	2	1	1	—	—	—	—	1	1	6
Salticidae sp.1	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	1
Salticidae sp.2	—	—	2	—	—	—	—	—	—	—	2
Salticidae sp.3	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	1
Scytodidae											
<i>Scytodes</i> sp.n.	—	10	22	32	40	36	—	—	1	—	141

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
Selenopidae											
<i>Selenops</i> aff. <i>cocheleti</i>	—	1	—	6	1	4	—	1	1	—	14
<i>Selenops maranhensis</i> Mello-Leitão, 1918	—	1	2	—	2	1	—	—	—	—	6
Senoculidae											
<i>Senoculus</i> sp.	—	—	—	4	1	1	—	—	—	—	6
Sparassidae											
<i>Olios antiguensis</i> (Keyserling, 1880)	—	—	—	1	1	2	—	—	—	—	4
<i>Olios</i> sp.	—	13	14	—	5	1	—	—	—	—	33
<i>Polybetes germani</i> Simon, 1897	—	1	2	4	2	—	—	—	—	—	9
<i>Polybetes rapidus</i> (Keyserling, 1880)	—	5	—	5	3	3	—	—	—	—	16
Symphytognathidae											
<i>Anapistula aquytabuera</i> Rheims & Brescovit, 2003	—	—	1	1	—	—	—	—	—	—	2
Tetragnathidae											
<i>Glenognatha</i> sp.	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	1
<i>Leucauge</i> aff. <i>argyra</i>	—	4	—	12	3	—	5	2	—	—	26
<i>Leucauge</i> sp.1	—	—	2	24	3	9	4	1	14	9	66
<i>Leucauge</i> sp.2	—	—	1	3	—	—	—	—	—	—	4
<i>Leucauge</i> sp.3	1	—	—	—	—	—	—	1	1	1	4
<i>Nephila clavipes</i> (Linnaeus, 1767)	—	—	—	2	—	—	—	—	—	—	2

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
Theraphosidae											
<i>Acanthoscura rondoniae</i> Mello-Leitão, 1923	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	1
Theridiidae											
<i>Achaearana bellula</i> (Keyserling, 1891)	—	—	—	—	1	1	1	—	—	—	3
<i>Achaearana trapezoidalis</i> (Taczanowski, 1873)	—	—	1	—	1	—	—	—	1	—	3
<i>Anelosimus studiosus</i> (Hentz, 1850)	—	—	—	1	—	1	—	—	3	1	6
<i>Argyroides attenuatus</i> (O.P.-Cambridge, 1881)	—	9	10	24	24	21	10	3	8	7	116
<i>Argyroides</i> sp.1	—	5	7	13	3	2	6	—	7	2	45
<i>Argyroides</i> sp.2	—	—	—	2	1	—	—	1	1	—	5
<i>Chryso pulcherrima</i> (Mello-Leitão, 1917)	—	1	—	1	—	—	—	—	—	3	5
<i>Coleosoma</i> sp.	—	—	—	—	1	—	—	—	—	1	2
<i>Dipoena kuyuwini</i> Levi, 1963	1	5	16	1	1	5	3	—	—	1	33
<i>Dipoena woytkowski</i> Exline & Levi, 1962	2	10	10	13	3	5	3	2	3	9	60
<i>Dipoena</i> sp.1	—	1	—	1	—	2	—	1	—	—	5
<i>Dipoena</i> sp.2	—	2	2	3	—	—	—	—	—	—	7
<i>Episinus erythrophthalmus</i> (Simon, 1894)	4	6	13	24	8	17	15	7	15	20	129
<i>Euryopsis taczanowskii</i> (Keyserling, 1886)	1	2	1	6	1	1	—	—	1	2	15
<i>Euryopsis</i> sp.	23	25	28	7	22	—	—	—	—	—	105
<i>Guaraniella</i> sp.	—	58	64	50	73	117	—	—	—	6	368

