



MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS**

BRUNO JOSÉ FERREIRA DA SILVA

**EFEITOS DO TAMANHO DA ÁREA FLORESTADA, GRAU
DE ISOLAMENTO E DISTÂNCIA DE ESTRADAS NA
ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES DE ARANHAS EM
ALTER DO CHÃO, SANTARÉM, PARÁ**

**BELÉM – PA
OUTUBRO / 2008**

BRUNO JOSÉ FERREIRA DA SILVA

**EFEITOS DO TAMANHO DA ÁREA FLORESTADA, GRAU
DE ISOLAMENTO E DISTÂNCIA DE ESTRADAS NA
ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES DE ARANHAS EM
ALTER DO CHÃO, SANTARÉM, PARÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emílio Goeldi e Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, como requisito a obtenção do grau de mestre em Ciências Ambientais.

Orientadora:

Prof^a. Dra. Ana Luisa Kerti Mangabeira Albernaz

Co-Orientador:

Prof. Dr. Alexandre Bragio Bonaldo

**BELÉM – PA
OUTUBRO / 2008**

BRUNO JOSÉ FERREIRA DA SILVA

**EFEITOS DO TAMANHO DA ÁREA FLORESTADA, GRAU
DE ISOLAMENTO E DISTÂNCIA DE ESTRADAS NA
ESTRUTURAÇÃO DE COMUNIDADES DE ARANHAS EM
ALTER DO CHÃO, SANTARÉM, PARÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Pará, Museu Paraense Emílio Goeldi e Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, como requisito a obtenção do grau de mestre em Ciências Ambientais.

Data de Aprovação: 24 / 10 / 2008

Conceito: Excelente

Banca Examinadora:

Prof^a. Dra. Ana Luisa Kerti Mangabeira
Albernaz – Orientadora
Doutora em Biologia (Ecologia)
Universidade Federal do Amazonas
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Prof. Adriano Venturieri – Membro
Doutor em Geografia
Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho

Prof. Leandro Valle Ferreira – Membro
Doutora em Biologia (Ecologia)
Universidade Federal do Amazonas
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

Prof. William Leslie Overal – Membro
Doutor em Entomologia
University of Kansas

Dedico este trabalho a todas as
pessoas que acreditam que é possível
aproveitar os benefícios do meio ambiente,
sem precisar destruí-lo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço,

À minha família, por todo apoio, compreensão e incentivo.

À minha filha, Anna Maria, que é minha fonte de inspiração, não me deixando desistir diante das dificuldades.

À comunidade e aos amigos de Alter do Chão, por me permitirem desenvolver as coletas e me socorrerem quando tive problemas, em especial meu amigo e mateiro Ede Borari, Laudeco e família, e Paulo e família por toda ajuda em todos os momentos.

À Dra. Tânia Sanaiotti, a quem tive a honra de conhecer em Alter do Chão. Pelos artigos e pelas palavras amigas, meu muito obrigado.

Ao amigo Fadini, com quem tive a honra de dividir a “mansão” da SUDAM, em Alter do Chão.

Ao Hipócratis e seus alunos, e a Ludmilla, por todo o apoio e ajuda.

Às amigas Regiane (Giorgina) Saturnino e Ana (Dra. Tourinho) pelas bibliografias, incentivos e risadas.

À Universidade Federal do Pará e à coordenação do curso de Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, por todo o incentivo pra que eu concluísse o curso.

Aos colegas de curso. Obrigado pelos exercícios e trabalhos, e pelos momentos agradáveis na casa do Programa de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera na Amazônia (LBA) na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, em especial para minha amiga e “irmã” de orientação Daniela Barros.

À Márcia e ao Ednaldo, secretários da casa do LBA em Belém, sempre prontos e dispostos a ajudar.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Pará pela bolsa de mestrado e ao projeto de Pesquisas de Desenvolvimento de Métodos, Modelos e Geoinformação para Gestão Ambiental pelo financiamento da viagem de coleta.

Aos meus amigos que sempre acreditaram na minha capacidade e sempre me incentivaram. Eduardo, Marcelo, Nildo, Sérgio, Tuca, Bill e Valdo, obrigado.

Aos meus orientadores, Dra. Ana Luisa Kerti Mangabeira Albernaz e Dr. Alexandre Bragio Bonaldo, por sempre guiarem meus caminhos, muito me ensinarem e pela paciência enorme comigo.

E, quero terminar agradecendo muito, mas muito mesmo, aos amigos do laboratório de aracnologia do Museu Paraense Emílio Goeldi, pois sem eles eu não teria conseguido. Por me acolherem de forma super carinhosa no laboratório, por toda a ajuda na triagem e identificação das aranhas, meu muito obrigado. Laura, Naiara, Nancy, Nayane, Bruno (Chimbinha), David, Léo, Moises e Sid, foi e é uma honra trabalhar com vocês. E meu amigo Guto, obrigado por acreditar em mim, obrigado pelo treinamento e obrigado por ter sido um grande amigo.

RESUMO

Dados recentes mostram que os processos de destruição da floresta e formação de fragmentos estão avançando muito rapidamente na Amazônia brasileira. Definir como esses processos afetam a fauna nas diferentes fito fisionomias amazônicas é fundamental para que se possam planejar políticas visando avaliar a vulnerabilidade relativa de diferentes grupos biológicos a esse processo assim estimar o valor de áreas fragmentadas para a conservação. Os invertebrados podem ser usados como bons indicadores para esse objetivo, pois são grupos com grande capacidade adaptativa e de dispersão, dependendo diretamente do ambiente para sua sobrevivência. A utilização de aranhas para avaliar o efeito da fragmentação florestal é recente e ainda pouco explorada, apesar das aranhas serem um grupo mega-diverso e com sua biologia diretamente relacionada com a composição e estrutura do ambiente em que vivem. Destarte este trabalho objetivou avaliar os efeitos do tamanho da área florestada, do grau de isolamento e da distância das estradas sobre as comunidades de aranhas em 15 ilhas de floresta, isoladas por matriz de savana e seis áreas de mata contínua no distrito de Alter do Chão, no município de Santarém, no oeste do estado do Pará. As amostragens envolveram um esforço de 252 horas, utilizando-se guarda-chuva entomológico e coleta manual noturna, ambas com controle de tempo e área, sendo a unidade amostral representada pela soma dos resultados obtidos por três coletores em cada área, em transectos de 250m. O protocolo resultou na captura de 7751 aranhas sendo 5477 imaturos e 2274 adultos. Após a identificação do material araneológico obteve-se uma lista com 306 espécies distribuídas em 32 famílias. Os padrões da comunidade de aranhas, analisados através de um MDS (Multidimensional Scaling ou escalonamento multidimensional) utilizando a distância de Bray-Curtis mostraram separação entre as áreas de mata contínua e ilhas de floresta. A análise da resposta à primeira dimensão da ordenação foi feita para as espécies com mais de 10 indivíduos na amostra e uma ordenação direta foi feita com as características das áreas (distância das ilhas de floresta para a floresta contínua, o tamanho e o índice de forma das ilhas de floresta). Uma análise GLM, utilizada para avaliar os efeitos da degradação ambiental, indicou diferenças significativas para o número de árvores por área florestada e para a distância das estradas: a fragmentação florestal sobre a comunidade de aranhas foi significativa apenas para o tamanho das ilhas em

relação ao eixo 1 do MDS. A análise de variância (anova), que foi utilizada para se achar as médias das riquezas que foram maiores nas matas contínuas, diferindo do resultado das curvas de rarefação, que apontaram uma riqueza levemente maior nas ilhas de florest. O padrão de hierarquia da comunidade de aranhas foi achado no programa Nestedness Temperature Calculator Program - Nestcalc (Atmar; Patterson, 1995).

Palavras-chave: Aranhas, Degradação, Fragmentação, Alter do Chão.

ABSTRACT

As forest destruction and fragmentation advance throughout the Brazilian Amazon, it has become important to determine how these processes affect the fauna in various vegetation types in order to predict impacts and the conservation value of *habitat* fragments for different animal taxa. Invertebrates are useful bio-indicators because of their adaptive and dispersal potential and intimate connections with the environment. The use of spiders to evaluate forest fragmentation is recent and only slightly employed, although the group is mega-diverse and biologically tied to environmental composition and structure. This study used spiders to evaluate the effects of forest fragment size, degree of isolation, and distance to roads in 15 forest islands in a savanna matrix and 6 areas of continuous forest, in Alter do Chão district, Santarém municipality, Pará state, Brazil. Capture of spiders involved 252 man-hours of effort with an entomological umbrella and manual nocturnal collections. Transects of 250 m were collected three times, and the summed results of each transect comprised a sample unit. In total, 7751 spiders were captured, including 5477 immature and 2274 adult specimens in 306 species belonging to 32 families. Spider community characteristics, analyzed by MDS (Multidimensional Scaling) with Bray-Curtis distance, showed separation between continuous forest and forest fragment *habitats*. For species with more than 10 individuals in the collections, an analysis was made of the response to the first dimension of ordination, and a direct ordination was made using characteristics of each collection area (distance from the forest island to continuous forest, area of forest fragment, and form index of the forest island). GLM analysis, used to evaluate the effects of environmental degradation, showed significant differences for number of trees in each forest fragment and for distance to roads: forest fragmentation was significant to spider communities only in terms of size of forest fragment (on axis 1 of the MDS). An ANOVA used to compare species richness showed greater richness in continuous forest, differing from the result of rarefaction curves that predict slightly higher species richness in forest islands. The hierarchical standard of the spider community was obtained with the Nestedness Temperature Calculator Program–Nestcalc.

Key words: Spiders, *Habitat* degradation, Forest fragments, Brazilian Amazon

SUMÁRIO

1 – INTRODUÇÃO	12
1.1 – FRAGMENTAÇÃO	13
1.2 – ARANHAS	14
2 – OBJETIVOS	17
2.1 – OBJETIVO GERAL	17
2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3 – METODOLOGIA	18
3.1 – ÁREA DE ESTUDO	18
3.2 – COLETA DE ARANHAS	20
3.3 – ANÁLISE DE DADOS	24
3.3.1 – Riqueza de espécies	24
3.3.2 – Composição da comunidade de aranha	24
3.3.3 – Efeitos de fragmentação sobre a composição da comunidade de aranha	25
3.3.4 – Efeitos de degradação sobre a composição da comunidade de aranha	26
4 – RESULTADOS	27
4.1 – RIQUEZA DE ESPÉCIES	27
4.2 – COMUNIDADE DE ARANHA	30
4.3 – EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE DE ARANHA	31
4.4 – EFEITOS DA DEGRADAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE DE ARANHA	39
4.5 – PADRÃO DE HIERARQUIA	39
5 – DISCUSSÃO	41
5.1 – ARANEOFAUNA DA REGIÃO DE ALTER DO CHÃO	41
5.2 – RIQUEZA DE ESPÉCIES	42

5.3 – EFEITOS DE FRAGMENTAÇÃO SOBRE A COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES DE ARANHA	43
5.4 – EFEITOS DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL SOBRE A COMUNIDADE DE ARANHA	46
6 – CONCLUSÕES	48
REFERÊNCIAS	49
APÊNDICES	59

1 – INTRODUÇÃO

Florestas tropicais, como a Amazônia, são consideradas os ecossistemas terrestres com maior diversidade de espécies (TURNER; CORLETT, 1996), ocupam aproximadamente 7% da superfície terrestre e devem apresentar espécies que ainda não são conhecidas pelo homem (WILSON, 1998). Na região amazônica aproximadamente 15% da área de floresta já foi desmatada (NEPSTAD et al., 2002). Na Amazônia o desmatamento vem aumentando desde a década de 70 devido à criação de pastos, exploração madeireira e agrícola, construção de hidrelétricas, abertura de estradas e implementação de tubulações de gasodutos (GASCON et al., 2001; FEARNSTIDE; LAURANCE, 2002; NEPSTAD et al., 2002). O desmatamento causa o surgimento de fragmentos de floresta (GASCON et al., 1999) que sofrem maior exposição ao vento, afetando o equilíbrio e a dinâmica das comunidades em função de alterações nas interações entre os próprios organismos e o ambiente ao seu redor (LAURANCE; BIERREGAARD, 1997). Além disso, mesmo que a matriz resultante ao redor do fragmento seja mais ou menos inóspita, a dispersão é afetada negativamente em ambientes fragmentados (WITH; KING, 1999), o que inicia e acelera os processos de extinção, promovendo a diminuição da riqueza e da abundância de várias espécies (LOVEJOY, 1984; HAMAZAKI, 1996) alterando a composição das comunidades locais (DIDHAM, 1997; HILL; CURRAN, 2001). Laurance e Bierregaard (1997), afirmam que são poucas as espécies tropicais que conseguem se adaptar ao atual processo de perda de áreas florestadas e formação de fragmentos florestais. Tais processos estão ocorrendo em velocidade nunca vista na história natural do planeta, o que está sendo considerado a principal causa da perda de biodiversidade (TURNER; CORLETT, 1996; LAURANCE; COCHRANE, 2001).

1.1 – FRAGMENTAÇÃO

A fragmentação de *habitats* é um dos mais importantes e conhecidos problemas dos atuais processos de uso da terra pelo homem (TABARELLI; GASCON, 2005). Um fragmento florestal é definido como uma área de vegetação natural interrompida por barreiras antrópicas (estradas, povoados, culturas agrícolas, pastagens) ou por barreiras naturais (montanhas, lagos, outras formações vegetais) capazes de diminuir significativamente o fluxo de animais, pólen ou sementes (VIANA, 1990). As conseqüências da fragmentação incluem a diminuição da diversidade biológica, redução da área de ecossistemas naturais, distúrbio no regime hidrológico das bacias hidrográficas, mudanças climáticas, erosão do solo, inundações e assoreamento das bacias hídricas, degradação dos recursos naturais, favorecimento ao estabelecimento de espécies invasoras e, ainda, mudanças nos fluxos químicos e físicos da paisagem, incluindo os fluxos de calor, vento, água e nutrientes (VIANA, 1990; RODRIGUES et al., 1995; TABANEZ et al., 1997).

A construção de estradas é uma das causas mais freqüentes da fragmentação de *habitats*, pois a abertura da floresta altera várias das características do ambiente, como umidade do solo, temperatura, capacidade de retenção de água, luminosidade, quantidade de poeira, sedimentação, superfície de escoamento e a capacidade de fuga dos animais (TROMBULAK; FRISSELL, 2000). Nas áreas próximas a estradas são alteradas as condições microclimáticas, relações interespecíficas e especializações ecológicas que são relacionadas como possíveis causas da sensibilidade de espécies à perturbação (GREENBERG, 1983; 1989). Áreas ocupadas por estradas e urbanizadas são ecologicamente vulneráveis ou apresentam alto risco de perda da integridade biótica das comunidades (SCOSS, 2002). Mais de 90% do desmatamento da Amazônia brasileira ocorre nos 50 km mais próximos das estradas e rodovias (LAURANCE et al., 2001).

Uma das principais estratégia de conservação da biodiversidade é a criação de áreas protegidas (BALMFORD et al., 2003), que contribuem para a proteção dos seres vivos que ocorrem em determinada região e para a manutenção de processos ecológicos, incluindo aqueles de especial interesse para o ser humano, como a formação e a conservação de solos, fixação de carbono, a reciclagem de nutrientes e o suprimento de água – os chamados serviços

ambientais (COSTANZA et al., 1997). Porém, a determinação do tamanho das áreas que seriam ideais para manter a riqueza, a diversidade e a estrutura das comunidades de forma satisfatória no ambiente ainda é questão de grandes debates. Ainda hoje, a teoria da biogeografia de ilhas de Mac Arthur e Wilson (1967), é um dos principais preceitos teóricos mais utilizados para determinar o tamanho e a forma das áreas de proteção, sem considerar se a riqueza é mantida por espécies exóticas ou oportunistas (RUTLEDGE, 2003). Seguindo os preceitos básicos da teoria de Biogeografia de ilhas, grandes áreas são priorizadas, pois é mais provável que contenham mais espécies e que consigam manter as espécies mais facilmente que reservas menores, que tenderiam a sofrer mais efeitos deletérios (MAC ARTHUR; WILSON, 1967), contudo, pequenas reservas conseguem manter espécies endêmicas de forma aceitável (OVASKAINEN, 2002). Porém a teoria da Biogeografia de ilhas, apesar de ter estimulado investigações sobre fragmentação de *habitats*, é uma “caricatura” da realidade, tendo em vista que, considera apenas alguns elementos importantes sobre paisagens fragmentadas, desconsiderando vários outros (LAURANCE, 2008). Questões como isolamento e a forma, apesar de adimensionais e úteis somente para comparações (MCGARIGAL, 2002) são tão importantes quanto o tamanho das áreas. Fragmentos mais isolados normalmente apresentam menor variação de espécies em relação a fragmentos pouco isolados (LAURANCE, 2008). Já em fragmentos pequenos e/ou com forma irregular a influência de condições climáticas extremas, como aumento do calor ou diminuição drástica da umidade, tende a ser mais importante (TURTON; FREIBURGER, 1997).

1.2 – ARANHAS

A fauna de artrópodes da região amazônica é mal conhecida, não obstante, os estudos sobre os principais grupos de insetos e aracnídeos são poucos, tanto do ponto de vista taxonômico como do biogeográfico (RICETTI, 2005). Somente sobre alguns grupos, como crustáceos e lepidópteros, existem dados relativamente completos sobre taxonomia e distribuição (HEYER et al., 1999). Um dos grandes problemas enfrentados nos estudos com insetos e aracnídeos é a falta

de representatividade em coleções devido à mega-diversidade desses grupos e à dificuldade de acesso ao interior da floresta (HEYER et al., 1999).

As aranhas apresentam grande diversidade e abundância e, por isso, são consideradas um grupo mega-diverso, sendo encontradas em todos os continentes menos na Antártida (RICETTI, 2005). Segundo Platnick (2008), já foram descritas 40.462 espécies de aranhas, distribuídas em 3.694 gêneros, dentro de 109 famílias conhecidas até 2008. Apesar de sua ampla distribuição e diversidade, Brescovit et al. (no prelo) afirmam que os trabalhos de levantamento da araneofauna desenvolvidos em regiões tropicais ainda são poucos. Para Coddington e Levi (1991), de 60% a 70% do material das coleções aracnológicas pelo planeta é constituído por espécies ainda não descritas.

Dias (2005), afirma que os países sul-americanos iniciaram há pouco tempo inventários da sua araneofauna na intenção de conhecer a diversidade e relacioná-las com outras eco-regiões do planeta (e.g. ZÚÑIGA, 1980; JIMÉNEZ, 1996; SILVA, 1992, 1996; SILVA; CODDINGTON, 1996; FLÓREZ, 1996, 1998; FLÓREZ; SANCHES, 1995; KOCHALKA et al., 1996, 1998). Dias (2005), afirma ainda que por serem as áreas melhor representadas nas coleções brasileiras, a Floresta Atlântica e Região Amazônica devem ser as áreas com maior diversidade de aranhas no Brasil. Segundo Adis et al. (2002), já foram descritas, para a Amazônia brasileira, mais de 65 famílias, 300 gêneros e 1000 espécies de aranhas, mas para Bonaldo et al. (no prelo) estes números estão bastante subestimados, tendo em vista que a araneofauna da Amazônia no Brasil começou a ser mostrada com intensidade somente a partir das décadas de 80 e 90 do século XX.