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
<i>Theridion</i> aff. <i>milagro</i>	—	—	1	1	—	2	—	2	3	1	10
<i>Theridion positivum</i> Chamberlin, 1924	2	11	16	35	8	19	9	1	16	17	134
<i>Thymoites</i> sp.	—	—	1	1	1	1	—	—	1	—	5
<i>Tidarren fordun</i> = <i>T. sisypoides</i> (Walckenaer, 1842)	—	1	—	2	—	—	—	—	—	1	4
Theridiidae sp.1	—	—	—	1	1	1	—	—	—	—	3
Theridiidae sp.2	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	1
Theridiidae sp.3	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	1
Theridiidae sp.4	—	—	—	—	—	—	1	—	—	—	1
Theridiosomatidae											
<i>Ogulnius</i> sp.	—	—	—	—	1	3	—	—	—	—	4
Thomisidae											
<i>Aphantochilus rogersi</i> O.P.-Cambridge, 1870	—	—	1	1	—	1	—	—	3	—	6
<i>Bucranium taurifrons</i> O.P.-Cambridge, 1881	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	1
<i>Deltoclita</i> sp.1	—	—	1	—	—	—	—	—	1	—	2
<i>Deltoclita</i> sp.2	1	1	—	—	1	—	—	1	1	—	5
<i>Misumenops</i> sp.1	—	1	—	2	—	1	—	—	4	—	8
<i>Misumenops</i> sp.2	—	—	3	7	1	1	1	1	9	—	23
<i>Misumenops</i> sp.3	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	1
<i>Strophius</i> sp.	4	7	10	5	2	6	1	—	2	2	39

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
<i>Tmarus</i> sp.1	—	—	—	11	7	7	1	1	1	—	28
<i>Tmarus</i> sp.2	—	2	8	11	5	4	6	—	—	4	40
<i>Tmarus</i> sp.3	—	—	2	2	2	—	—	—	1	—	7
<i>Tmarus</i> sp.4	—	—	—	2	—	—	—	1	—	1	4
<i>Tmarus</i> sp.5	—	—	—	—	1	1	—	—	—	—	2
Titanocidae											
<i>Goeldia</i> sp.	—	6	9	15	3	2	—	—	2	4	41
Trechaleidae											
<i>Heidrunea</i> sp.	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	1
<i>Neoctenus comosus</i> Simon, 1897	—	—	2	2	—	—	—	—	—	—	4
<i>Paradosenus corumba</i> Brescovit & Raizer, 2000	—	—	2	2	2	—	1	—	—	—	7
<i>Trechalea bolivensis</i> Carico, 1993	—	—	1	7	20	6	4	—	—	—	38
<i>Trechalea</i> sp.1	—	—	—	7	7	5	—	—	—	—	19
<i>Trechalea</i> sp.2	1	—	1	21	23	13	1	—	—	—	60
Uloboridae											
<i>Miagrammopes</i> sp.	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	1
<i>Philoponella republicana</i> (Simon, 1891)	—	—	—	—	3	1	—	—	1	3	8
<i>Uloborus</i> sp.1	1	16	17	42	13	16	13	2	40	23	183
<i>Uloborus</i> sp.2	—	1	8	12	3	2	6	2	4	4	42

continua

Apêndice: Continuação

Taxa	Meses										Total
	Jul/98	Ago/98	Set/98	Out/98	Nov/98	Jan/99	Mar/99	Abr/99	Mai/99	Jun/99	
Zodariidae											
<i>Cybaeodamus</i> sp.	1	6	13	13	20	30	—	—	—	—	83
Número de indivíduos	236	791	1093	1410	795	904	301	128	450	300	6408
Número de espécies	45	114	138	179	150	129	72	60	95	83	252
Riqueza de espécies (rarefação para 128 indivíduos)	32,84	55,92	60,73	66,54	62,37	58,70	48,70	60,00	54,26	55,06	
PEI de Hurlbert (rarefação para 128 indivíduos)	0,92	0,97	0,98	0,98	0,98	0,97	0,94	0,96	0,97	0,97	
Temperatura média (°C)	24,70	24,12	24,87	28,37	29,32	30,48	29,51	27,20	24,32	23,25	
Precipitação média (mm)	0,02	0,48	0,45	0,16	0,41	0,60	0,56	0,37	0,08	0,12	
Nível médio do Rio Miranda (m)	1,96	1,79	2,35	2,54	1,76	3,62	3,67	3,79	3,40	2,56	

SÍNTESE GERAL

Neste trabalho, foram adotadas duas abordagens distintas para verificar as variações na estrutura da comunidade de aranhas em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral no Pantanal sul-mato-grossense. Uma avaliou a comunidade de aranhas em relação a variações espaciais (tamanho, complexidade da vegetação e alagamento dos capões) e outra em relação a variações temporais (temperatura, pluviosidade e inundação). Para essas avaliações, a comunidade de aranhas foi registrada através de cinco métodos de coleta (coleta manual noturna, guarda-chuva entomológico, armadilha de queda, elector de solo e elector de tronco) que caracterizaram um levantamento representativo das espécies de aranhas que ocorrem em diferentes substratos dos capões de mata.

Poucos estudos têm avaliado a diversidade de artrópodes a partir de levantamentos quantitativos que utilizaram mais do que um ou dois métodos de amostragem (*e.g.*, Whitehouse *et al.* 2002). A maioria das investigações sobre a composição das comunidades de aranhas é baseada em dados obtidos a partir de armadilhas de queda (Zulka *et al.* 1997). Assim, as informações ecológicas disponíveis em diferentes biótopos derivam geralmente da análise da atividade e diversidade de espécies de aranhas errantes do estrato solo-serapilheira-vegetação herbácea. Em poucos estudos, o uso de outros métodos de amostragem (*e.g.*, procura visual, guarda-chuva entomológico) permitiu a avaliação da densidade de aranhas e a análise da sua distribuição espacial (Marc *et al.* 1999, Schwab *et al.* 2002). Cada método possui características próprias e registra parcelas distintas das comunidades de aranhas. Armadilhas de queda, por exemplo, são efetivas na captura de aranhas errantes de chão, mas subestimam a abundância e diversidade da fauna do extrato herbáceo-arbustivo. Fumigação da copa de árvores (Basset 1990, Russell-Smith & Stork 1995, Marques *et al.* 2001), não utilizada neste trabalho, subestima a abundância de aranhas que possam permanecer presas em suas teias ou suspensas na folhagem após a aplicação do inseticida. Guarda-chuvas entomológicos podem, igualmente, representar inadequadamente aranhas construtoras de teia (Green 1999). A procura visual ativa (representada, neste estudo, pelo método de coleta manual noturna) registra aranhas de vários substratos e, como demonstrado no primeiro capítulo deste trabalho, pode detectar os mesmos efeitos

que aqueles verificados quando se analisam vários métodos de coleta associados. Contudo, este tipo de coleta depende da habilidade do coletor em localizar e capturar os animais.

Para representar a estrutura da comunidade de aranhas foram consideradas a distribuição de abundâncias, a riqueza e a composição de espécies. Em ambas as abordagens (espacial e temporal), somente a composição de espécies de aranhas foi significativamente afetada pelas variáveis ambientais.

O alagamento dos capões foi a única variável espacial que explicou significativamente a estrutura da comunidade de aranhas quando se analisaram todos os métodos de coleta em conjunto. Tal efeito foi preponderante sobre a composição de espécies de aranhas errantes de chão. Isto era esperado, já que a inundação afeta diretamente a estrutura física do estrato solo-serapilheira-vegetação herbácea.

Curiosamente, a relação entre a complexidade da vegetação e a estrutura da comunidade de aranhas foi significativa somente quando foram analisadas as aranhas coletadas em armadilhas de queda. A densidade de partes vegetativas de árvores e de arbustos, a altura e a cobertura do dossel foram os atributos selecionados para representar a complexidade da vegetação dos capões amostrados. Tais atributos podem afetar diretamente a estrutura física da serapilheira por serem a fonte primária de seus componentes (restos vegetais tais como, folhas e gravetos). Como a complexidade estrutural da serapilheira tem importante influência sobre a comunidade de aranhas de solo (*e.g.*, Uetz 1991), a complexidade da vegetação dos capões deve representar um importante efeito indireto sobre a estrutura da comunidade de aranhas errantes de chão.