Para Uetz (1991), as aranhas, por serem animais comuns nos ecossistemas terrestres, como florestas tropicais, são ótimas para estudos sobre os efeitos das alterações no *habitat* sobre invertebrados, tendo em vista que aspectos da paisagem, como forma e tamanho do sub-bosque, no caso das construtoras de teias orbiculares; e no caso dos indivíduos errantes, que forrageiam ativamente, a estrutura e composição da serapilheira, afeta diretamente sua distribuição no ambiente. Bonte et al. (2002), afirmam que a estrutura e complexidade da vegetação, e a heterogeneidade dos *habitats* são os fatores que atuam diretamente sobre a araneofauna, sejam aranhas de teia, sejam caçadoras ativas. As aranhas que habitam o solo preferem ambientes com uma serapilheira densa, pois o número de abrigos para se esconderem dos predadores e de presas é maior, e a

temperatura é mais estável, tais fatores influenciam a riqueza e composição das espécies que vivem na serapilheira (BULTMANN; UETZ, 1984; UETZ, 1976; UETZ, 1979). Já aranhas que vivem sobre plantas dependem da arquitetura e da estruturada vegetação (FOELIX, 1982; UETZ, 1991; YSNEL; CANARD, 2000; TOTI et al., 2000). Entre as aranhas tecedoras de teia, as que apresentam melhor sucesso reprodutivo e crescimento corporal são as que selecionam os melhores *habitats* para construir suas teias (LUBÍN et al., 1993).

Segundo Foelix (1996), as aranhas habitam ambientes definidos e são limitadas pelas características físicas e biológicas da paisagem, como temperatura, umidade, substrato vegetal, presas e predadores, desta feita, distribuem-se verticalmente na vegetação, especializando-se em cada tipo de substrato e condições de micro clima.

Como a fragmentação da floresta poder levar a diminuição do número de micro *habitats* disponíveis, o que diminuiria a capacidade do ambiente em suportar um maior número de indivíduos (ZIMMERMAN; BIERREGAARD, 1986), a abundância de aranhas pode ser afetada pelas mudanças na paisagem decorrentes do processo de fragmentação. Porém, os efeitos da fragmentação sobre a comunidade de aranhas ainda não são bem conhecidos (REGO, 2003).

Este trabalho visa avaliar os efeitos do tamanho da área florestada, do grau de isolamento e da distância das estradas sobre as comunidades de aranhas em 21 áreas de floresta (ilhas de floresta - IF ou matas contínuas - MC), em Alter do Chão (2°31'S, 54°00'W), Santarém, Pará, circundadas por uma matriz de savana.

2 – OBJETIVOS

2.1 – OBJETIVO GERAL

Avaliar os efeitos do tamanho da área florestada, do grau de isolamento e da distância das estradas sobre as comunidades de aranhas em áreas de floresta, isoladas por matriz de savana no distrito de Alter do Chão, no município de Santarém, no estado do Pará.

2.2 – OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- 1 – Apresentar uma lista das espécies de aranhas de Alter do Chão, Santarém, Pará;
- 2 – Analisar a estrutura das comunidades de aranha em 15 áreas de floresta isoladas por matrizes de savana e seis de mata contínua na região de Alter do Chão;
- 3 – Analisar o efeito do tamanho das áreas isoladas, da distância entre áreas e da distância para as estradas sobre a composição da comunidade de aranha nas áreas de floresta isolada em Alter do Chão.

3 – METODOLOGIA

3.1 – ÁREA DE ESTUDO

No oeste do Estado do Pará, no município de Santarém, próximo à foz do rio Tapajós, a região do distrito de Alter do Chão apresenta manchas de savana amazônica (Cerrado), que cobrem cerca de 50 km² (SANAIOTTI, 1996), áreas com floresta densa e aberta, vegetação secundária e áreas de tensão ecológica, caracterizadas pelo contato da floresta com a savana (RADAMBRASIL, 1976) (Figura 01).

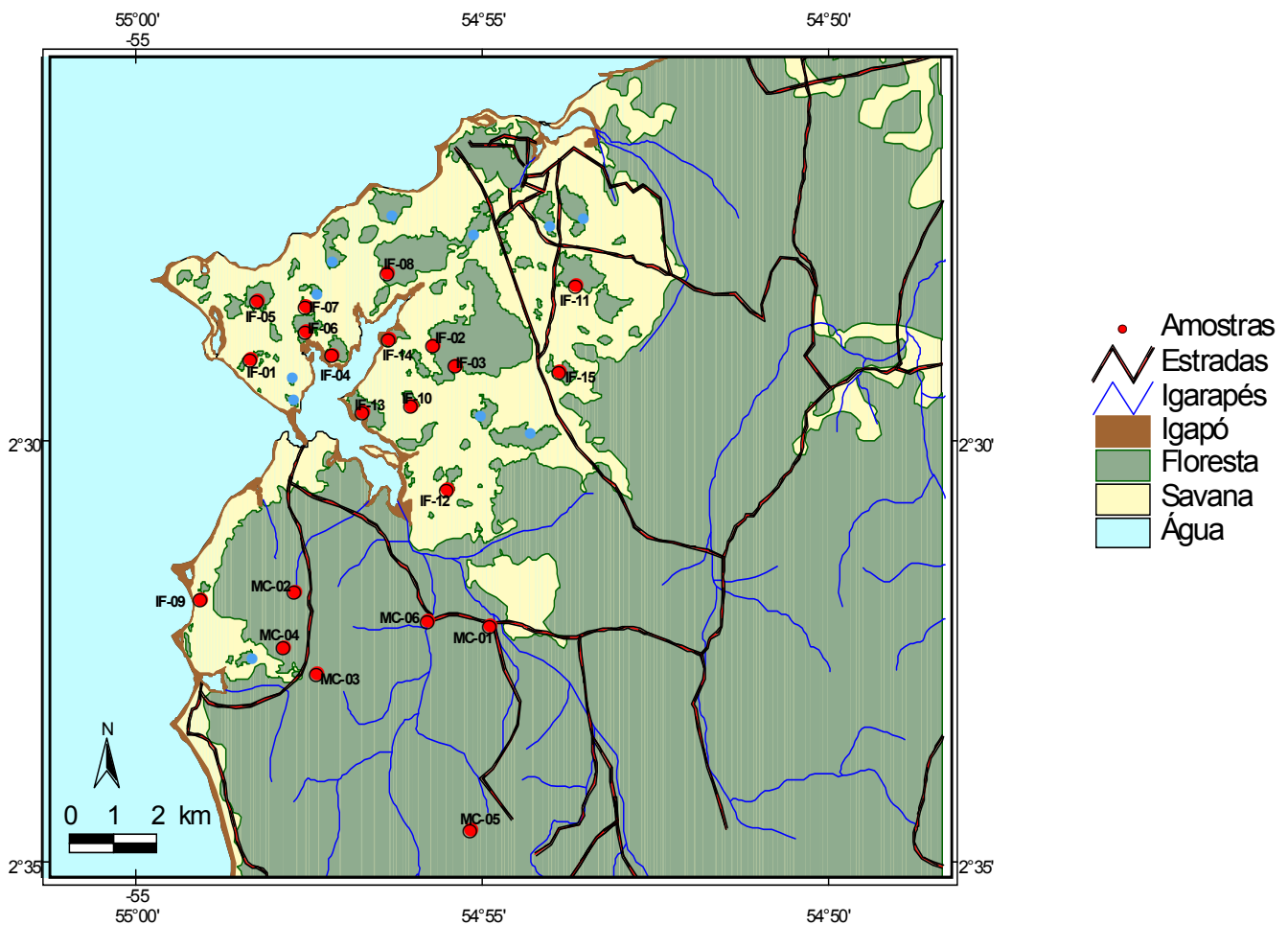


Figura 01. Mapa do Distrito de Alter do Chão e circunvizinhança, com as áreas de coleta (modificado de Albernaz, 2001).

A temperatura anual varia entre 24°C e 27°C (MIRANDA, 1993), o clima é classificado como tropical quente sub-úmido, com pluviosidade variando entre 1.500 e 2.750 mm anuais (SANAIOTTI, 1996). Rylands e Pinto (1998) classificam essa área como um santuário de fauna, por apresentar uma grande biodiversidade, tendo sido criada em 02/07/2003, por Decreto Municipal nº 17.771/03, a Área de Proteção Ambiental – APA Alter do Chão, com uma área de 16.180 hectares, com o intuito de promover a manutenção e o uso dos recursos naturais pelas comunidades que habitam a região (RENTE, 2006).

Este estudo tomou 21 amostras (Tabela 01). As coletas do material araneológico foram feitas em um transecto de 250 m de comprimento, em cada área, sendo 15 em ilhas de floresta e 6 em floresta contínua. As parcelas foram implementadas por Albernaz (2001) e também foram utilizadas para estudos de aves (DANTAS, 2005), quirópteros (BERNARD et al., 2001; BERNARD; FENTON, 2002, 2003) e coleópteros (TEIXEIRA, 2006).

Tabela 01. Nomes e dados ambientais das 21 áreas de amostragem em Alter do Chão, Santarém, Pará (modificado de Teixeira, 2006).

Áreas de Trabalho	Nomes originais	Diâmetro Médio	Número de Árvores	Estrada	Distância de Estradas (m)	Distância da Mata contínua (m)	Tamanho (hectares)	Área (m)	Perímetro (m)	Forma (P/A)
MC01-ANÍSIO	MC66	21,63	293	Asfalto	74,7548	***	***	***	***	***
MC02-CARATINGA	MC67	18,99	511	Terra	409,6517	***	***	***	***	***
MC03-MOCOTÓ	MC69	8,31	236	Terra	400	***	***	***	***	***
MC04-SÃO LUIS	MC64	9,76	161	Terra	623,6831	***	***	***	***	***
MC05-SÃO RAIMUNDO	MC68	7,13	259	Terra	971,8786	***	***	***	***	***
MC06-SÃO VICENTE	MC65	16,10	396	Asfalto	123,7058	***	***	***	***	***
IF01-ARIOCA	F6	5,41	1020	Asfalto	2308,0302	2664,7324	8,441	84406,051	1991,054	0,024
IF02-CAPIRANGA 1	F20-1	10,67	382	Terra	2409,356	1005,642	359,523	3595234,06	12739,456	0,004
IF03-CAPIRANGA 2	F20-2	16,74	477	Terra	2067,2791	1005,642	359,523	3595234,06	12739,456	0,004
IF04-JUCA	F10	5,38	779	Asfalto	2082,7036	1980,871	22,386	223864,018	2338,034	0,01
IF05-MATARAI	F4	17,50	748	Asfalto	3355,2	3475,6114	31,455	314546,394	2676,542	0,009
IF06-MIRITIAPINA 1	F9	6,42	923	Asfalto	2492,7226	2427,3059	26,216	262162,989	3510,36	0,013
IF07-MIRITIAPINA 2	F12	6,60	523	Asfalto	3029,6135	3104,7567	3,639	36393,165	1032,458	0,028
IF08-MUCAEN HELENA	F17-2	4,72	457	Terra	2871,8316	2848,4454	189,336	1893356,34	11616,094	0,006
IF09-MURETA	F59	9,90	342	Terra	1824,899	114,0135	6,033	60334,902	1773,989	0,029
IF10-NORATO	F21	9,90	330	Asfalto	2691,6197	1647,7566	10,574	105744,036	1406,093	0,013
IF11-PARAÍSO	F40	10,64	112	Terra	503,6215	1097,9348	66,23	662299,476	4772,296	0,007
IF12-PARAUÁ	F29	8,75	367	Asfalto	1823,4362	697,4231	14,016	140162,314	2182,236	0,016
IF13-SANTA LUZIA	F23	14,73	645	Asfalto	1623,7019	717,1708	39,496	394955,661	3564,351	0,009
IF14-SARÚ	F22	7,75	559	Asfalto	3103,8746	2579,5052	14,647	146465,412	2089,342	0,014
IF15-SERINGA	F33	8,52	163	Terra	393,5566	184,6406	23,114	231139,14	2684,367	0,012

A coleta de dados de estrutura da vegetação para as mesmas unidades amostrais estiveram sob responsabilidade do Dr. William Magnusson (dados não-publicados). Cada amostra de vegetação consistiu na medição do diâmetro médio (DAP) e contagem de todas as árvores com diâmetro igual ou superior a 5 cm em quatro transectos de 250 m de comprimento por 2 m de largura, alocadas em cada área amostral.

3.2 – COLETA DE ARANHAS

As coletas do material araneológico ocorreram em transectos de 250 m de comprimento e seguiram o protocolo utilizado pela equipe do laboratório de aracnologia do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), sendo que foram utilizadas duas técnicas de captura de aracnídeos e outros invertebrados, guarda-chuva entomológico (GCE) e coleta ativa manual noturna (MN), pois Coddington et al. (1991) explicam que a utilização de diferentes métodos de coleta de aranhas é fundamental para que se consiga ter uma amostra mais representativa da comunidade e segundo Green (1999), a metodologia de coleta e o período do dia têm influência no número de espécies e indivíduos que serão coletados. Cada transecto foi dividido em 12 sub-transectos de 30 m de comprimento, sendo seis na margem direita e seis na margem esquerda do transecto principal, seis transectos utilizados para coletas com GCE e seis para MN, todos marcados com um barbante ou corda plástica de 30 m de comprimento, separados entre si por 20 m de distância (Figura 02).

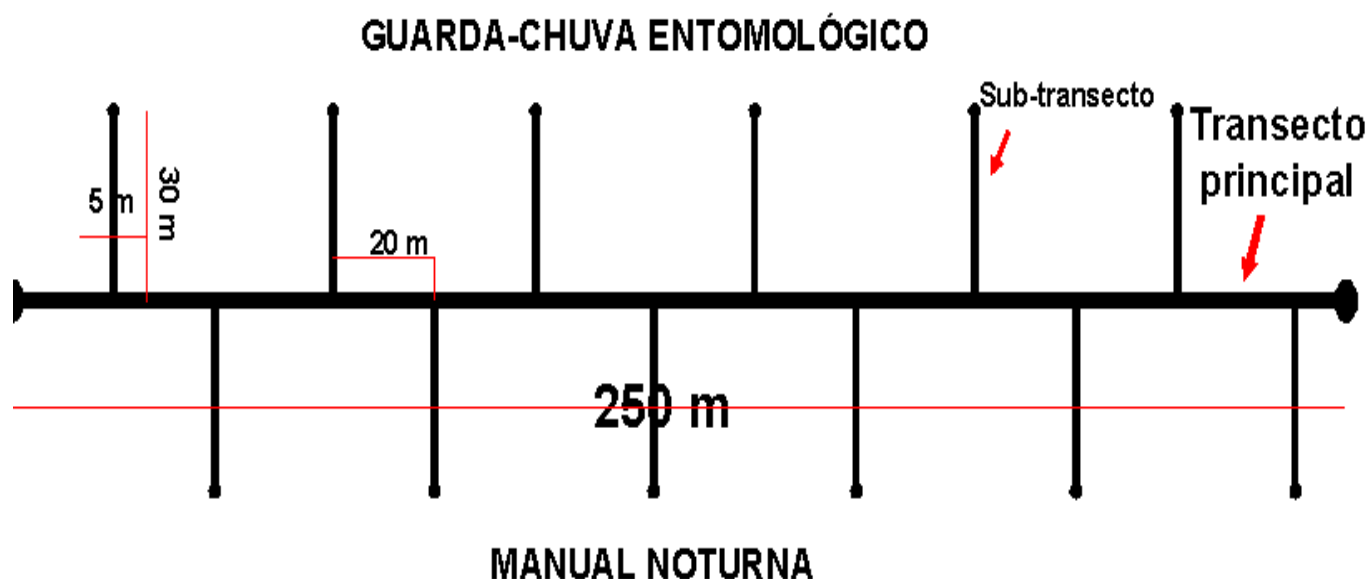


Figura 02. Esquema dos transectos com 12 linhas de coleta.

O GCE é utilizado durante o dia e consiste em duas hastes de madeira com 90 cm de comprimento cada, cruzadas, presas entre si pelo centro e cobertas com tecido branco de algodão, que serve para melhor visualização dos exemplares coletados (Figura 03A; 03B). Esta estrutura é colocada sob pequenos arbustos, ramos ou arvoretas com até 2 m de altura. A vegetação é agitada com um bastão, provocando a queda das aranhas sobre o tecido, de onde são coletadas manualmente ou com a ajuda de um pequeno pote coletor. O material coletado é imediatamente transferido para frascos contendo álcool 80°. Essa técnica é empregada para capturar invertebrados arborícolas que se alojam na vegetação que compõem o sub-bosque.

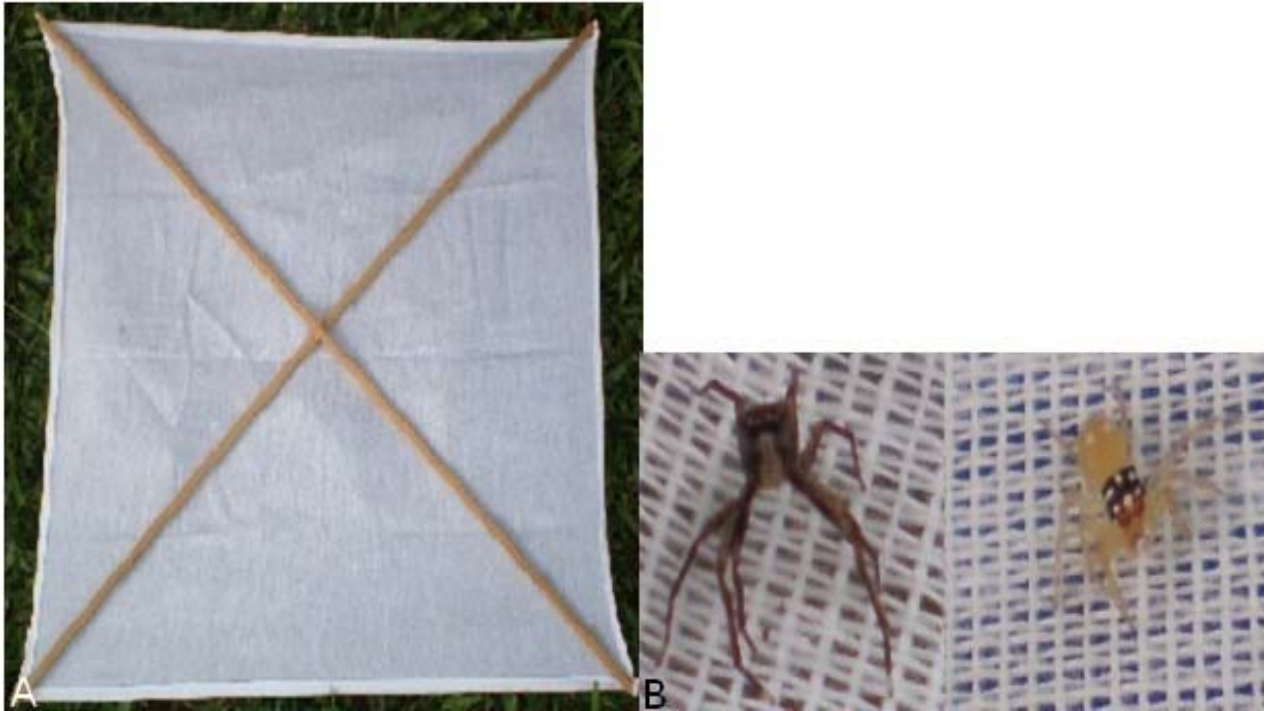


Figura 03. Guarda chuva entomológico ou batedor (A); Visualização das aranhas sobre o tecido do batedor (B).

A metodologia de coleta MN permite acessar diferentes estratos que são utilizados pelas aranhas dentro da área de coleta, como solo, serapilheira, folhagem, teias, troncos, pedras e cascas de árvores. Na MN as aranhas são capturadas diretamente com pinças, pequenos potes ou manualmente. Esta amostragem é feita com o auxílio de lanterna de cabeça, tendo em vista que, o brilho nos olhos das aranhas provocado pela luz da lanterna em ângulo reto com os olhos do coletor facilita a localização das mesmas (Figura 04A; 04B; 04C).