Aranhas são extremamente sensíveis a pequenas mudanças na estrutura do habitat, incluindo variações climáticas (Foelix 1982, Wise 1993, Downie *et al.* 1999, New 1999, Whitmore *et al.* 2002). Portanto, a temperatura e a pluviosidade deveriam ter um importante papel na organização da comunidade de aranhas. Essas variáveis contribuíram significativamente para as alterações na composição de espécies de aranhas e determinaram um padrão de substituição de espécies ao longo do ano. Tal padrão pode estar refletindo a fenologia das espécies de aranhas. Enquanto algumas espécies tolerantes a períodos mais secos ou mais frios, por exemplo, estariam sendo favorecidas pela redução no tamanho de

populações menos tolerantes nestes períodos, o inverso ocorreria em períodos mais chuvosos ou mais quentes (*e.g.*, Foelix 1982, Nentwig 1993, Wise 1993).

Ao longo do tempo, a organização da comunidade de aranhas foi fortemente afetada pelo nível do Rio Miranda. Esta variável não se caracteriza como um efeito direto sobre a comunidade dos capões, mas determina as enchentes que provocam importantes mudanças na estrutura do habitat (Nat *et al.* 2003). Tais mudanças, possivelmente contribuíram para a variação na estrutura da comunidade de aranhas, que apresentou um conjunto de espécies dominantes nos períodos de enchente e outro nos períodos de seca.

Além dos efeitos do nível do rio sobre a composição de espécies de aranhas ao longo do ano, a distribuição espacial das aranhas no interior dos capões também pareceu ser fortemente afetada pela inundação. Com o nível do Rio Miranda acima dos 2,5m e o conseqüente alagamento do campo ao redor dos capões, algumas aranhas típicas de campo invadiriam o interior destas formações de mata. Paralelamente, o solo dos capões deveria estar próximo da saturação hídrica, o que provocaria o deslocamento de aranhas do solo para estratos vegetais superiores. Além disso, nos períodos de inundação os capões estavam às margens dos alagamentos. As margens de corpos d'água são áreas geralmente ricas em presas, nas quais as aranhas concentram-se em altas densidades (Greenstone 1978, Polis & Hurd 1995, Henschel *et al.* 1996) dentro dos limites impostos pela competição, territorialidade e canibalismo (Kronk & Riechert 1979, Gillespie 1981, Janetos 1982, Morse & Fritz 1982, Wise 1993).

Portanto, com o incremento na densidade de aranhas no interior dos capões provocado pelo alagamento, ocorreram mudanças não só na composição de espécies mas também na distribuição espacial dessas espécies. Possivelmente, essas alterações foram o resultado do conjunto de estratégias das aranhas para minimizar os efeitos de fatores tais como a competição (Caswell 1978, Holt 1984, Holt & Lawton 1993, Chesson & Huntly 1997).

Concluindo, somente a composição de espécies da comunidade de aranhas em capões de mata das sub-regiões Miranda e Abobral respondeu significativamente às variações espaciais e temporais avaliadas. Espacialmente, o fator preponderante na organização da comunidade de aranhas parece estar relacionado às alterações na superfície

do solo. Tais alterações foram representadas pelo alagamento e pela complexidade da vegetação dos capões, que afetaram significativa e principalmente a composição de espécies de aranhas errantes de chão. Ao longo do tempo, a substituição de espécies foi o padrão dominante na estrutura da comunidade de aranhas, como resposta à temperatura, à pluviosidade e à inundação. Além disso, as alterações na distribuição espacial dessas espécies poderiam ser interpretadas como resultado de um conjunto de estratégias que minimizaria as conseqüências de um possível incremento na densidade de aranhas provocado pelo alagamento dos campos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADÂMOLI, J. 1986. A dinâmica das inundações no Pantanal. *Anais do Simpósio Sobre Recursos Naturais e Sócio Econômicos do Pantanal. I*:51-61.
- ALHO, C., LACHER T.E. & GONÇALVES H.C. 1988. Environmental degradation in the pantanal ecosystem. *BioScience* 38:164-71.
- ARAUJO, A.C. 2001. Flora, fenologia de floração e polinização em capões do Pantanal sul mato grossense. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas - Unicamp, 90p.
- ARAUJO, A.C. & SAZIMA, M. 2003. The assemblage of flowers visited by hummingbirds in the capões of south Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Flora* 198:427-435.
- BASSET, Y. 1990. The arboreal fauna of the rainforest tree *Argyrodendron actinophyllum* as sampled with restricted canopy fogging: Composition of the fauna. *Entomologist* 109:173-183.
- BALFOUR, R.A. & RYPSTRA, A.L. 1998. The influence of habitat structure on spider density in a no-till soybean agroecosystem. *Journal of Arachnology* 26:221-226.
- BAUR, B., JOSHI, J., SCHMID, B., HÄNGGI, A., BORCARD, D., STARÝ, J., PEDROLI-CHRISTEN, A., THOMMEN, G.H., LUKA, H., RUSTERHOLZ, H., OGGIER, P., LEDERGERBER, S. & ERHARDT, A. 1996. Variation in species richness of plants and diverse groups of invertebrates in three calcareous grasslands of the Swiss Jura mountains. *Revue Suisse de Zoologie* 103:801-833.
- BEGON, M., HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. 1996. *Ecology - individuals, populations and communities* 3rd edition. Blackwell, Londres.
- BOGGIANI, P.C. & COIMBRA, A.M. 1996. A planície e os pantanais. In: *Tuiuiu - Sob os céus do Pantanal - Biologia e conservação do Tuiuiu (Jabiru mycteria)*. (Antas, P.T.Z. & Nascimento, I.L.S., eds.) Empresa das Artes, São Paulo. pp 18-23
- BRESCOVIT, A.D. 1996. Revisão de Anyphaeninae Bertkau a nível de gêneros na região Neotropical (Araneae, Anyphaenidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 13:1-187.
- BRESCOVIT, A.D., RAIZER, J. & AMARAL, M.E.C. 2000. Descriptions and notes on the genus *Paradossenus* in the neotropical region (Araneae, Trechaleidae). *Journal of Arachnology* 28:7-15.

- BROWN, K. 1986. Zoogeografia da região do Pantanal Mato-grossense. *Anais do Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal. I*:137-178.
- CASWELL, H. 1978. Predator-mediated coexistence: a nonequilibrium model. *American Naturalist* 112:127-154.
- CHESSON, P. & HUNTHLY, N. 1997. The roles of harsh and fluctuating conditions in the dynamics of ecological communities. *American Naturalist* 150:519-553.
- CLEMENTS, F.E. 1916. *Plant succession: analysis of the development of vegetation*. Publicação nº 242 do Carnegie Institute of Washington, DC.
- CODDINGTON, J.A. & LEVI, H.W. 1991. Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review in Ecology and Systematics* 22:565-562.
- CORNELL, H.V. & LAWTON, J.H. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology* 61:1-12.
- CUNHA, C.N. 1990. *Estudos florísticos e fitofisionômicos das principais formações arbóreas do Pantanal de Poconé-MT*. Tese de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas – Unicamp, 146p.
- DAMASCENO JR., G.A., BEZERRA, M.A.O., BORTOLOTTI, I.M. & POTT, A. 1999. Aspectos florísticos e fitofisionômicos dos capões do Pantanal do Abobral. *Anais do Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal – Manejo e Conservação. II*:203-214.
- DOWNIE, I.S., WILSON, W.L., ALBERNETHY, V.J., McCRACKEN, D.I., FOSTER, G.N., RIBERA, I., MURPHY, K.J. & WATERHOUSE, A. 1999. The impact of different agricultural land-use on epigeal spider diversity in Scotland. *Journal of Insect Conservation* 3:273-286.
- ELTON, C. 1927. *Animal ecology*. (Reimpressão de 1966). Methuen & Co. and Science Paperbacks.
- FOELIX, R.F. 1982. *Biology of spiders*. Harvard University Press, Cambridge.
- GILLESPIE, R.G. 1981. The quest for prey by the web building spider *Amaurobilis similis* (Blackwell). *Animal Behaviour* 29:953-954.