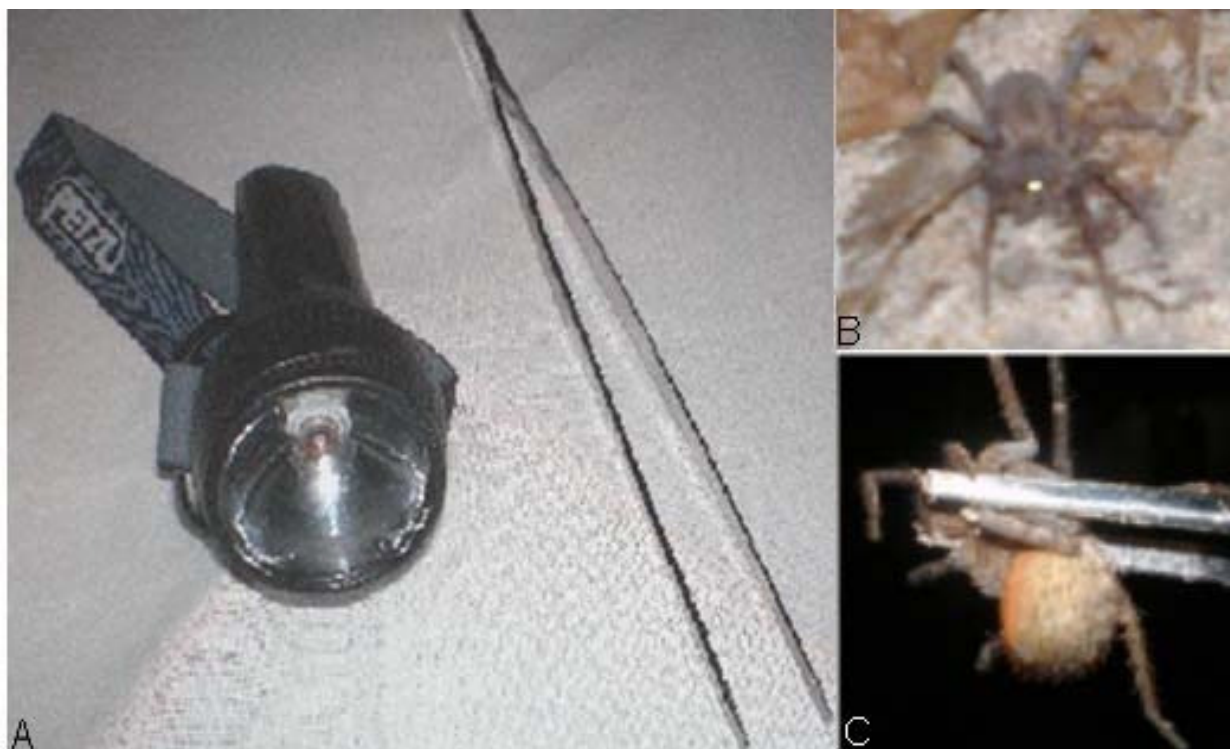


Figura 04. Equipamentos mais utilizados nas coletas noturnas (A); Visualização do brilho dos olhos das aranhas errantes noturnas (B); Captura das aranhas com utilização da pinça (C).

Em ambas as metodologias as coletas foram feitas pelo período de uma hora, dentro de cada transecto de 30 m, sendo que seis transectos foram utilizados para as coletas com GCE e seis para MN. A exploração foi feita em trajetos de ida e volta nos transectos, com deslocamento de até cinco m para cada lado, sendo coletados todos os espécimes visualizados. Cada área de coleta foi considerada como uma amostra, por tanto foram produzidas 21 amostras. O número de coletores foi sempre três. Em cada uma das áreas, cada coletor visitou quatro transectos de 30 m, sendo dois transectos utilizando a metodologia GCE e dois utilizando a metodologia MN, produzindo assim quatro sub-amostras cada coletor em quatro horas de trabalho diário, o que gerou 252 sub-amostras em 35 dias de coleta.

O material coletado está depositado no laboratório de aracnologia do MPEG onde foi triado e identificado no nível taxonômico mais exato possível. Para identificação foi utilizada bibliografia especializada, chaves taxonômicas e o auxílio dos especialistas do laboratório de aracnologia do MPEG. Como a identificação das espécies é feita pela visualização das estruturas reprodutivas que só estão presentes nos indivíduos adultos, os jovens não foram considerados nas análises.

Os adultos foram identificados em nível de espécie, ou morfo-espécie, tendo em vista que a taxonomia de vários grupos de aranhas ainda é pouco compreendida. Atualmente o material está em fase de tombamento na coleção aracnológica do MPEG (Belém – PA).

3.3 – ANÁLISES DE DADOS

3.3.1 – Riqueza de espécies

Para verificar se há diferença significativa na riqueza absoluta da comunidade de aranha das ilhas de floresta em relação à comunidade de aranha das matas contínuas, foi gerada uma matriz com as riquezas absolutas em cada uma das 21 áreas e a partir dessa matriz foi feita uma análise de variância (ANOVA).

Uma matriz com a riqueza total observada nas áreas de mata e nas ilhas de floresta foi construída com o objetivo de padronizar o número de indivíduos e comparar a riqueza de espécies entre os dois tipos de ambiente analisados. A partir dessa matriz curvas de rarefação foram produzidas, utilizando-se o programa EcoSim (GOTELLI; ENTSMINGER, 2004).

3.3.2 – Composição da comunidade de aranha

Para sintetizar a composição da comunidade de aranhas encontradas nas 21 áreas amostradas em duas dimensões, foi utilizado o NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling ou escalonamento multidimensional não métrico), empregando-se como índice de associação a distância de Bray-Curtis. Foram produzidas duas matrizes, uma com todas as 306 espécies identificadas e outra com apenas as espécies que tinham dez ou mais exemplares adultos.

Também foi feita a representação gráfica da distribuição das espécies ao longo do NMDS1 entre as áreas de mata contínua e as ilhas de floresta.

3.3.3 – Efeitos de fragmentação sobre a composição da comunidade de aranha

Para avaliar quais gradientes ambientais influenciam a comunidade de aranhas nos fragmentos foi feita uma análise GLM (General Linear Model) entre os escores obtidos nas duas dimensões do NMDS com todas as espécies e a menor distância das ilhas de floresta para a mata contínua (DISTMC), o tamanho e a forma das ilhas de floresta, definida pela relação perímetro-área. Porém como só foram visitadas 21 áreas de coleta, as análises foram feitas somente com duas variáveis de cada vez, seguindo o que é sugerido devido ao tamanho da amostra, formando três modelos diferentes: DISTMC+TAMANHO; DISTMC+FORMA; TAMANHO+FORMA; (modificado de FERREIRA, 2007).

$$\mathbf{NMDS1, NMDS2} = \text{CONSTANTE} + \text{DISTMC} + \text{TAMANHO} + \text{ERRO}$$

$$\mathbf{NMDS1, NMDS2} = \text{CONSTANTE} + \text{DISTMC} + \text{FORMA} + \text{ERRO}$$

$$\mathbf{NMDS1, NMDS2} = \text{CONSTANTE} + \text{FORMA} + \text{TAMANHO} + \text{ERRO}$$

As medidas de área e perímetro das ilhas de floresta, utilizados para a variável tamanho e para calcular o índice de forma, foram obtidas com a utilização da extensão “X-Tools” (DELAUNE, 2000), associada ao programa ArcView 3.2 (ESRI, 1996), sobre o mapa da área digitalizado por Albernaz (2001) e disponibilizado para este estudo. O índice de forma foi calculado conforme a fórmula $\frac{P}{A} = \frac{\text{Perímetro}}{\text{Área}}$. As distâncias entre as ilhas de floresta e entre os locais de amostragem e as estradas foram obtidas utilizando-se a extensão “Nearest Features v3.6d” (JENNESS, 2002), associada ao programa Arc-Vew 3.2 (ESRI, 1996) (modificado de ALBERNAZ, 2001).

Foram também realizadas análises de ordenação direta da comunidade de aranhas utilizando-se apenas as espécies mais representativas, neste caso, as que apresentaram abundância maior ou igual a dez indivíduos. Não existe uma probabilidade associada à ordenação direta, mas esta técnica demonstra a distribuição de determinados grupos taxonômicos quando valores contínuos de uma dada variável ambiental (gradiente) estão disponíveis (FERREIRA, 2007). A

ordenação direta foi feita utilizando como variáveis a menor distância entre as ilhas de floresta e as matas contínuas, índice de forma das IF e tamanho das IF.

Para avaliar a ocorrência de um padrão hierárquico na comunidade de aranhas encontradas nas 21 áreas de coleta foi utilizado o programa Nestedness Temperature Calculator Program – Nestcalc (ATMAR; PATTERSON, 1995), verificando se as espécies coletadas nas ilhas são um subconjunto das espécies presentes nas áreas de mata contínua. Para isso, a matriz da composição foi transformada em presença-ausência. A significância do padrão obtido foi avaliada por meio da simulação da temperatura de 1000 matrizes de mesmo tamanho e preenchimento que a matriz do estudo.

3.3.4 – Efeitos de degradação sobre a composição da comunidade de aranha

Para analisar o efeito de degradação sobre a composição das comunidades de aranhas também foi utilizada uma análise GLM com os dados obtidos tanto em ilhas de floresta como os de matas contínuas. Para essa análise foram utilizadas como variáveis a menor distância das estradas para as áreas de coleta (DISTEST), o diâmetro médio da vegetação (DAP igual ou superior a 5 cm) e o número de árvores por área (NIND). No entanto, como houve uma forte correlação entre o número de árvores por área e a distância das estradas (0,585), similar ao que foi observado por Teixeira (2006), as análises foram realizadas sempre com o DAP médio associado à menor distância das estradas ou ao número de árvores por área. Dessa forma, os modelos testados foram:

$$\mathbf{NMDS1, NMDS2} = \mathbf{CONSTANTE + DAP + DISTEST + ERRO}$$

$$\mathbf{NMDS1, NMDS2} = \mathbf{CONSTANTE + DAP + NIND + ERRO}$$

4 – RESULTADOS

4.1 – RIQUEZA DE ESPÉCIES

As matas contínuas apresentaram valores de riquezas entre 42 a 57 espécies por área, enquanto as ilhas de floresta apresentaram a área com maior riqueza (IF01 com 65 espécies) e maior amplitude de riqueza, variando entre 26 a 65 espécies (Tabela 02) (Apêndice 07).

Tabela 02. Riqueza das 21 áreas de amostragem em Alter do Chão, Santarém, Pará.

Áreas	Riqueza Total
MC-01	58
MC-02	57
MC-03	51
MC-04	42
MC-05	51
MC-06	53
F-01	65
F-02	40
F-03	53
F-04	31
F-05	41
F-06	40
F-07	41
F-08	52
F-09	42
F-10	26
F-11	46
F-12	43
F-13	30
F-14	41
F-15	46

A diferença na riqueza por área foi significativa, tendo as matas contínuas apresentado riqueza maior que as ilhas de floresta ($F_{1,19} = 5,015$; $p < 0,05$; Figura 05A, 05B).

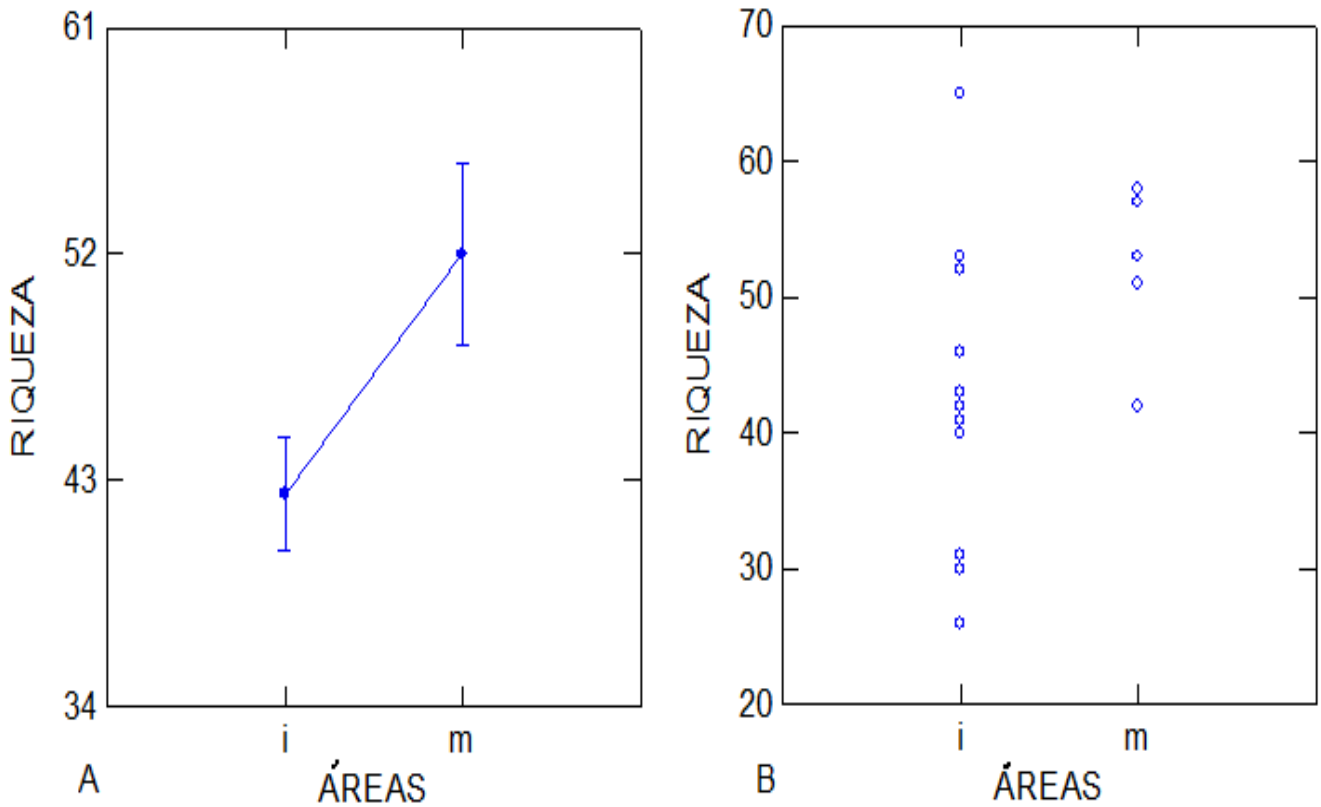


Figura 05A; 05B. Gráficos das riquezas médias das 21 áreas de coleta em Alter do Chão, Santarém, Pará.

Contudo, uma das ilhas (IF01) pode ser considerada um *outlier*, pois apresentou muito mais espécies que todas as outras 20 áreas, influenciando, desta forma, o resultado devido ao aumento discrepante da média da riqueza dos fragmentos. A retirada desta ilha da matriz de dados tornou a diferença entre a riqueza média das matas contínuas e ilhas de floresta ainda maior ($F_{1,18} = 10,075$; $p < 0,05$; Figura 06A; 06B).

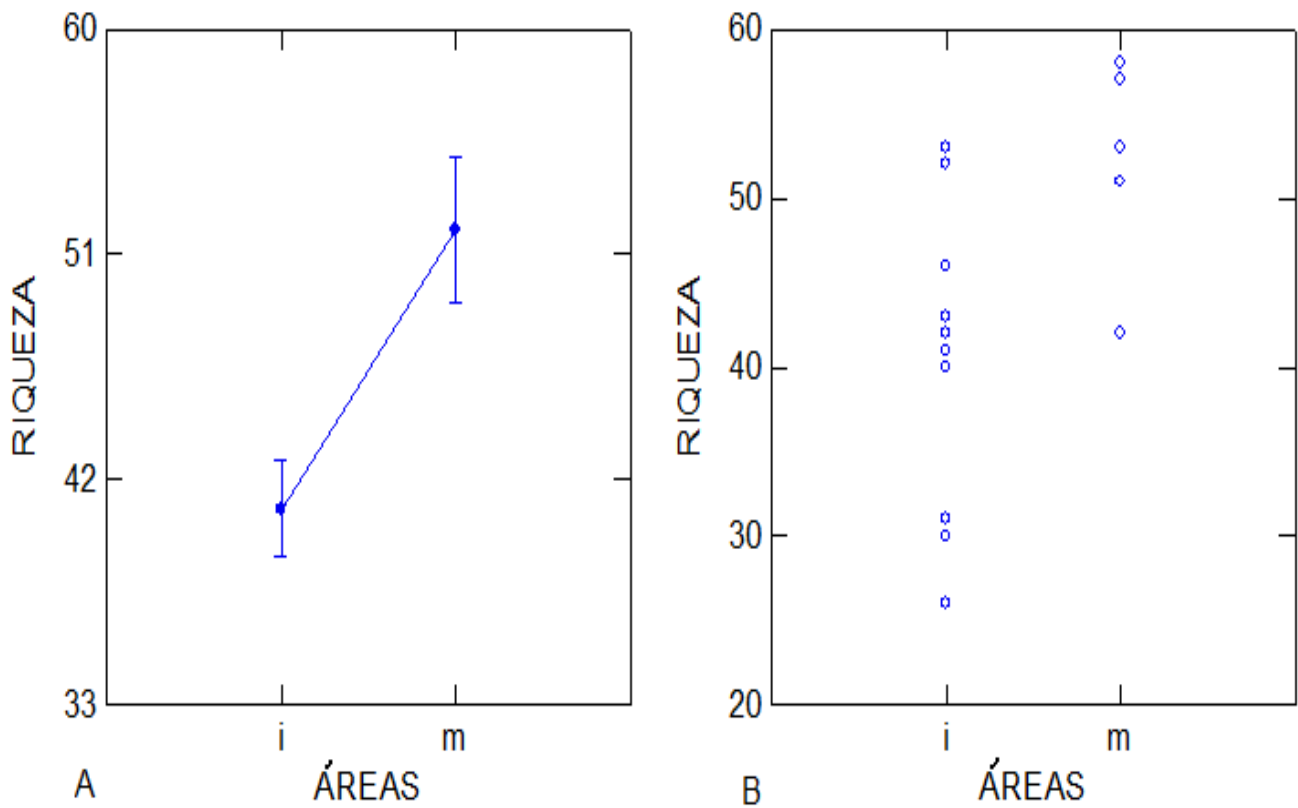


Figura 06A; 06B. Gráficos das riquezas médias em 20 áreas de trabalho, excluindo-se a área IF01 (*outlier*) em Alter do Chão, Santarém, PA.

No entanto, quando se considera o total de espécies coletadas nas ilhas de florestas e nas matas contínuas observa-se que não houve diferença, sendo a riqueza total das ilhas de floresta ligeiramente maior, como mostram as curvas de rarefação (Figura 07), provavelmente devido ao maior esforço amostral despendido nas ilhas (15 amostras de ilhas de floresta; 06 amostras de mata contínua).

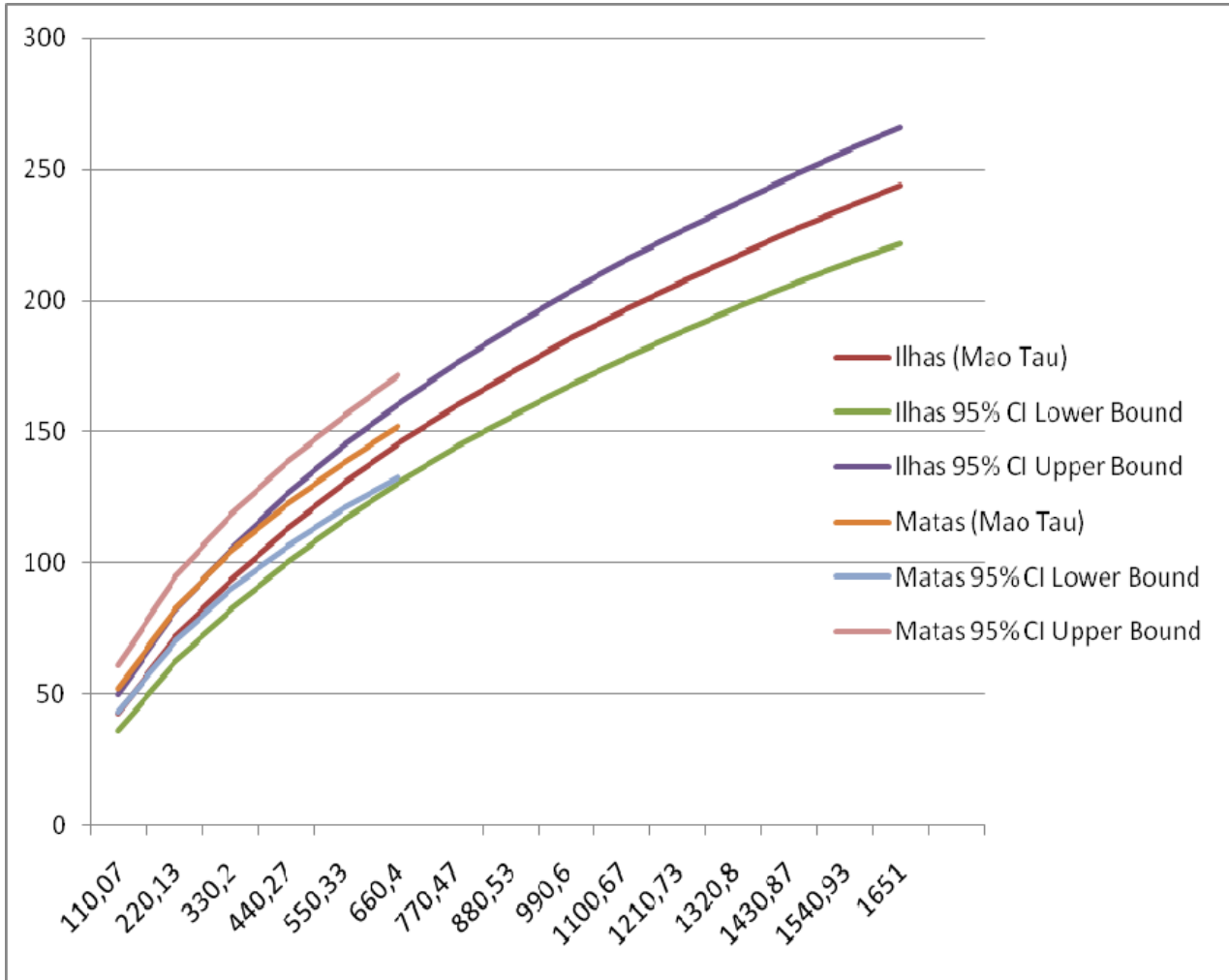


Figura 07. Curvas de rarefação para as matas contínuas e ilhas de floresta.

4.2 – COMUNIDADE DE ARANHA

Foram coletadas 7751 aranhas nas 21 amostras, sendo que 5477 (70,66%) foram imaturos e 2274 (29,34%) adultos. Foram reconhecidas 306 morfoespécies divididas em 32 famílias (Apêndice 01).

Nas 15 ilhas de floresta, de um total de 1652 aranhas adultas coletadas, foram encontradas 244 morfoespécies, sendo 152 com ocorrência exclusiva nessas áreas (Apêndice 02). Nas seis áreas de mata contínua foram capturadas 622 aranhas adultas, distribuídas em 152 morfoespécies, das quais 62 foram exclusivas dessas áreas (Apêndice 03). O número de indivíduos adultos e de morfoespécies foi maior nas ilhas de florestas em relação às matas contínuas

A maioria das espécies apresentou baixa abundância, o que é comum em inventários com aranhas. Apenas 15,03% das espécies apresentaram dez ou mais exemplares. O número de *singletons*, espécies com apenas um único representante em toda a amostragem, foi de 133 espécies ou 43,46% das espécies coletadas, sendo que destas, 106 ocorreram nas ilhas de floresta (Apêndice 04).

As famílias mais abundantes foram responsáveis por 1799 exemplares ou 79,11% do total de aranhas adultas coletadas e foram: Araneidae (615), Theridiidae (297), Salticidae (291), Ctenidae (223), Pholcidae (219) e Uloboridae (154) (Apêndice 05).

As famílias mais ricas responderam por 227 espécies ou 74,18% do total e foram: Salticidae (73), Theridiidae (61), Araneidae (39), Uloboridae (28), Thomisidae (16) e Corinnidae (10) (Apêndice 06).

A grande maioria das famílias apresentou abundância e riqueza baixas. 13 das 32 famílias apresentaram menos de dez exemplares na amostragem e 20 foram representadas por cinco ou menos morfo-espécies. A família Cyrtaucheniidae, com *Fufius auricomus*, só ocorreu na mata contínua, em uma única área (MC-03 ou Mocotó) com duas fêmeas coletadas. Nas ilhas de floresta ocorreram duas famílias exclusivas, Hersiliidae e Palpimanidae. A primeira foi representada apenas por *Neotama mexicana*, na ilha F-08 (Mucaen Helena), onde foram coletadas duas fêmeas e na ilha F-14 (Sarú), onde um macho foi capturado. A segunda apresentou quatro morfo-espécies, *Otiotrops* sp1, com uma fêmea coletada na F-13 (Santa Luzia), *Otiotrops* sp2, com uma fêmea coletada na F-02 (Capiranga I), *Otiotrops* sp3, com dois machos na área F-04 (Juca), e *Otiotrops* sp4, representada por um macho capturado na ilha F-15 (Seringa).

4.3 – EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE DE ARANHA

A configuração do NMDS mostra uma separação entre as amostras de mata contínua e as de ilha de floresta, principalmente na primeira dimensão da ordenação (Figura 08).

A ordenação das espécies ao longo do eixo indica que *Mesabolivar aff. cambridgei* sp2, *Tetragnatha* sp2, *Neoxyphinus* sp1 e *Nothroctenus* sp2 foram às espécies mais associadas à mata contínua, enquanto Salticidae sp8, Theridiidae sp6 e *Architis tenuis* foram mais associadas as de ilhas de floresta (Figura 09).

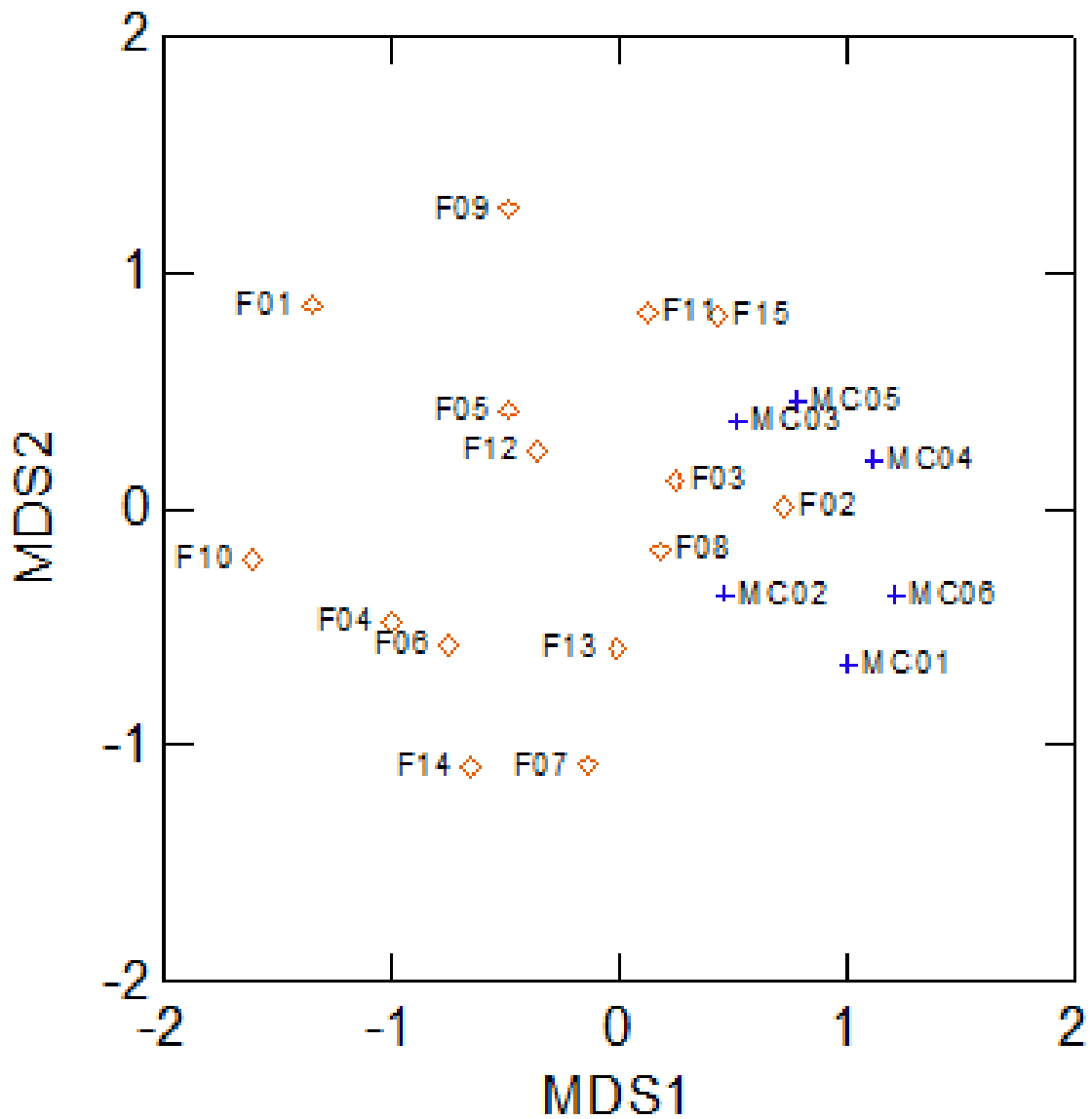


Figura 08. Gráfico da configuração do NMDS da comunidade de aranhas em Alter do Chão.

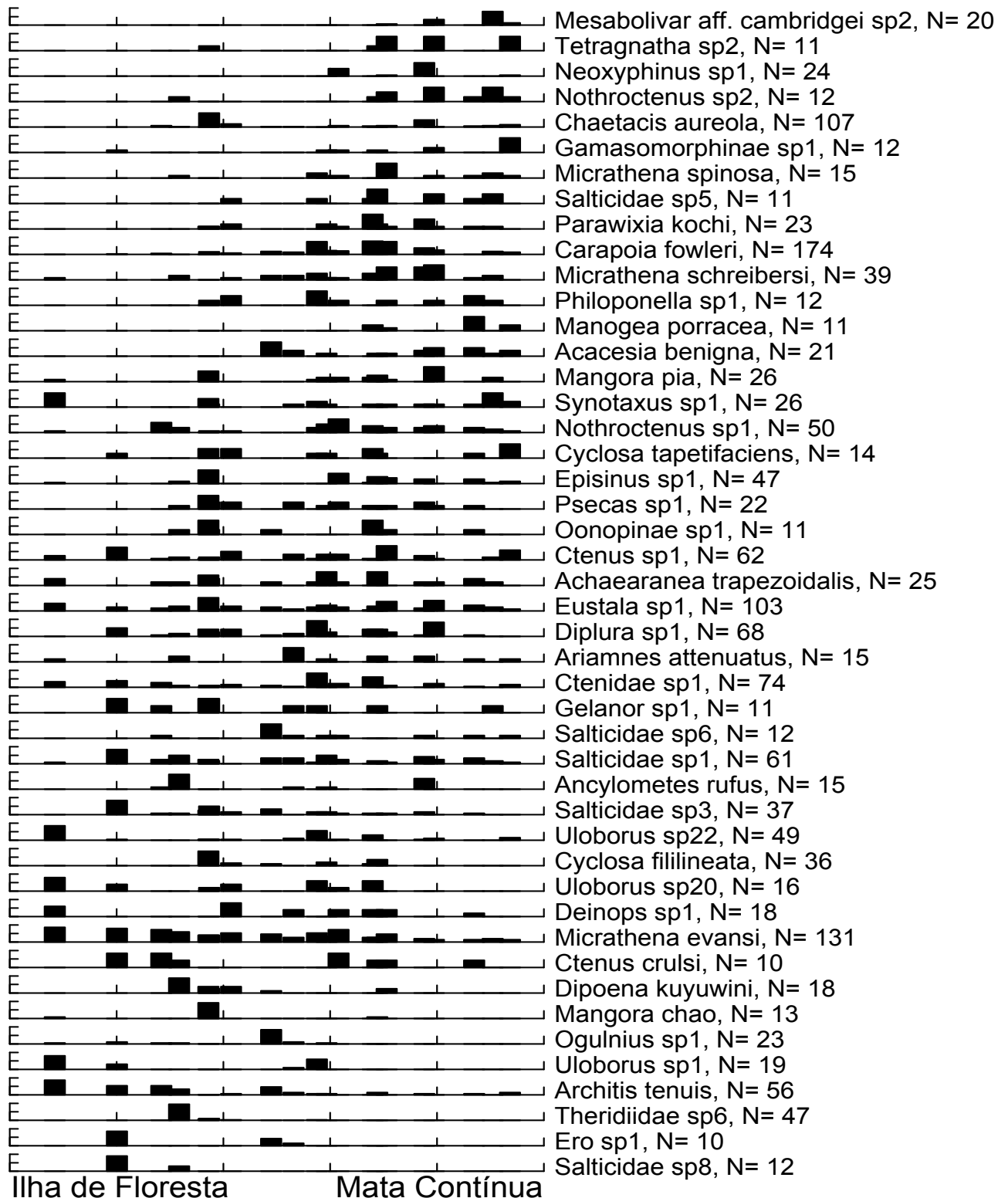


Figura 09. Representação gráfica da distribuição das espécies ao longo da primeira dimensão do NMDS.

O primeiro modelo testado para avaliar o efeito de fragmentação sobre a comunidades de aranhas foi DISTMC + TAMANHO, sendo significativo para o primeiro eixo do NMDS ($P= 0.015$), mas não para o segundo eixo ($P= 0.373$), com Wilks' Lambda= 0.042. A DISTMC não apresentou efeito significativo para nenhum dos eixos (NMDS1 $P= 0.238$; NMDS2 $P= 0.090$; Wilks' Lambda= 0.137) e a variável TAMANHO foi significativa apenas para o primeiro eixo do NMDS (NMDS1 $P= 0.022$; NMDS2 $P= 0.806$; Wilks' Lambda= 0.083).

DISTMC + FORMA foi o segundo modelo testado e não teve efeito significativo sobre a comunidade de aranhas nas 15 ilhas de floresta (NMDS1 $P= 0.060$; NMDS2 $P= 0.328$; Wilks' Lambda= 0.111). A DISTMC, com NMDS1 $P= 0.195$, NMDS2 $P= 0.083$ e Wilks' Lambda= 0.123, não foi significativa também neste modelo, assim como a FORMA (NMDS1 $P= 0.128$; NMDS2 $P= 0.549$; Wilks' Lambda= 0.291).

O modelo FORMA + TAMANHO foi significativo apenas para o eixo 1 do NMDS (NMDS1 $P= 0.028$; NMDS2 $P= 0.951$; Wilks' Lambda= 0.164). A variável FORMA não apresentou significância sobre a comunidade de aranhas (NMDS1 $P= 0.799$; NMDS2 $P= 0.582$; Wilks' Lambda= 0.824). O TAMANHO também não apresentou efeito significativo (NMDS1 $P= 0.072$; NMDS2 $P= 0.702$; Wilks' Lambda= 0.211).

Na ordenação direta em relação a menor distância das ilhas de floresta para as matas contínuas observamos que as espécies *Ogulnius* sp1, Theridiidae sp6, Salticidae sp6, *Architis tenuis*, *Chaetacis aureola*, *Acacesia benigna*, *Achaearanea trapezoidalis*, Salticidae sp3, Salticidae sp1 e *Micrathena evansi* apresentaram preferência por áreas mais isoladas, enquanto *Mangora chao*, *Episinus* sp1, *Cyclosa fililineata*, *Mangora pia*, *Parawixia kochi*, *Deinops* sp1, *Psecas* sp1, *Carapoia fowleri*, *Micrathena schreibersi*, *Diplura* sp1, *Ariamnes attenuatus* e *Uloborus* sp20 ocorreram em áreas preferencialmente mais próximas das matas contínuas (Figura 10).

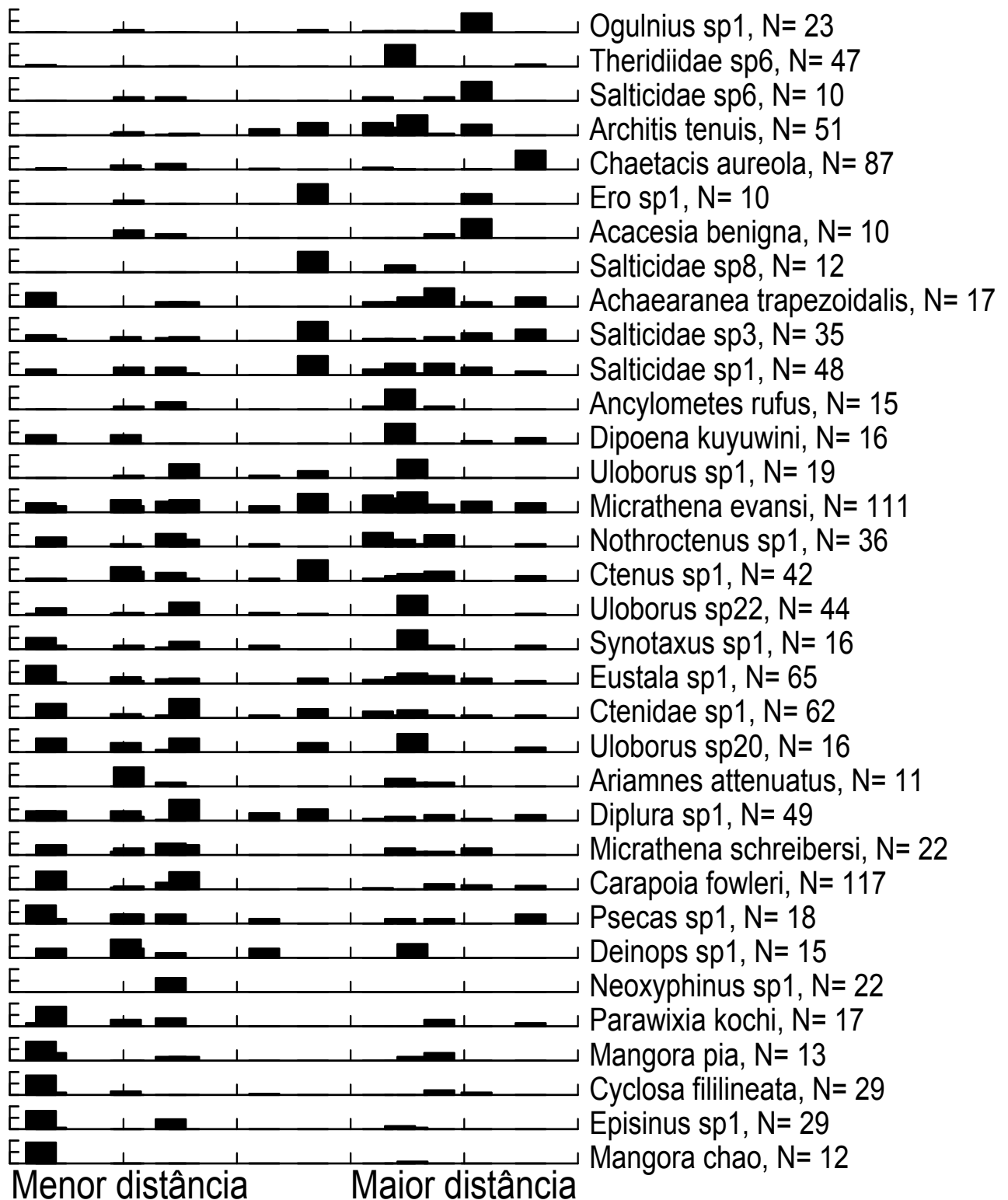


Figura 10. Gráfico de Ordenação direta mostrando a distribuição das espécies em relação à distância das 15 ilhas de floresta para as 6 áreas de mata contínua em Alter do Chão, Santarém, Pará.