- GLEASON, H. 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 53:1-20.
- GREEN, J. 1999. Sampling method and time determines composition of spider collections. *Journal of Arachnology* 27:176-182.
- 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* 59:743-752.
- HATLEY, C.L. & MACMAHON J.A. 1980. Spider community organization: Seasonal variation and the role of vegetation architecture. *Environmental Entomology* 9:632-639.
- HENSCHER, J.R., STUMPF, H. & MASHBERG, D. 1996. Increase of arachnid abundance at water shores. *Revue Suisse de Zoologie vol. hors série*:269-278.
- HÖFER, H. & BRESOVIT, A.D. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) (Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brazil). *Andrias* 15:99-120.
- HOLT, R.D. 1984. Spatial heterogeneity, indirect interactions, and the coexistence of prey species. *American Naturalist* 124:377-406.
- HOLT, R.D. & LAWTON, J.J. 1993. Apparent competition and enemy-free space in insect host-parasitoid communities. *American Naturalist* 142:623-645.
- JANETOS, A.C. 1982. Foraging tactics of two guilds of web-spinning spiders. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 10:19-27.
- JULIÃO, G.R. 1999. Comunidade de insetos galhadores em ambiente florestal naturalmente fragmentado, no Pantanal sul-mato-grossense. Tese de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, 55p.
- JULIÃO, G.R., AMARAL, M.E.C. & FERNANDES, G.W. 2002. Galhas de insetos e suas plantas hospedeiras no Pantanal sul-mato-grossense. *Naturalia* 27:47-74.
- KREBS, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row, New York.
- KRONK, A.W. & RIECHERT, S.E. 1979. Parameters affecting the habitat choice of *Lycosa santrita* Chamberlin and Ivie. *Journal of Arachnology* 7:155-166.

- LOPES, V.A. 2000. Comunidades de Scarabaeidae *strictu sensu* (Coleoptera) em quatro tipos de vegetação nativa do Pantanal sul-mato-grossense. Tese de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, 25p.
- MARC, P., CANARD, A. & YSNEL, F. 1999. Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74:229-273.
- MARQUES, M.I., ADIS, J., CUNHA, C.N. & SANTOS, G.B. 2001. Arthropod biodiversity in the canopy of *Vochysia divergens* (Vochysiaceae), a forest dominant in the Brazilian Pantanal. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 36:205-210.
- MARSHALL, S.D. & GITTLEMAN, J.L. 1994. Clutch size in spiders: is more better? *Functional Ecology* 8:118-124.
- MORSE, D.H. & FRITZ, R.S. 1982. Experimental and observational studies of patch choice at different scales by the crab spider *Misumena vatia*. *Ecology* 63:172-182.
- NAT, D., TOCKNER, K., EDWARDS, P.J., WARD, J.V. & GURNELL, A.M. 2003. Habitat change in braided flood plains (Tagliamento, NE-Italy). *Freshwater Biology* 48:1799-1812.
- NENTWIG, W. 1993. *Spiders of Panama - Biogeography, investigation, phenology, checklist, key and bibliography of a tropical spider fauna*. Sandhill Crane Press, Gainesville.
- NEW, T.R. 1999. Untangling the web: spiders and the challenges of invertebrate conservation. *Journal of Insect Conservation* 3:251-256.
- PASCUAL, M. & CASWELL, H. 1997. Environmental heterogeneity and biological pattern in a chaotic predator-prey system. *Journal of Theoretical Biology* 185:1-13.
- POLIS, G.A. & HURD, S. 1995. Extraordinarily high spider densities on islands: flow of energy from the marine to terrestrial food webs and the absence of predation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 92:4382-4386.
- POLLARD, S.D. 1994. Consequences of sexual selection on feeding in male jumping spiders (Araneae: Salticidae). *Journal of Zoology (London)* 234:203-208.