Na ordenação direta em relação ao índice de forma observa-se uma separação na distribuição das espécies entre as IF de maior e menor índice, com uma “preferência” pelas ilhas com menor índice de forma, porém algumas espécies apresentaram-se mais abundantes nas ilhas de maior índice de forma, como *Mangora chao*, *Cyclosa fililineata*, *Ogulnius* sp1, Salticidae sp6, *Synotaxus* sp1, *Architis tenuis* e *Acacesia benigna* (Figura 11).

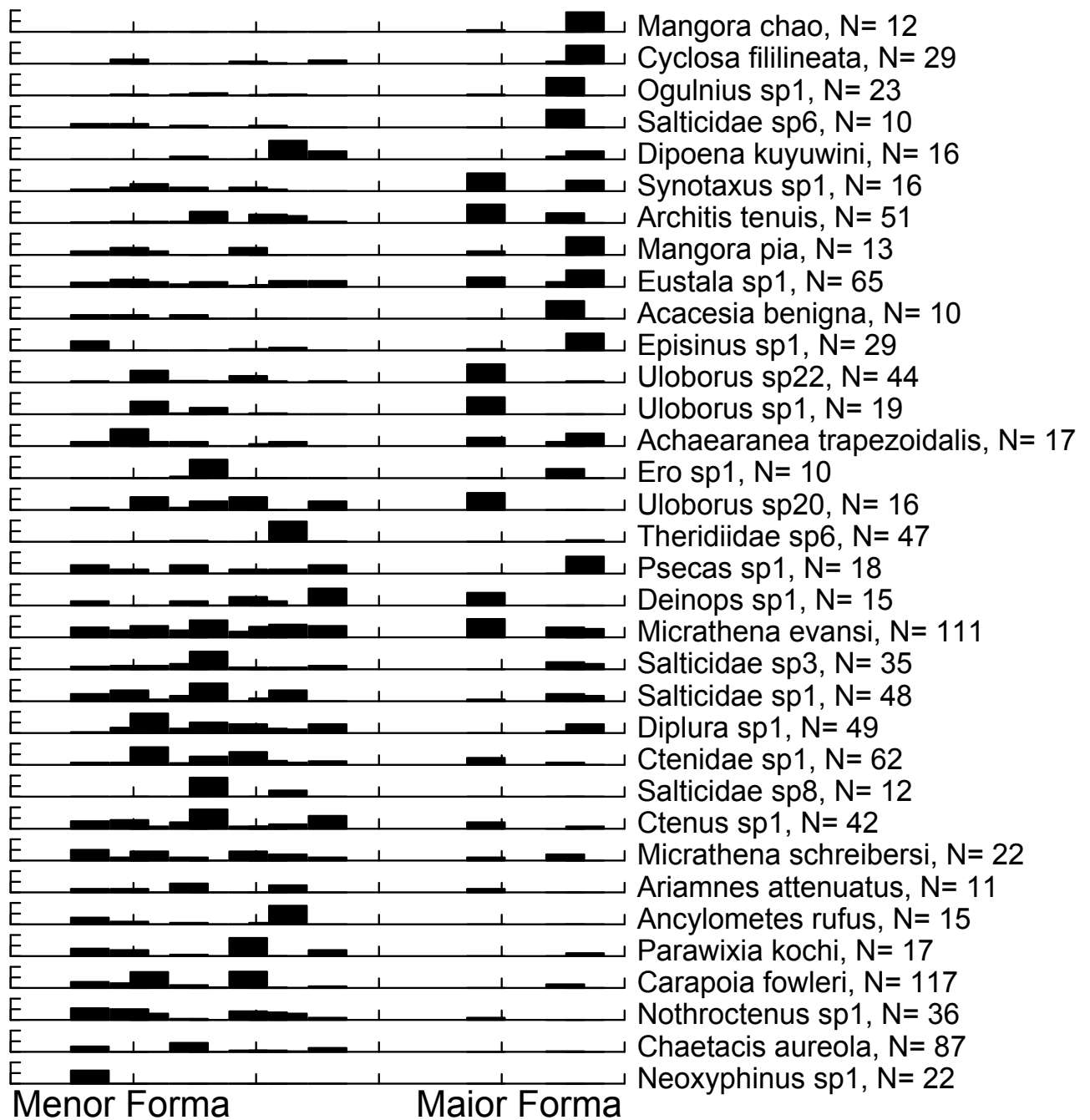


Figura 11. Gráfico de Ordenação direta mostrando a distribuição das espécies em relação ao índice de forma das 15 ilhas de floresta em Alter do Chão, Santarém, Pará.

O tamanho das ilhas foi à única variável que apresentou um padrão claro de distribuição para a comunidade de aranhas. O gráfico de ordenação mostra uma riqueza maior nas áreas com menor tamanho, provavelmente pelo fato da maioria das amostras terem sido tomadas em áreas de menos de 100 hectares. Três espécies foram registradas exclusivamente em ilhas de pequeno porte: *Mangora chao*, registrada nas áreas IF01 com 8,441 hectares e IF09 com 6,033 hectares; *Dipoena kuyuwini*, coletada em cinco áreas com tamanhos variando de 3,639 a 31,455 hectares; e Theridiidae sp6, uma das espécies que ocorreu exclusivamente nas ilhas de floresta, também foi coletada em cinco áreas com tamanhos que variam de 6,033 a 66,23 hectares. Já *Neoxyphinus* sp1 foi à única espécie com ocorrência exclusiva em ilhas de maior tamanho, tendo sido coletada nas duas maiores áreas IF02 e IF03, com aproximadamente 360 hectares (Figura 12).

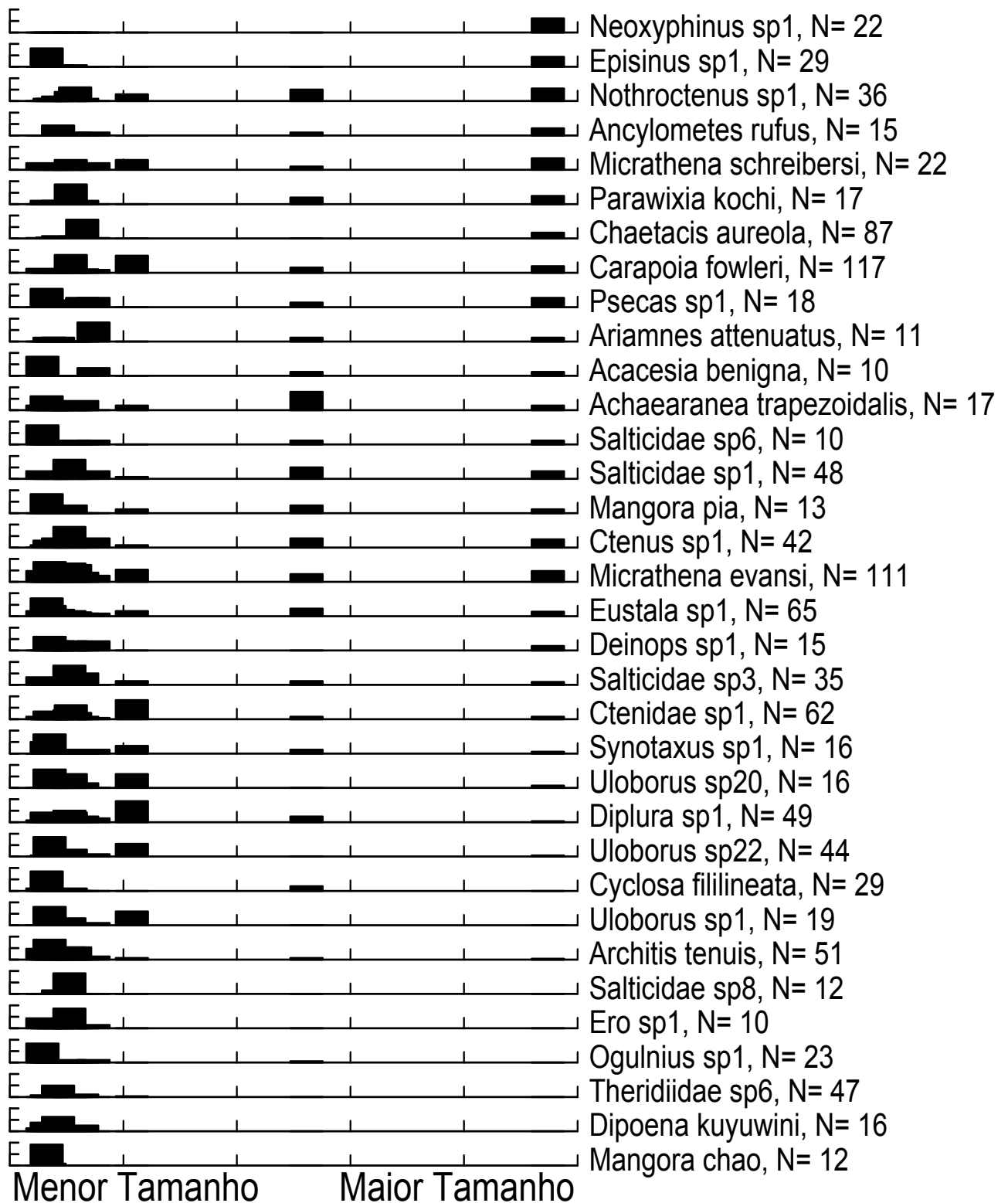


Figura 12. Gráfico de Ordenação direta mostrando a distribuição das espécies em relação ao tamanho das 15 ilhas de floresta em Alter do Chão, Santarém, Pará.

4.4 – EFEITOS DA DEGRADAÇÃO SOBRE AS COMUNIDADES DE ARANHA

O modelo DAP + NIND foi significativo para o eixo 1 do NMDS (NMDS1 $P= 0.006$; NMDS2 $P= 0.571$; Wilks' Lambda= 0.023). O DAP médio foi significativo apenas para o eixo 1 (NMDS1 $P= 0.049$; NMDS2 $P= 0.486$; Wilks' Lambda= 0.144). O NIND também foi significativo apenas para o eixo 1 nesse modelo (NMDS1 $P= 0.004$; NMDS2 $P= 0.198$; Wilks' Lambda= 0.007).

O modelo DAP + DISTEST foi significativo para o primeiro eixo do NMDS, com $P= 0.005$ (NMDS2 $P= 0.519$; Wilks' Lambda= 0.018). A menor distância para as estradas foi significativa para o eixo 1 (NMDS1 $P= 0.004$; NMDS2 $P= 0.168$; Wilks' Lambda= 0.005). Nesse modelo o DAP não foi significativo (NMDS1 $P= 0.286$; NMDS2 $P= 0.306$; Wilks' Lambda= 0.416).

4.5 – PADRÃO DE HIERARQUIA

O padrão hierárquico das comunidades de aranhas das 21 áreas de coleta foi analisado pelo Nestcalc, que associa a distribuição das espécies nas ilhas e continente através de uma variável temperatura (T).

A temperatura calculada para a comunidade de aranhas de Alter do Chão foi $T < 43,06^\circ$, enquanto que a temperatura esperada seria de $T < 61,42^\circ$, indicando que há um padrão hierárquico entre as comunidades de aranhas das 21 áreas (Figura 13).

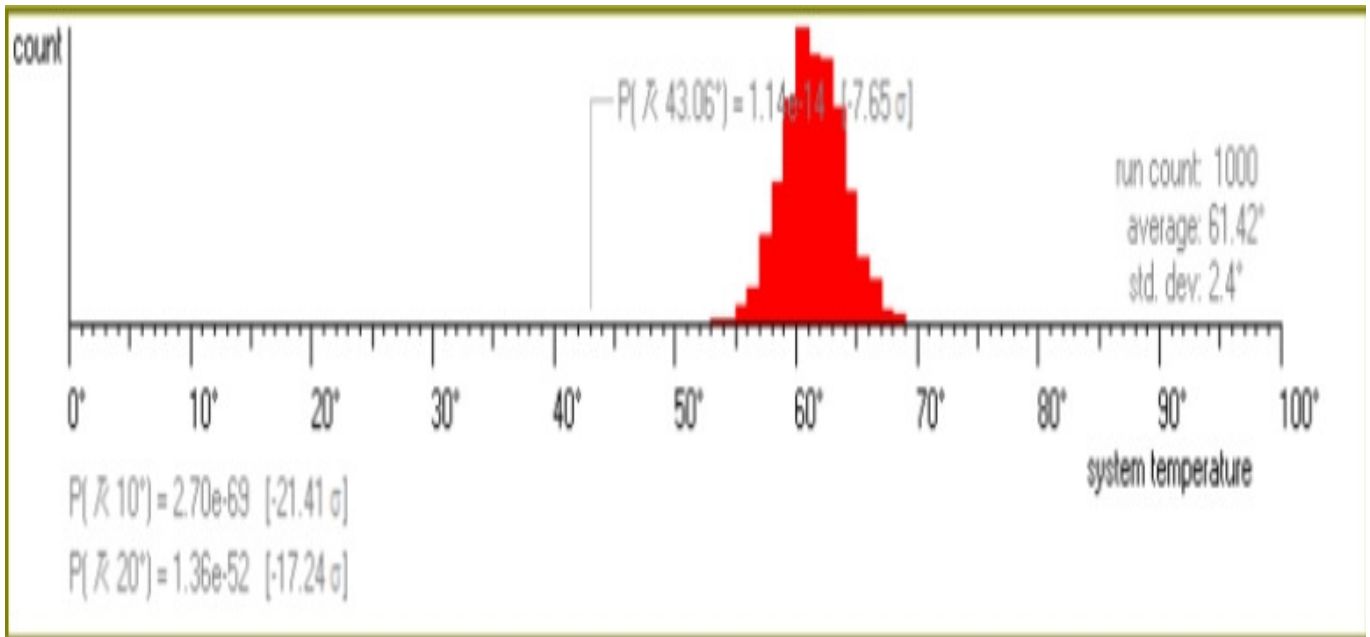


Figura 13. Gráfico da Temperatura (T) da comunidade, mostrando a temperatura esperada para comunidades similares após 1000 variações ($T= 61,42^\circ$) e a temperatura calculada para a matriz das espécies de aranha de Alter do Chão ($T= 43,06^\circ$).

Muitas espécies apresentaram temperatura idiossincrática, acima do esperado para a matriz, o que segundo Atmar e Patterson (1993) é um indicativo de que essas espécies conseguiram se adaptar as mudanças decorrentes do isolamento entre as áreas, ou chegaram ao ambiente logo após o isolamento, tendo se especializado as novas condições presentes nas áreas, desta feita, eliminando os concorrentes mais generalistas (Figura 13).

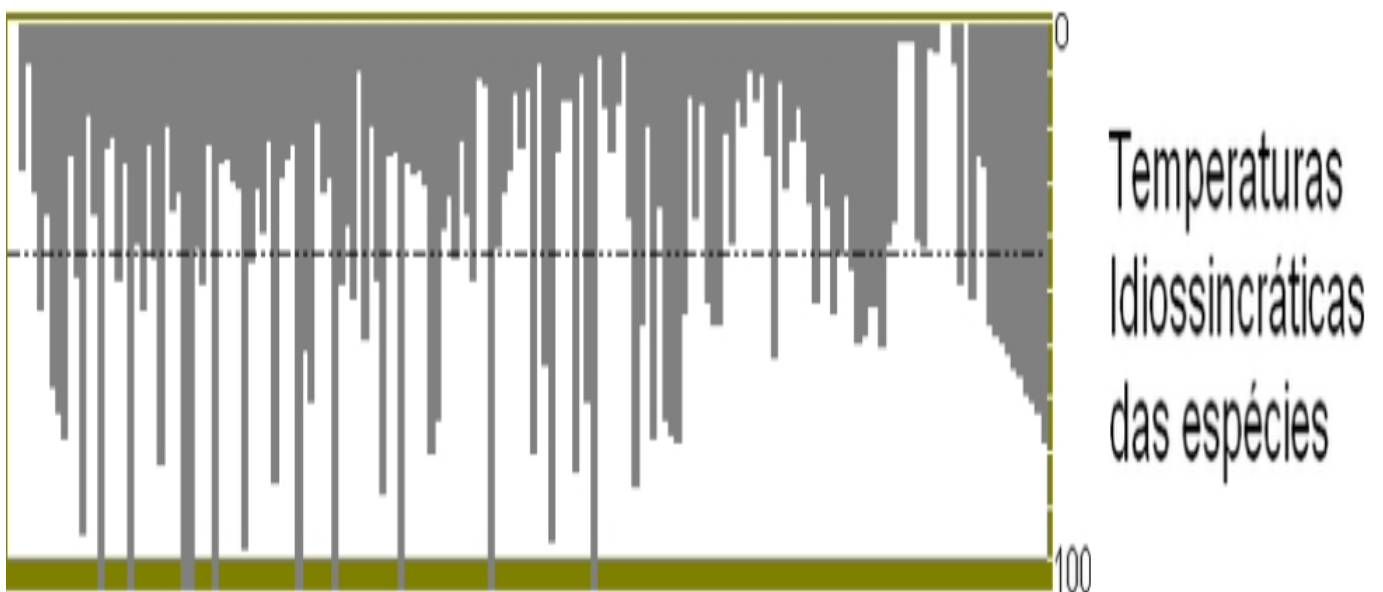


Figura 13. Gráfico das Temperatura (T) das espécies mostrando que várias espécies apresentaram temperatura idiossincrática.

5 – DISCUSSÃO

Trabalhos sobre determinação dos efeitos da fragmentação florestal sobre a estrutura da comunidade de aranhas ainda são escassos. Os trabalhos mais completos sobre efeitos na estrutura da comunidade de aranhas em fragmentos florestais na região amazônica são os de Rego (2003), desenvolvido em fragmentos em áreas de mata contínua do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestas (PBDFF), localizado a 80 quilômetros ao norte de Manaus e o de Ferreira (2007), realizado também no estado do Amazonas, em ilhas do lago da hidrelétrica de Balbina e matas próximas. Por serem semelhantes a este estudo e pelo fato dos protocolos de coleta utilizados nos três estudos serem similares, estes trabalhos podem servir como referência para a avaliação dos resultados aqui apresentados. Para a região de Alter do Chão, o trabalho de referência sobre efeito da fragmentação florestal sobre comunidades de invertebrados, utilizando as mesmas áreas e análises similares as adotadas no presente trabalho, foi desenvolvido por Teixeira (2006) com besouros Scarabaeidae coprófagos.

5.1 – ARANEOFAUNA DA REGIÃO DE ALTER DO CHÃO

A necessidade de exclusão dos indivíduos jovens nas análises reduziu a amostragem para um pouco mais de 29% do total de aranhas coletadas. Assim, a diversidade das aranhas de Alter do Chão, como em qualquer trabalho com levantamento de araneofauna, está subestimada. Entretanto, a intensidade amostral obtida (7,4 indivíduos adultos por espécie) foi comparável a obtida em outros inventários padronizados na Amazônia Brasileira, sendo mais baixa que a registrada para a Serra do Cachimbo, Novo Progresso, Pará (11,6 indivíduos por espécie; Ricetti; Bonaldo, 2008) e mais alta do que a obtida na Região do Rio Urucu, Coari, Amazonas (4 indivíduos por espécie; Bonaldo; Dias, dados não publicados).

Foram identificadas 32 famílias neste estudo, número similar ao obtido por Rego (2003), que reconheceu 34 famílias (seis das quais compostas apenas por jovens) e por Ferreira (2007), com 35 famílias identificadas (duas representadas

apenas por jovens). A composição de famílias variou nos três estudos. Clubionidae, Dictinidae e Idiopidae foram registradas apenas por Rego (2003) e Ferreira (2007), Paratropididae, Philodromidae apenas por Rego (2003) e Barychelidae, Ctenizidae e Hahniidae foram coletados apenas por Ferreira (2007). Nephilidae foi registrada exclusivamente no presente estudo. Raizer et al. (2005), utilizando metodologia similar a aqui adotada, buscaram avaliar o grau de similaridade entre a araneofauna amazônica e do Pantanal mato-grossense, registraram 35 famílias de aranhas. Entretanto, o trabalho realizado por Höfer e Brescovit (2001), utilizando um esforço amostral maior e métodos de coleta variados, como fogging, winkler, pitfall e fotoecltores, obteve 56 famílias em área de floresta de terra-firme próxima a Manaus. Atualmente, existem 61 famílias de aranhas registradas para a Amazônia Brasileira (Bonaldo et al, 2008).

Araneidae, Salticidae e Theridiidae foram às famílias mais abundantes, respondendo por 1203 ou 52,9% dos exemplares coletados e as mais ricas, sendo responsáveis por 173 ou 56,54% das espécies identificadas. Estes resultados são semelhantes aos observados por Rego (2003) e Ferreira (2007), em estudos com efeito de fragmentação sobre comunidades de aranhas na Amazônia, bem como em trabalhos de inventário de aranhas em florestas de terra firme da Amazônia e em outros ecossistemas neotropicais, com algumas diferenças no número de espécies (e.g. DIAS, 2005; RAIZER ET AL., 2005; RICETTI, 2005). Ferreira (2007), indica que poucas famílias respondem por grande parte da abundância total, o que é corroborado pelos resultados deste e de outros estudos com fauna de aranhas. Nentwig (1993), reconhece este padrão como recorrente em ambientes tropicais, onde a araneofauna é rica em espécies com baixa abundância.

5.2 – RIQUEZA DE ESPÉCIES

O número de aranhas coletadas nas ilhas de floresta foi bem maior que nas matas contínuas, resultado semelhante aos obtidos por Teixeira (2006) em estudo desenvolvido nas mesmas áreas de mata em nas savanas em Alter do Chão para avaliar os efeitos da fragmentação florestal sobre a comunidade de Scarabaeidae (coleóptera) coprófagos e por Ferreira (2007) em estudo com aranhas

na região do lago da hidrelétrica de Balbina. Porém, assim como Teixeira (2006) e Ferreira (2007), o esforço amostral nas IF (15 áreas amostradas) foi bem maior que nas MC (seis áreas amostradas). Rego (2003) coletando a mesma quantidade de áreas (30 fragmentos, 30 matas contínuas) registrou uma maior abundância e riqueza nas áreas de mata contínua.

Apesar da abundância e da riqueza serem maiores nas ilhas de floresta em relação às matas contínuas, é importante lembrar que o esforço amostral aplicado nessas áreas foi mais duas vezes e meia maior que o aplicado nas MC. Porém, comparativamente a riqueza média, calculada pela ANOVA, foi bem maior nas MC que nas ilhas de floresta. Teixeira (2006) e Ferreira (2007) também verificaram esse padrão, pois também obtiveram mais amostras nos fragmentos que nas matas contínuas e após a padronização também afirmaram que as matas contínuas eram mais ricas e abundantes que os fragmentos. Rego (2003) verificou uma maior riqueza e abundância nas matas contínuas em relação aos fragmentos com 30 amostras de cada tipo de área.

Os resultados obtidos neste estudo também mostram que as ilhas de floresta conseguem manter uma grande diversidade de espécies de aranhas em Alter do Chão.

5.3 – EFEITOS DE FRAGMENTAÇÃO SOBRE A COMPOSIÇÃO DAS COMUNIDADES DE ARANHAS

Duas famílias, Hersiliidae e Palpimanidae, apresentaram preferência por ilhas de floresta e Cyrtoucheniidae ocorreu com exclusividade em mata contínua, porém os representantes destas famílias apresentaram baixa abundância e riqueza, estando seus registros limitados a poucas áreas.

As morfo-espécies exclusivas das áreas de mata contínua foram 62, enquanto que nas ilhas de floresta 152 espécies foram exclusivas. A grande maioria, tanto nas IF quanto nas MC, apresentaram baixa abundância, com grande quantidade de *singletons*, *doubletons*, *uniques* e *duplicates*. *Ancylometes rufus* (15 exemplares e distribuído em cinco áreas), Theridiidae sp6 (47 indivíduos registrados em cinco áreas), *Ogulnius* sp1 (23 exemplares, sete áreas), *Uloborus* sp1 (19 em

cinco áreas) e *Uloborus* sp20 (16 exemplares em sete áreas) foram as morfo-espécies mais abundantes e melhor distribuídas nas ilhas de floresta. Nas áreas de mata contínua apenas *Mesabolivar aff. cambridgei* sp2 com 20 aranhas coletadas em quatro áreas, apresentou maior abundância e distribuição mais abrangente. Davies et al. (2000), sugerem que as populações que permanecem em fragmentos ou ilhas apresentam um declínio em suas abundâncias em decorrência das diferentes condições ambientais entre esses ambientes e áreas de mata contínua, gerando uma grande quantidade de espécies raras, e\ou devido ao isolamento ao qual, esses ambientes estão, muitas vezes, sujeitos.

A diferença na estrutura da comunidade das áreas de mata contínua em relação às ilhas de floresta é bem evidente no gráfico do NMDS (Figura 08), especialmente em relação ao eixo 1, onde percebemos que as MC formam dois grupos, ambos com três áreas, bem separados das IF. Ferreira (2007) também observou forte separação entre as ilhas e as matas, principalmente em relação ao eixo 1.

O mesmo é observado no gráfico de ordenação direta (Figura 09), onde se percebe uma grande quantidade de espécies com ocorrência mais evidente nas MC. Mesmo as espécies com distribuição mais ampla, como *Ctenus* sp1, *Eustala* sp1, Ctenidae sp1 e Salticidae sp1, tendem a ocorrer em maior abundância nas matas contínuas, o que é confirmado quando analisamos a abundância total de cada uma dessas espécies. *Micrathena evansi* apresenta comportamento oposto ao das espécies anteriormente citadas, com maior abundância nas ilhas de floresta. Entretanto, é possível constatar que há uma diferença significativa na composição da comunidade de aranhas das matas contínuas em relação às ilhas de floresta, resultado similar aos obtidos por Ferreira (2007), Rego (2003) e Teixeira (2006), com besouros coprófagos.

As variáveis adotadas para avaliar o efeito da fragmentação florestal sobre a comunidade de aranhas em Alter do Chão não apresentaram forte significância para nenhum dos eixos do NMDS.

A menor distância dos fragmentos para as matas contínuas não apresentou significância com nenhum dos eixos do NMDS, diferindo do observado por Teixeira (2006). Aparentemente, a matriz de savana impede a migração de besouros mas não a de aranhas. Isso pode ser explicado pelo fato dessas distâncias em Alter do Chão não serem tão grandes (de 114 a aproximadamente 3500 m). Os

besouros têm fraco poder de vôo e não se locomoverem por grandes distâncias (BORROR; DELONG, 1969), enquanto muitas aranhas apresentam a capacidade de se dispersar por balonismo, fenômeno no qual as aranhas, geralmente jovens, produzem um fio de seda comprido o bastante para que o peso do corpo seja sustentado pelo vento (FOELIX, 1996). Grupos de aranhas errantes, para os quais não existe registro de balonismo na literatura, como Ctenidae e Sparassidae, podem se deslocar com facilidade por vários ambientes, mesmo inóspitos (observação pessoal). Ferreira (2007) observou influência do isolamento dos fragmentos sobre a comunidade de aranhas, porém, seu estudo foi desenvolvido em um lago artificial (Hidrelétrica de Balbina, AM), uma matriz bem mais intransponível que áreas de savana. O gráfico de ordenação obtido para essa variável (Figura 06) deixa a falta de significância da variável DISTMC bem evidente. Neste gráfico, as espécies estão distribuídas com grande uniformidade entre os fragmentos, com algumas apresentando preferência por ambientes mais isolados ou mais próximos as matas contínuas.

A relação perímetro-área ou índice de forma, representando área de contato para indivíduos dispersando (Ferreira, 2007), também não foi significativa para nenhum dos eixos do NMDS, resultado similar ao observado por Teixeira (2006). Porém, no gráfico de ordenação do índice de forma (Figura 07) há uma concentração maior de espécies de aranhas na região correspondente às ilhas com índice de forma menor, contudo algumas das espécies mais abundantes encontram-se junto às ilhas com maior índice de forma. Ferreira (2007) observou relação significativa dessa variável apenas com o segundo eixo quando analisando a composição da comunidade. As áreas de Alter do Chão têm a forma diretamente influenciada pela matriz circundante e, muitas vezes, as savanas sofrem queimadas alterando a forma das ilhas de floresta (observação de campo). Observou-se que, várias áreas de savana apresentavam sinais de recuperação após queimada, sendo visível a penetração do fogo no interior de algumas IF.

O tamanho foi significativo para o primeiro eixo do NMDS apenas quando analisado conjuntamente com a menor distância das IF para as MC. É possível observar no gráfico de ordenação uma riqueza maior nas áreas com menor tamanho, o que deve ser efeito da maior quantidade de fragmentos de tamanho pequeno na área de estudo. Hamazaki (1996) afirma que às vezes em fragmentos pequenos a abundância e a riqueza podem estar aumentadas. Ferreira (2007)

também achou significância do primeiro eixo sobre a abundância da comunidade de aranhas. O tamanho do fragmento tem influência direta na capacidade de dispersão das aranhas (Rego, 2003). Fragmentos maiores têm maior facilidade de receber indivíduos novos, uma vez que, para aranhas que se dispersam por balonismo, estes fragmentos representam uma maior área de pouso. Entretanto, Ferreira (2007) ressaltou que o balonismo não é garantia de sucesso na dispersão. Teixeira (2006) não observou significância dessa variável sobre a comunidade de besouros que estudou.

Para confirmar que as áreas de mata contínua eram mais representativas que as ilhas de floresta foi extraído o Padrão Hierárquico entre a comunidade de aranhas das 21 áreas de coleta pelo Nestcalc. A Temperatura obtida para a comunidade de aranhas de Alter do Chão demonstrou um padrão hierárquico significativo permitindo concluir que as espécies encontradas nas ilhas de floresta são apenas um subconjunto do total de espécies ou relíquias biogeográficas. Teixeira (2006) também observou o mesmo padrão para a comunidade de besouros Scarabaeidae em Alter do Chão. Ambos resultados mostram que os fragmentos em Alter do Chão, apesar de manterem uma grande diversidade de espécies de invertebrados, estão sofrendo perda de espécies quando comparados com as áreas de mata contínua da região.

5.4 – EFEITOS DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL SOBRE A COMUNIDADE DE ARANHAS

A análise da degradação ambiental, utilizando como variáveis ambientais a menor distância das estradas para as áreas de coleta, diâmetro médio da vegetação e número de árvores por área, obtida pela regressão também foi utilizada por Teixeira (2006). Os resultados mostram que o eixo 1 do NMDS tem forte significância sobre todas as variáveis analisadas, resultado semelhante ao obtido por Teixeira (2006). O DAP foi à variável menos significativa, mostrando que a estrutura da comunidade de aranhas não é influenciada pelo tamanho dos troncos das árvores, diferindo do resultado obtido por Teixeira (2006) com coleópteros. Por outro lado, número de árvores teve forte significância, assim como a distância das

estradas, permitindo concluir que a estrutura e composição da comunidade aranhas é sensível a variações na quantidade de árvores presentes em uma determinada área, assim como à abertura de estradas. As estradas permitem o acesso do homem aos recursos naturais, promovendo alterações na composição da estrutura da vegetação e conseqüentemente altera a estrutura da comunidade de aranhas. Teixeira (2006) também observou a mesma relação em seu estudo com besouros em Alter do Chão. Contudo, ao observamos os valores absolutos de abundância e riqueza da comunidade de aranhas de Alter do Chão, percebemos que não estão diretamente ligados a essas variáveis, pois áreas mais próximas ou mais afastadas das estradas ou com mais ou menos árvores com DAP igual ou maior a 5cm apresentam valores muito parecidos.

6 – CONCLUSÕES

1 – Foi produzida a primeira lista da araneofauna para a área de estudo, com 306 morfoespécies. A abundancia e riqueza de espécies de aranhas em Alter do Chão é comparável aos valores obtidos em outras áreas já estudadas na Amazônia;

2 – Há diferença significava entre a riqueza de aranhas em cada ilha, individualmente, em relação às matas contínuas.

3 – No nível da paisagem, as ilhas de floresta em conjunto conseguem manter um fauna de aranhas bem diversificada, apesar de pouco abundante para algumas espécies. Maior esforço amostral nas matas contínuas seria indicado para testar se este resultado foi apenas um artefato do maior esforço amostral implementado nas ilhas;

4 – O tamanho da área florestada e a distância das estradas apresentaram efeito significativo sobre as comunidades de aranhas mostrando que a estrutura da comunidade é sensível a essas variáveis;

5 – Não houve efeito significativo da distância das matas contínuas para as ilhas de floresta sobre a comunidade de aranhas das 21 áreas de coleta no distrito de Alter do Chão, no município de Santarém, no estado do Pará.

REFERÊNCIAS

ADIS, J.; BONALDO, A. B.; BRESCOVIT, A. D.; BERTANI, R.; COKENDOLPHER, J. C.; CONDÉ, B.; KURY, A. B.; LOURENÇO, W. R.; MAHNERT, V.; PINTO-DA-ROCHA, R.; PLATNICK, N. I.; REDDELL, J. R.; RHEIMS, C. A.; ROCHA, L. S.; ROWLAND, J. M.; WEYGOLDT, P.; WOAS, S. Arachnida at 'Reserva Ducke', central Amazonia/Brazil. *Amazoniana*. s. xvii, v. 1, n. 2, p. 1-14, 2002.

ALBERNAZ, A. L. K. M. *Zoneamento Ecológico da região de Alter do Chão: um exercício de planejamento para uma Unidade de Conservação de uso indireto*. 2001. 119 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, Universidade Federal do Amazonas / Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2001.

ATMAR, W.; PATTERSON, B. D. *The Nestedness Temperature Calculator: a visual basic program, including 294 presence-absence matrices*. Chicago: AICS Research, University Park, NM, Field Museum, 1995.

BALMFORD, A.; GASTON, K. J.; BLYTH, S.; JAMES, A.; KAPOS, V. Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America*, v. 100, n. 3, p. 1046–1050, 2003.

BERNARD, E.; ALBERNAZ, A. L. K. M.; MAGNUSSON, W. E. Bat Species Composition in Three Localities in the Amazon Basin. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, v. 36, n. 3, p. 177–184, 2001.

BERNARD, E.; FENTON, M. B. Species diversity of bats (Mammalia: Chiroptera) in forest fragments, primary forests, and savannas in Central Amazonia, Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, v. 80, p. 1124-1140, 2002.

BERNARD, E.; FENTON, M. B. Bat Mobility and Roosts in a Fragmented Landscape in Central Amazonia, Brazil. *Biotropica*, v. 35, n. 2, p. 262–277, 2003.

BONALDO, A. B.; L. S. CARVALHO; PINTO-DA-ROCHA, R.; TOURINHO, A. L.; MIGLIO, L. T.; CANDIANI, D. F.; LO MAN HUNG, N. F.; ABRAHIM, N.; RODRIGUES, B. V. B.; BRESCOVIT, A. D.; SATURNINO, R.; BASTOS, N. C.; DIAS, S. C.; SILVA, B. J. F.; PEREIRA-FILHO, J. M. B.; RHEIMS, C. A.; LUCAS, S. M.; POLOTOW, D.; RUIZ, G. R. S.; INDICATTI, R. P. Inventário e história natural dos aracnídeos da Floresta Nacional de Caxiuanã. In: LISBOA, P. L. B. (Org.). *Caxiuanã: desafios para a conservação de uma Floresta Nacional na Amazônia*. 3^a ed. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2008. p. 577-621 (*in press*).

BONALDO, A. B.; BRESCOVIT, A. D.; HÖFER, H.; GASNIER, T.; LISE, A. A araneofauna da Reserva Florestal Adolfo Ducke. In: FONSECA, C.R.V.; RAFAEL, J.A.; MAGALHÃES, C.; CHILSON, E. F. (Orgs.). *A Artropodofauna da Reserva Florestal Adolfo Ducke*. Manaus. (*no prelo*).

BONTE, D.; BAERT, L.; MAELFAT, J. Spider assemblage structure and stability in a heterogeneous coastal dune system (Belgium). *The Journal of Arachnology*, v. 30, p. 331–343, 2002.

BORROR, D. J.; DELONG, D. M. *Introdução ao Estudo dos Insetos*. Rio de Janeiro: USAID, 1969. 653 p.

BRASIL. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto Radam. *Folha AS.23 Santarém*: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro: DNPM, 1976. p. irregular. (Levantamento de Recursos Naturais).

BRESCOVIT, A. D.; SANTOS, A. J.; RHEIMS, C. A.; DIAS, S. C.; DIAS, M. F.. Aranhas (Araneae: Arachnida) da região do Una: composição e riqueza. In: *Projeto RestaUna*. Ilhéus, Bahia: Editora UESC. (*no prelo*).

BULTMANN, T. L.; UETZ, G. W. Effect of structure and nutritional quality of litter on abundances of litter-dwelling arthropods. *American Midland Naturalist*, v. 111, n. 1, p. 165-172, 1984.

CODDINGTON, J. A.; LEVI, H. W. Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 22, p. 565-592, 1991.

CODDINGTON, J. A.; GRISWOLD, C.; SILVA, D. D.; PEÑARANDA, E.; LARCHER, S. F. Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. In: THE UNITY OF EVOLUTIONARY BIOLOGY: PROCEEDINGS OF THE FOURTH INTERNATIONAL CONGRESS OF SISTEMATICS AND EVOLUTIONARY BIOLOGY, 1991, Portland. *International congress of sistematics and evolutionary biology: anais*. Portland, 1991. v. 2, p. 44-60.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p. 253-260, 1997.

DANTAS, S. M.; SANAIOTTI, T. M.; ALBERNAZ, A. L. K. M. Effects of fragmentation on *Thamnophilus stictocephalus* (Aves, Thamnophilidae) in semideciduous forest of Alter do Chão, Pará. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 3, p. 423-430, 2005.

DAVIES, K. F.; MARGULES, C. R.; LAWRENCE, J. F. Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology*, v. 81, p. 1450-1461, 2000.