- PONCE, V.M. & CUNHA, C.N. 1993. Vegetated earthmounds in tropical savannas of Central Brazil: A synthesis. *Journal of Biogeography* 20:219-225.
- POST III, W.M. & RIECHERT, S.E. 1977. Initial investigation into structure of spider communities: Competitive effects. *Journal of Animal Ecology* 46:729-749.
- PRANCE, G.T. & SCHALLER, G.B. 1982. Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Brittonia* 34: 228-251.
- RADAMBRASIL. 1982a. Levantamento de recursos naturais. *Volume 27*: Folha SE.21 Corumbá.
- RADAMBRASIL. 1982b. Levantamento de recursos naturais. *Volume 28*: Folha SF.21 Campo Grande.
- RAIZER, J. 1997. *Aranhas associadas a macrófitas aquáticas no Pantanal sul-mato-grossense*. Tese de mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, 41p.
- RAIZER, J. & AMARAL, M.E.C. 1994. Araneofauna associada a macrófitas aquáticas na região do Pantanal do Miranda/Abobral, Mato Grosso do Sul. *Anais do Seminário de Ensino, Pesquisa e Extensão da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, UFMS, IX*:235.
- RAIZER, J. & AMARAL, M.E.C. 1997. Associações entre aranhas e plantas aquáticas no Pantanal Sul-Mato-grossense. *Boletim Informativo dos Aracnólogos do Brasil*, “Papo de Aranha”, III Encontro de Aracnologia, junho/97, Jundiáí. pp. 7-8.
- RAIZER, J. & AMARAL, M.E.C. 2001. Does the structural complexity of aquatic macrophytes explain the diversity of associated spider assemblages? *Journal of Arachnology* 29:227-237.
- RAIZER, J., AMARAL, M.E.C., LOPES, F.S. & LOUZAN, J.C. 1996. Complexidade estrutural em macrófitas aquáticas e estratégias de captura de presas das aranhas associadas. *Anais do Congresso de Ecologia do Brasil*, 3º:363.
- RUSSELL-SMITH, A. & STORK, N.E. 1995. Composition of spider communities in the canopies of rainforest trees in Borneo. *Journal of Tropical Ecology* 11:223– 235.
- SCHAEFER, M. 1987. Life cycles and diapause. In: *Ecophysiology of spiders* (W. Nentwig, ed.) Springer-Verlag, Berlin. pp 331-347.

- SCHLUTER, D. & RICKLEFS, R.E. 1993. Species diversity: an introduction to the problem. *In: Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives* (Ricklefs, R.E. & Schluter, D. eds.) The University of Chicago Press, Chicago. pp 1-10.
- SCHWAB, A., DUBOIS, D., FRIED, P. M. & EDWARDS, P. J. 2002. Estimating the biodiversity of hay meadows in north-eastern Switzerland on the basis of vegetation structure. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93:197-209.
- SHORROCKS, B. & SEVENSTER, J.G. 1995. Explaining local species diversity. *Proceedings of Royal Society London* 260:305-309.
- TRICART, J. 1982. El Pantanal: Un ejemplo del impacto de la geomorfología sobre el medio ambiente. *Geografía* 7:37-50.
- UETZ, G.W. 1977. Coexistence in a guild of wandering spiders. *Journal of Animal Ecology* 46:531-541.
- UETZ, G.W. 1991. Habitat structure and spider foraging. *In: Habitat structure. The physical arrangement of objects in space* (Bell, S.S., McCoy, E.D. & Mushinsky, H.R. eds.). Chapman and Hall, London. pp 325-348.
- UETZ, G.W. 1992. Foraging strategies of spiders. *Trends in Ecology and Evolution* 7:155-159.
- WHITEHOUSE, M.E.A., SHOCHAT, E., SHACHAK, M. & LUBIN, Y. 2002. The influence of scale and patchiness on spider diversity in a semi-arid environment. *Ecography* 25:395-404.
- WHITMORE, C., SLOTOW, R., CROUCH, T.E. & DIPPENAAR-SCOEMAN, A.S. 2002. Diversity of spiders (Araneae) in a savanna reserve, Northern Province, South Africa. *Journal of Arachnology* 30:344-356.
- WISE, D.H. 1993. *Spiders in ecological webs*. Cambridge University Press, Cambridge.
- YABE, R.S. 2000. Deslocamento de aves entre capões no Pantanal sul-mato-grossense. Tese de Mestrado, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, 106p.

- YABE, R.S. & MARQUES, E.J. 2001. Deslocamentos de aves entre capões no Pantanal Mato-grossense e sua relação com a dieta. *In: Ornitologia e Conservação: da ciência às estratégias*. (Albuquerque, J.L., Cândido-Junior J.F., Straube, F.C. & Roos, A. eds.) Unisul, Tubarão. pp 103-123.
- YOUNG, O.P. & LOCKLEY, T.C. 1989. Spiders of Spanish moss in the Delta of Mississippi (USA). *Journal of Arachnology* 17:143-148.
- ZULKA, K.P., MILASOWSZKY, N. & LETHMAYER, C. 1997. Spider biodiversity potential of an ungrazed and a grazed inland salt meadow in the National Park “Neusiedler See-Seewinkel” (Austria): implications for management (Arachnida: Araneae). *Biodiversity Conservation* 6:75–88.