DELAUNE, M. *X-Tools Extension*. Oregon: Oregon Department of Forestry (ODF), 2000. Disponível em:
<http://www.odf.state.or.us/DIVISIONS/management/state_forests/XTools.asp>
Acesso em: 01/04/2008.

DIAS, S. C. *Diversidade e estrutura da comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) da Mata do Buraquinho, João Pessoa, Paraíba, Brasil*. 2005. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2005.

DIDHAM, R. K. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR., R. O. (Eds.). *Tropical forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of fragmented communities*. Chicago, IL, USA: The University Chicago Press, 1997. p. 55-70.

ESRI. *ArcView GIS*. Redlands, USA: Environmental Systems Research Institute, 1996.

FEARNSIDE, P. M.; LAURANCE, W. F. O futuro da Amazônia: os impactos do Programa Avança Brasil. Rio de Janeiro: *Ciência Hoje*, v. 31, n. 182, p. 61-65, 2002.

FERREIRA, R. S. *Efeitos do isolamento e da perda de área de floresta sobre comunidades insulares de aranhas, Amazônia Central, Brasil*. 2007. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, Universidade Federal do Amazonas / Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2007.

FLÓREZ, E. D. *Las arañas del Departamento del Valle del Cauca: Un manual Introductorio a su Diversidad y Clasificación*. Cali, Colombia: Consorcio Artes Gráficas Univalle, 1996. 89 p.

FLÓREZ, E. D. Estructura de comunidades de arañas (Araneae) en el Departamento del Valle, Suroccidente de Colombia. *Caldasia*, v. 20, n.2, p. 173-192, 1998.

FLÓREZ, E.; SÁNCHEZ, H. La diversidad de los arácnidos de Colombia. Aproximación inicial. In: RANGEL, O. (ed.). *Colombia Biótica*. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional e Inderena, 1995. p. 327-372.

FOELIX, R. F. *Biology of spiders*. Cambridge: Harvard University Press, 1982.

FOELIX, R. F. *Biology of spiders*. 2ª ed. New York: Oxford University Press, 1996.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, v. 91, p. 223-230, 1999.

GASCON, C.; BIERREGAARD JR., R. O.; LAURANCE, W. F.; RANKIN-DE MÉRONA, J. Deforestation and Forest Fragmentation in the Amazon. In: BIERREGAARD JR., R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; MESQUITA, R. (Eds.). *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. New Haven: Yale University Press, 2001. p. 22-30.

GOTELLI, N. J.; ENTSMINGER, G. L. EcoSim: Null models software for ecology. *Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear*, version 7, vt. 05465, 2004. Disponível em: <<http://garyentsminger.com/ecosim/index.htm>> Acessado em: 01/08/2008.

GREEN, J. Sampling method and time determines composition of spider collections. *The Journal of Arachnology*, v. 27, p. 176-182, 1999.

GREENBERG, R. The role of neophobia in determining the degree of foraging specialization in some migrant warblers. *The American Naturalist*, v.122, n. 4, p. 444-453, 1983.

GREENBERG, R. Neophobia, aversion to open space, and ecological plasticity in song and swamps sparrows. *Canadian Journal of Zoology*, v.67, p.1194-1199, 1989.

HAMAZAKI, T. Effects of patch shape on the number of organisms. *Landscape Ecology*, v. 11, n. 5, p. 299-306, 1996.

HEYER, W. R., CODDINGTON, J. A.; KRESS, W. J.; ACEVEDO, P.; COLE, D.; ERWIN, T. L.; MEGGERS, B. J.; POGUE, M.; THORINGTON, R. W.; VARI, R. P.; WEITZMAN, M. J.; WEITZMAN, S. H. Amazonian biotic data and conservation decisions. *Ciência e Cultura*, v. 51, p. 372-385, 1999.

HILL, J. L.; CURRAN, P. J. Species composition in fragmented forests: conservation implications of changing forest area. *Applied Geography*, v. 21, p. 157-174, 2001.

HÖFER, H.; BRESCOVIT, A. D. Species and guild structure of Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. *Andrias*, v. 15, p. 99-119, 2001.

JENNESS, J. *Nearest Features*. v. 3, 6. Ed. Jenness Enterprise, 2002. Disponível em:

<http://www.jennessent.com/arcview/nearest_features.htm> Acesso em: 01/06/2007.

JIMÉNEZ, M. L. Biodiversidad, taxonomía y biogeografía de artrópodos (Araneae). In: BOUSQUETS, J. L.; ALDRETE, A.; SORIANO, E. C. (Eds.). *Hacia una síntesis de su conocimiento de México*. Universidad Nacional Autónoma, 1996. p. 83-101.

KOCHALKA, J. A.; TORRES, D.; GARCETE, B.; AGUILAR, C. Lista de Invertebrados de Paraguay pertenecientes a las colecciones del Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay. In: KOCHALKA, J. A. (Ed.). *Colecciones de Flora y Fauna del Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay*. Paraguay, Asunción: Museo Nacional de Historia Natural del Paraguay, 1996. p. 69-283.

KOCHALKA, J. A.; BARRIOS, B.; QUINTANA, M. G.; TORRES, D. Invertebrados. In: PARAGUAY. Ministerio de Agricultura y Ganadería, Subsecretaría de Estado de Recursos Naturales y Medio Ambiente, Dirección de Parques Nacionales y Vida Silvestre, Fundación Moises Bertoni. *Fauna amenazada del Paraguay*. Asunción: Fundación Moises Bertoni, 1998. p. 5-17.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR., R. O. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. 616 p.

LAURANCE, W. F.; COCHRANE, M. A.; BERGEN, S.; FEARNSIDE, P. M.; DELAMONICA, P.; BARBER, C.; D'ANGELO, S.; FERNANDES, T. The future of the Brazilian Amazon. *Science*, v. 291, p. 438-439, 2001.

LAURANCE, W. F.; COCHRANE, M. A. Synergistic effects in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, v. 15, n. 6, p. 1488-1489, 2001.

LAURANCE, W. F. Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, v. 141, p. 1731-1744, 2008.

LOVEJOY, T. E. Application of ecological theory to conservation planning. In: DI CASTRI, F.; BAKER, F. W. G.; HADLEY, M. (Eds). *Ecology in practice*. Paris, France: UNESCO, 1984. p. 402-413.

LUBÍN, Y.; ELLNER, S.; KOTZMAN, M. Effects of habitat selection on growth and reproductive success in *Lactrodectus revivensis* (Araneae, Theridiidae). *Ecology*, v. 74, p. 1915-1928, 1993.

MAC ARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, 1967. 203 p.

MCGARIGAL, K. *Fragstats 3.3: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Oregon State University, 2002.

MIRANDA, I.S. Estrutura do estrato arbóreo do cerrado amazônico em Alter do Chão, Pará, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 16, p. 143-150, 1993.

NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; ALENCAR, A.; BARROS, A. C.; CARVALHO, G.; SANTILLI, M.; VERA DIAZ, M. C. Frontier Governance in Amazonia. Washington, DC: *Science*, v. 295, p. 629-631, 2002.

NENTWIG, W. *Spiders of Panama - Biogeography, investigation, phenology, check list, key and bibliography of a tropical spider fauna*. Gainesville, Florida: Sandhill Crane Press, 1993. 274 p.

OVASKAINEN, O. Long-Term Persistence of Species and the SLOSS Problem. *Journal of Theoretical of Biology*, v. 218, p. 419-433, 2002.

PLATNICK, N. I. *The world spider catalog*. version 9.0. American Museum of Natural History, 2008. Disponível em:
<<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>> Acesso em: 01/08/2008.

RAIZER, J.; JAPYASSÚ, H. F.; INDICATTI, R. P.; BRESCOVIT, A. D. Comunidade de aranhas (Arachnida, Araneae) do Pantanal Norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. *Biota Neotropica*, v. 5, n.1, 2005. Disponível em:
<<http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN009051a2005>> Acesso em: 01/02/2007.

REGO, F. N. A. A. *Efeitos da fragmentação Sobre a Comunidade de Aranhas do Sub-bosque de uma Floresta de Terra-firme, na Amazônia Central*. 2003. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, Universidade Federal do Amazonas / Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2003.

RENTE, A. S. G. Unidades de Conservação e Desenvolvimento Local: um estudo sobre gestão participativa tendo como caso a APA Alter do Chão/PA. In: SEMINÁRIO DE ÁREAS PROTEGIDAS E INCLUSÃO SOCIAL, II, 2006, Rio de Janeiro. II Seminário de Áreas Protegidas e Inclusão Social: anais. Rio de Janeiro, 2006. p. 1-5.

RICETTI, J. *Inventário de Aranhas (Arachnida, Araneae) em Quatro Fitofisionomias da Serra do Cachimbo, Novo Progresso, Pará, Brasil*. 2005. 80 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará / Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, 2005.

RICETTI, J.; BONALDO, A. B. Diversidade e estimativas de riqueza de aranhas em quatro fitofisionomias na Serra do Cachimbo, Pará, Brasil. *Iheringia*. Série Zoologia, v. 98, p. 88-99, 2008.

RODRIGUES, E; CAMARA, C. D.; DIAS, A. T. Comparação entre os padrões espaciais de remanescentes florestais no gradiente urbano de Londrina. Londrina: *Semina*, v. 16, n. 1, p. 34-39, 1995.

RUTLEDGE, D. *Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?* Wellington: Dos Science Internal Series 98, Department of Conservation, 2003. 27 p.

RYLANDS, A. B.; PINTO, L. P. S. Conservação da Biodiversidade na Amazônia Brasileira: uma análise do sistema de unidades de conservação. *Cadernos da Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável*, v. 1, p. 14-15, 1998.

SANAIOTTI, T. M. *The Woody Flora and Soils of Seven Brazilian Amazonian Dry Savanna Areas*. 1996. 145 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas e Moleculares) – University of Stirling, Scotland, 1996.

SCOSS, L. M. *Impacto de estradas sobre mamíferos terrestres: o caso do Parque Estadual do Rio Doce, Minas Gerais*. 2002. 86 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2002.

SILVA, D. Observations on the diversity and distribution of the spiders of peruvian montane and forests. Lima: *Memorias del Museo de Historia Naturale*, v. 21, p. 31-37, 1992.

SILVA, D. Species composition and community structure of peruvian rainforest spiders: A case study from a seasonally inundated forest along the Samiria river. *Revue suisse Zoologie*, v. Hors, p. 597-610, 1996.

SILVA, D.; CODDINGTON, J. A. Spider of Pakitza (Madre de Dios, Perú): species richness and notes on community structure. In: WILSON, E.; SANDOVAL, A. (Eds.). *La biodiversidad del surest del Perú*. Lima, 1996. p. 253-311.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M.; DIAS, A. da S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. Piracicaba: *Revista Brasileira de Biologia*, v. 57, n. 1, p. 47-60, 1997.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. Recife: *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 181-188, 2005.

TEIXEIRA, F. M. *A Composição de Scarabaeidae (Coleoptera) Coprófagos na Região de Alter do Chão, Pará: A influência dos Biomas Amazônia e Cerrado e da Sazonalidade e os efeitos de tamanho de área, isolamento e proximidade estradas*. 2006. 96 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Programa de Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Pará / Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, 2006.

TOTI, D. S.; COYLE, F.A.; MILLER, J. A. A structure inventory of Appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *The Journal of Arachnology*, v. 28, p. 329-345, 2000.

TROMBULAK, S. C.; FRISSELL, C. A. Review of Ecological Effects of Roads on Terrestrial and Aquatic Communities. *Conservation Biology*, v. 14, n. 1, p. 18-30, 2000.

TURNER, I. M.; CORLETT, R. T. The conservation value of small isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Tree*, v. 11, n. 8, p. 330-333, 1996.

TURTON, S. M.; FREIBURGER, T. H. J. Edge and aspect effects on the microclimate of a small tropical forest remnant on the Atherton Tableland northeastern Australia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD JR., R. O. (Eds.). *Tropical forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of fragmented communities*. Chicago: The University of Chicago Press, 1997. p. 45-54.

UETZ, G. W. Gradient analysis of spider communities in a streamside forest. *Oecologia*, v. 22, p. 373-385, 1976.

UETZ, G. W. The influence of variation in litter habitats on spider communities. *Oecologia*, v. 40, p. 29-42, 1979.

UETZ, G. W. Habitat Structure and spider foraging. In: BELL, S. S.; MCCOY, E. D.; MUSHINSKY, H. R. (Eds.). *Habitat Structure: the physical arrangement of objects in space*. London: Chapman and Hall, 1991. p. 325-348.

VIANA, V. M. Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6, 1990, Campos do Jordão. 6^o Congresso florestal brasileiro: anais. Campos do Jordão: Sociedade Brasileira de Silvicultura/Sociedade Brasileira de Engenheiros Florestais, 1990. p.113-118.

WILSON, E. O. The current state of biological diversity. In: WILSON, E.O. (Ed.). *Biodiversity*. Washington D.C.: Natural Academy Press, 1998. 3-18 p.

WITH, H. A.; KING, A. W. Dispersal success on fractal landscapes: a consequence of lacunarity thresholds. *Landscape Ecology*, v. 14, p. 73-82, 1999.

YSNEL, F.; CANARD, A. Spider biodiversity in connection with the vegetation structure and the foliage orientation of hedges. *The Journal of Arachnology*, v. 28, p. 107-114, 2000.

ZIMMERMAN, B. L.; BIERREGAARD JR., R. O. Relevance of the equilibrium theory of island biogeography with an example from Amazonia. *Journal of Biogeography*, v. 13, p. 133-143, 1986.

ZÚÑIGA, V. C. M. Lista anotada de especies de arañas de Costa Rica. *Brenesia*, v. 18, p. 301-352, 1980.

APÊNDICES

Apêndice 01. Lista de morfo-espécies de aranhas coletadas nas 21 áreas em Alter do Chão, Santarém, Pará.

Famílias e Morfo-espécies	Locais de Coleta																				
	MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15
ANYPHAENIDAE																					
<i>Anyphaenidae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Anyphaenidae</i> sp3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp4	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
ARANEIDAE																					
<i>Araneidae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acacesia</i> sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acacesia benigna</i>	3	1	1	1	3	2	0	2	0	0	0	5	1	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Alpaida urucuca</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Araneus guttatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Argiope argentata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Bertrana striolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetacis aureola</i>	3	1	4	4	1	7	0	21	4	0	41	4	1	0	0	2	0	9	1	1	3
<i>Cyclosa fillineata</i>	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	4	17	1	0	3	0	0	0	2
<i>Cyclosa tapetifaciens</i>	1	1	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	1	2	0	1	2	0	0	0	2
<i>Dubiepeira dubitata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enacrosoma anomalum</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4
<i>Eriophora fuliginea</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eustala</i> sp1	6	5	10	4	11	2	8	3	4	4	2	3	4	6	14	0	4	5	2	5	1
<i>Hypognatha navio</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kapogea alayoi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mangora chao</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0
<i>Mangora melanocephala</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0
<i>Mangora pia</i>	0	3	1	2	7	0	1	0	2	0	0	0	2	5	0	1	0	0	0	0	2
<i>Manogea porracea</i>	5	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Metazygia lagiana</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metazygia uraricoera</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Micrathena acuta</i>	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrathena evansi</i>	2	4	7	3	2	2	13	3	11	12	6	11	7	5	6	4	8	8	4	9	4
<i>Micrathena excavata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrathena plana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Micrathena schreibersi</i>	1	1	6	2	7	0	1	6	1	0	0	0	2	1	0	0	3	1	2	2	3
<i>Micrathena spinosa</i>	1	0	6	2	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0
<i>Micrathena sexspinosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Micrathena triangularispinosa</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrepeira pachitea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Ocrepeira</i> sp1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Parawixia kochi</i>	1	2	1	1	1	0	0	4	1	0	1	0	0	2	1	0	0	2	0	0	6
<i>Parawixia ouro</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pronous intus</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1
<i>Spilasma duodecimguttata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Taczanowskia</i> sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wagneriana</i> sp1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wagneriana neblina</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CORINNIDAE																					
<i>Castianeira</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Corinna</i> sp1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0
<i>Corinna</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corinna</i> sp3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corinna</i> sp4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corinna</i> sp5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Corinna ducke</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Creugas</i> sp1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	2	1	1	0	0	1
<i>Myrmecotypus</i> sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Simonestus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
CTENIDAE																					
<i>Ctenidae</i> sp1	1	2	2	0	4	3	6	0	4	7	2	5	2	2	0	2	15	3	1	2	11
<i>Ancylometes rufus</i>	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	7	0	0
<i>Ctenus</i> sp1	0	0	10	2	1	7	3	3	4	9	2	1	0	4	1	1	6	4	2	1	0
<i>Ctenus crulsi</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Nothroctenus</i> sp1	3	1	3	2	4	1	1	3	8	0	1	6	0	5	0	1	3	1	0	3	4
<i>Nothroctenus</i> sp2	1	1	2	3	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
CYRTAUCHENIIDAE																					
<i>Fufius auricomus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DEINOPIDAE																					
<i>Deinops</i> sp1	1	0	2	0	0	0	3	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	4	2	0	2

Apêndice 01. Continuação

Famílias e Morfo-espécies	Locais de Coleta																				
	MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15
THERAPHOSIDAE																					
Avicularinae sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ischnocolinae sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Ischnocolinae sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Theraphosinae sp1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theraphosinae sp2	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyriocosmus fasciatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
THERIDIIDAE																					
Theridiidae sp1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp2	0	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Theridiidae sp3	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp4	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
Theridiidae sp5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	4	0	0	0	0	0
Theridiidae sp6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	3	0	1	1	0	38	0
Theridiidae sp7	1	2	0	1	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp8	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp9	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp10	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp11	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0
Theridiidae sp12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Theridiidae sp13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Theridiidae sp15	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp16	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp17	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp18	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Theridiidae sp22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Theridiidae sp24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Theridiidae sp25	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp26	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp28	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp32	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Theridiidae sp34	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Theridiidae sp35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp36	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp37	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Theridiidae sp38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2
Theridiidae sp39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp41	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Achaearanea</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>hieroglyphica</i>	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	3	0	0	0
<i>Achaearanea trapezoidalis</i>	2	4	0	1	1	0	2	1	1	0	2	1	1	4	3	0	1	0	0	1	0
<i>Ariamnes attenuatus</i>	1	2	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	5	2	0
<i>Chryso</i> sp1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coleosoma</i> sp1	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Coleosoma</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Dipoena</i> sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dipoena</i> sp2	1	0	2	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Dipoena</i> sp3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dipoena</i> sp4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dipoena</i> sp5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dipoena kuyuwini</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	3	0	0	3	0	7	0
<i>Dipoena militaris</i>	0	0	0	1	2	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Episinus</i> sp1	4	6	5	1	0	2	1	4	9	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	2	1
<i>Faiditus</i> sp1	2	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Phycosoma altum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spintharus</i> sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thwaitesia</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
THERIDIOSOMATIDAE																					
Theridiosomatidae sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ogulnius</i> sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	1	15	1	0	0	0	0	2	1	0

Apêndice 01. Continuação

Famílias e Morfo-espécies	Locais de Coleta																					
	MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15	
THOMISIDAE																						
<i>Thomisidae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae</i> sp2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae</i> sp3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae</i> sp4	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae</i> sp5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thomisidae</i> sp6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Thomisidae</i> sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp9	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TITANOECIDAE																						
<i>Goeldia</i> sp1	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TRECHALEIDAE																						
<i>Syntrechalea</i> sp1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dossenus marginatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
ULOBORIDAE																						
<i>Uloboridae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloboridae</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Miagrammopes</i> sp1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philoponella</i> sp1	2	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0
<i>Philoponella</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philoponella</i> sp3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	8	0	0	3	0	0	0	0	0	1	6	0	1	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp3	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp8	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp10	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp11	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp12	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp17	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Uloborus</i> sp18	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp19	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp20	0	0	0	0	0	0	4	0	1	2	1	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	3
<i>Uloborus</i> sp21	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp22	0	0	0	0	2	3	17	1	1	1	1	0	0	0	1	2	11	1	2	0	0	6
TOTAL	97	98	135	81	117	94	175	124	116	111	113	81	99	107	126	50	142	100	56	127	125	
Número total= 2274																						

Apêndice 02. Lista de morfo-espécies que ocorreram nas 15 áreas de ilha de floresta de Alter do Chão, Santarém, Pará.

Morfo-espécies	Locais de Coleta														
	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15
<i>Anyphaenidae</i> sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Anyphaenidae</i> sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Araneidae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acacesia benigna</i>	0	2	0	0	0	0	5	1	0	0	0	0	2	0	0
<i>Alpaida urucuca</i>	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Araneus guttatus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Argiope argentata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Bertrana striolata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetacis aureola</i>	0	21	4	0	41	4	1	0	0	2	0	9	1	1	3
<i>Cyclosa fillineata</i>	0	0	0	0	0	0	2	4	17	1	0	3	0	0	2
<i>Cyclosa tapetifaciens</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0	1	2	0	0	2
<i>Enacrosoma anomalum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	4
<i>Eustala</i> sp1	8	3	4	4	2	3	4	6	14	0	4	5	2	5	1
<i>Hypognatha navio</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kapogea alayoi</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mangora chao</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0
<i>Mangora melanocephala</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	3	0	0	0
<i>Mangora pia</i>	1	0	2	0	0	0	0	2	5	0	1	0	0	0	2
<i>Manogea porracea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Metazygia uraricoera</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Micrathena evansi</i>	13	3	11	12	6	11	7	5	6	4	8	8	4	9	4
<i>Micrathena plana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Micrathena schreibersi</i>	1	6	1	0	0	0	2	1	0	0	3	1	2	2	3
<i>Micrathena spinosa</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0
<i>Micrathena sexspinosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Micrathena triangularispinosa</i>	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrepeira pachitea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Ocrepeira</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Parawixia kochi</i>	0	4	1	0	1	0	0	2	1	0	0	2	0	0	6
<i>Parawixia ouro</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pronous intus</i>	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1
<i>Spilasma duodecimguttata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Taczanowskia</i> sp1	1	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wagneriana</i> sp1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Castianeira</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Corinna</i> sp1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	2	0
<i>Corinna</i> sp2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corinna</i> sp3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corinna</i> sp4	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corinna</i> sp5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Corinna ducke</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Creugas</i> sp1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	2	1	1	0	0	1
<i>Simonestus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ctenidae</i> sp1	6	0	4	7	2	5	2	2	0	2	15	3	1	2	11
<i>Ancylometes rufus</i>	0	5	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	7	0
<i>Ctenus</i> sp1	3	3	4	9	2	1	0	4	1	1	1	6	4	2	1
<i>Ctenus cruksi</i>	0	0	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>NothroCtenus</i> sp1	1	3	8	0	1	6	0	5	0	1	3	1	0	3	4
<i>NothroCtenus</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Deinops</i> sp1	3	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	4	2	0	2
<i>Diplura</i> sp1	0	1	0	6	3	1	1	3	5	4	11	5	2	2	5
<i>Diplura</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Diplura sanguinea</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	1
<i>Gnaphosidae</i> sp1	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae</i> sp3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Neotama mexicana</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0
<i>Linyphiidae</i> sp1	0	1	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ero</i> sp1	0	0	0	6	0	0	3	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Gelanor</i> sp1	0	0	0	2	2	1	0	0	2	0	1	0	1	0	0
<i>Eutichurus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nephila clavipes</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gamasomorphae</i> sp1	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oonopinae</i> sp1	0	0	0	0	1	0	1	0	3	0	0	0	0	1	3

Apêndice 02. Continuação

Morfo-espécies	Locais de Coleta														
	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15
<i>Neoxyphinus</i> sp1	0	14	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oonops</i> sp1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Orchestina</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Oxyopidae sp2	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schaenicoscelis</i> sp1	0	0	0	0	1	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Otiothops</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Otiothops</i> sp2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Otiothops</i> sp3	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Otiothops</i> sp4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Carapoia fowleri</i>	0	15	8	1	6	2	7	9	0	0	30	3	5	0	31
<i>Ibotyporanga aff. naideae</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Litoporus</i> sp.n.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mesabolivar cambridgei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	1	0	0	0
<i>Metagonia</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0
<i>Architis tenuis</i>	13	1	0	8	0	8	7	1	0	4	1	1	2	5	0
Salticidae sp1	1	5	3	10	2	3	4	6	3	0	1	0	4	6	0
Salticidae sp2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Salticidae sp3	0	2	1	10	6	1	4	2	3	0	2	2	0	1	1
Salticidae sp4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1
Salticidae sp6	0	1	1	0	0	1	5	1	0	0	0	0	1	0	0
Salticidae sp7	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp8	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0
Salticidae sp9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Salticidae sp10	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Salticidae sp11	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0
Salticidae sp12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp13	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Salticidae sp15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Salticidae sp17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Salticidae sp18	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp19	1	1	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp20	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp22	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp26	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp29	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Salticidae sp30	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp32	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp33	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp34	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp35	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp36	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Salticidae sp39	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp40	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp42	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp45	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp47	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp48	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp50	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp51	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp52	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp53	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp54	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp55	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp59	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salticidae sp61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Salticidae sp63	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Beata</i> sp1	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyristella</i> sp1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lyssomanes</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0
<i>Lyssomanes</i> sp2	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lyssomanes</i> sp3	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Lyssomanes</i> sp5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psecas</i> sp1	0	2	2	0	2	0	0	1	4	1	0	2	2	1	1

Apêndice 02. Continuação

Morfo-espécies	Locais de Coleta														
	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15
<i>Dipoena kuyuwini</i>	0	0	0	0	2	0	1	0	3	0	0	3	0	7	0
<i>Dipoena militaris</i>	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Episinus</i> sp1	1	4	9	0	0	0	0	0	12	0	0	0	0	2	1
<i>Faiditus</i> sp1	2	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Phycosoma altum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thwaitesia</i> sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Theridiosomatidae sp1	0	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ogulnius</i> sp1	1	0	0	2	0	1	15	1	0	0	0	0	2	1	0
Thomisidae sp1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Thomisidae sp2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thomisidae sp4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Thomisidae sp5	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Thomisidae sp6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Thomisidae sp7	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp3	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp5	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp7	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp9	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Goeldia</i> sp1	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Syntrechalea</i> sp1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dossenus marginatus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Uloboridae sp1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uloboridae sp2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philoponella</i> sp1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0
<i>Philoponella</i> sp2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philoponella</i> sp3	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp1	8	0	0	3	0	0	0	0	0	1	6	0	1	0	0
<i>Uloborus</i> sp2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp8	4	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp10	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp11	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp12	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp14	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp15	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp17	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Uloborus</i> sp18	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp19	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0
<i>Uloborus</i> sp20	4	0	1	2	1	0	0	0	0	0	3	2	0	0	3
<i>Uloborus</i> sp21	7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp22	17	1	1	1	1	0	0	0	1	2	11	1	2	0	6
Morfo-espécies= 244															
Morfo-espécies exclusivas= 152															
Total de exemplares= 1652															

Apêndice 03. Lista de morfo-espécies que ocorreram nas seis áreas de mata contínua de Alter do Chão, Santarém, Pará.

Morfo-espécies	Locais de Coleta						Morfo-espécies		Locais de Coleta					
	MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06			MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06
Anyphaenidae sp3	1	0	0	0	0	0	<i>Mesabolivar cambridgei</i> sp1	aff.	1	0	0	0	3	1
Anyphaenidae sp4	0	0	0	0	1	1	<i>Mesabolivar cambridgei</i> sp2	aff.	0	0	1	12	5	2
Anyphaenidae sp5	0	0	0	0	0	1	<i>Architis tenuis</i>		1	2	0	0	0	2
Anyphaenidae sp6	0	0	1	0	0	0	Salticidae sp1		4	2	1	2	3	1
<i>Acacesia</i> sp1	0	1	0	0	0	0	Salticidae sp2		1	0	2	1	2	0
<i>Acacesia benigna</i>	3	1	1	1	3	2	Salticidae sp3		1	0	1	0	0	0
<i>Alpaida urucuca</i>	2	0	0	0	0	0	Salticidae sp5		1	3	0	2	2	0
<i>Argiope argentata</i>	0	0	0	0	1	0	Salticidae sp6		1	0	0	0	0	1
<i>Chaetacis aureola</i>	3	1	4	4	1	7	Salticidae sp7		2	2	1	0	0	2
<i>Cyclosa fililineata</i>	0	7	0	0	0	0	Salticidae sp9		0	1	0	0	1	0
<i>Cyclosa tapetifaciens</i>	1	1	0	0	0	3	Salticidae sp12		0	0	1	0	0	0
<i>Dubiepeira dubitata</i>	0	0	1	0	0	0	Salticidae sp13		2	1	0	1	0	1
<i>Enacrosoma anomalum</i>	4	0	0	0	0	0	Salticidae sp14		0	1	0	0	0	0
<i>Eriophora fuliginea</i>	0	1	0	0	0	0	Salticidae sp16		0	0	0	0	1	0
<i>Eustala</i> sp1	6	5	10	4	11	2	Salticidae sp18		0	0	0	0	1	1
<i>Mangora chao</i>	0	1	0	0	0	0	Salticidae sp19		0	0	0	0	1	0
<i>Mangora pia</i>	0	3	1	2	7	0	Salticidae sp21		0	0	0	0	1	0
<i>Manoega porracea</i>	5	0	1	0	0	2	Salticidae sp23		0	1	0	0	0	0
<i>Metazygia lagiana</i>	0	0	1	0	0	1	Salticidae sp24		0	0	0	0	1	0
<i>Micrathena acuta</i>	2	0	0	0	0	1	Salticidae sp25		0	0	0	0	1	0
<i>Micrathena evansi</i>	2	4	7	3	2	2	Salticidae sp27		0	0	0	0	0	1
<i>Micrathena excavata</i>	0	0	1	0	0	0	Salticidae sp28		0	1	0	0	0	0
<i>Micrathena schreibersi</i>	1	1	6	2	7	0	Salticidae sp31		1	0	0	0	0	1
<i>Micrathena spinosa</i>	1	0	6	2	1	1	Salticidae sp33		1	1	0	0	0	0
<i>Micrathena sexspinosa</i>	0	0	0	0	0	1	Salticidae sp38		0	0	0	0	0	1
<i>Micrathena triangularispinosa</i>	0	1	1	1	0	0	Salticidae sp41		1	0	0	0	0	0
<i>Ocrepeira</i> sp1	0	0	1	1	1	0	Salticidae sp43		0	0	0	0	1	0
<i>Parawixia kochi</i>	1	2	1	1	1	0	Salticidae sp44		0	0	1	0	0	0
<i>Wagneriana neblina</i>	1	0	0	0	0	0	Salticidae sp46		0	0	0	0	0	1
<i>Corinna</i> sp1	0	0	1	0	0	0	Salticidae sp49		0	0	0	0	0	1
<i>Corinna</i> sp3	0	1	0	0	0	0	Salticidae sp56		0	0	0	1	0	0
<i>Corinna</i> sp5	0	0	0	0	1	0	Salticidae sp57		1	0	0	0	0	0
<i>Creugas</i> sp1	0	0	0	1	0	0	Salticidae sp58		0	0	1	0	0	0
<i>Myrmecotypus</i> sp1	0	0	0	0	0	1	Salticidae sp60		0	0	1	0	0	0
Ctenidae sp1	1	2	2	0	4	3	Salticidae sp62		0	0	0	0	1	0
<i>Ctenus</i> sp1	0	0	10	2	1	7	<i>Lyssomanes</i> sp1		0	1	0	0	0	0
<i>Ctenus crulsi</i>	1	1	1	0	0	0	<i>Lyssomanes</i> sp2		0	1	0	0	0	0
<i>NothroCtenus</i> sp1	3	1	3	2	4	1	<i>Lyssomanes</i> sp4		0	0	0	0	0	2
<i>NothroCtenus</i> sp2	1	1	2	3	3	1	<i>Psecas</i> sp1		1	1	1	0	1	0
<i>Fufius auricomus</i>	0	0	2	0	0	0	<i>Psecas</i> sp2		0	0	0	0	0	1
<i>Deinops</i> sp1	1	0	2	0	0	0	Scytodidae sp2		3	0	0	0	0	0
<i>Diplura</i> sp1	1	5	3	0	10	0	<i>Scytodes mapinguari</i>		0	0	0	1	0	0
<i>Diplura sanguinea</i>	0	0	1	0	1	0	<i>Selenops</i> sp1		0	0	0	2	1	1
Gnaphosidae sp2	1	0	0	0	0	0	<i>Senoculos</i> sp1		0	1	0	1	0	0
Gnaphosidae sp3	0	1	0	0	0	0	Sparassidae sp2		0	0	0	1	0	0
Linyphiidae sp1	1	0	2	0	0	1	<i>Sadala</i> sp1		0	0	0	0	0	1
<i>Gelanor</i> sp1	0	1	0	1	0	0	<i>Sparianthis ravida</i>		1	1	0	1	0	0
Eutichurinae sp1	0	0	0	0	0	1	<i>Synotaxus</i> sp1		1	0	1	5	1	2
<i>Eutichurus</i> sp1	0	1	0	1	0	0	<i>Leucauge</i> sp4		0	0	0	1	0	0
<i>Nephila clavipes</i>	0	2	0	0	0	1	<i>Tetragnatha</i> sp2		0	1	3	0	3	3
Gamasomorphae sp1	0	1	0	0	2	6	Ischnocolinae sp1		0	0	0	0	0	1
Oonopinae sp1	1	0	1	0	0	0	Theraphosinae sp2		0	0	1	0	0	0
<i>Neoxyphinus</i> sp1	0	0	1	0	0	1	Theridiidae sp1		0	0	0	0	1	0
<i>Oonops</i> sp1	0	0	0	0	1	0	Theridiidae sp3		0	1	0	0	0	0
<i>Orchestina</i> sp1	0	0	0	0	1	0	Theridiidae sp4		0	0	0	0	1	0
Oxyopidae sp1	0	0	0	0	0	1	Theridiidae sp7		1	2	0	1	0	3
<i>Carapaoia fowleri</i>	0	5	30	7	10	5	Theridiidae sp8		1	1	0	0	1	0
<i>Ibotyporanga aff. naideae</i>	0	0	0	1	0	0	Theridiidae sp10		2	0	0	0	0	0
<i>Litoporus</i> sp.n.1	3	1	1	1	0	1	Theridiidae sp15		1	0	0	0	0	0

Apêndice 03. Continuação

Morfo-espécies	Locais de Coleta					
	MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06
Theridiidae sp16	0	1	0	0	0	0
Theridiidae sp17	0	0	0	0	1	0
Theridiidae sp18	0	1	0	0	0	0
Theridiidae sp25	1	0	0	0	0	0
Theridiidae sp28	0	1	0	0	0	0
Theridiidae sp32	0	1	0	0	0	0
Theridiidae sp34	0	1	0	0	0	0
Theridiidae sp41	1	0	0	0	0	0
<i>Achaearanea hieroglyphica</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Achaearanea trapezoidalis</i>	2	4	0	1	1	0
<i>Ariamnes attenuatus</i>	1	2	0	0	0	1
<i>Chryso</i> sp1	2	0	0	0	0	1
<i>Coleosoma</i> sp1	1	0	0	0	0	0
<i>Dipoena</i> sp2	1	0	2	1	0	0
<i>Dipoena</i> sp3	0	1	0	0	0	0
<i>Dipoena kuyuwini</i>	0	0	2	0	0	0
<i>Dipoena militaris</i>	0	0	0	1	2	0
<i>Episinus</i> sp1	4	6	5	1	0	2
<i>Faiditus</i> sp1	2	0	0	0	0	1
<i>Spintharus</i> sp1	0	1	0	0	0	0
Thomisidae sp3	0	0	0	0	0	1
Thomisidae sp4	1	0	1	1	0	0
Thomisidae sp5	0	0	0	1	0	0
<i>Tmarus</i> sp4	0	1	0	0	0	0
<i>Tmarus</i> sp6	0	0	0	1	0	0
<i>Tmarus</i> sp8	0	0	0	0	1	0
<i>Syntrechalea</i> sp1	0	1	1	0	0	0
<i>Miagrammopes</i> sp1	2	0	0	0	0	0
<i>Philoponella</i> sp1	2	0	1	1	1	0
<i>Uloborus</i> sp3	0	0	0	0	1	0
<i>Uloborus</i> sp6	0	0	0	1	0	0
<i>Uloborus</i> sp17	0	0	1	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp18	1	0	1	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp22	0	0	0	0	2	3
Morfo-espécies= 152						
Morfo-espécies exclusivas= 62						
Total de exemplares= 622						

Apêndice 04. Lista de *Singletons* – espécies com uma única ocorrência em todas as 21 áreas; de Alter do Chão, Santarém, Pará.

Famílias e Morfo-espécies	Locais de Coleta																				
	MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15
ANYPHAENIDAE																					
<i>Anyphaenidae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
ARANEIDAE																					
<i>Araneidae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acacesia</i> sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Araneus guttatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bertrana striolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dubiepeira dubitata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eriophora fuliginea</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypognatha navio</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kapogea alayoi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrathena excavata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Parawixia ouro</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Spilasma duodecimguttata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wagneriana neblina</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CORINNIDAE																					
<i>Castianeira</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Corinna</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corinna</i> sp4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corinna ducke</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myrmecotypus</i> sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIPLURIDAE																					
<i>Diplura</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
GNAPHOSIDAE																					
<i>Gnaphosidae</i> sp2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MITURGIDAE																					
<i>Eutichurinae</i> sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
OXYOPIIDAE																					
<i>Oxyopidae</i> sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PALPIMANIDAE																					
<i>Otiotrops</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Otiotrops</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Otiotrops</i> sp4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
SALTICIDAE																					
<i>Salticidae</i> sp14	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp16	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp21	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp22	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp23	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp24	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp25	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp27	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp28	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp36	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp37	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp38	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp39	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp41	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp43	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp44	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp45	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp46	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp47	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp48	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp49	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp51	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Salticidae</i> sp52	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0

Apêndice 04. Continuação

Famílias e Morfo-espécies	Locais de Coleta																				
	MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15
Uloboridae																					
<i>Uloboridae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Philoponella</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Apêndice 05. Continuação

Famílias e Morfo-espécies	Locais de Coleta																					
	MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15	
<i>Uloborus</i> sp12	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp17	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Uloborus</i> sp18	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp19	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp20	0	0	0	0	0	0	4	0	1	2	1	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	3
<i>Uloborus</i> sp21	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp22	0	0	0	0	2	3	17	1	1	1	1	0	0	0	1	2	11	1	2	0	0	6

Apêndice 06. Lista das famílias mais ricas em todas as 21 áreas de Alter do Chão, Santarém, Pará.

SALTICIDAE= 73	THERIDIIDAE= 61	Famílias e Morfo-espécies ARANEIDAE= 39	ULOBORIDAE= 28	THOMISIDAE= 16	CORINNIDAE= 10
Salticidae sp1	Theridiidae sp1	Araneidae sp1	Uloboridae sp1	Thomisidae sp1	Castianeira sp1
Salticidae sp2	Theridiidae sp2	Acacesia sp1	Uloboridae sp2	Thomisidae sp2	Corinna sp1
Salticidae sp3	Theridiidae sp3	Acacesia benigna	Miagrammopes sp1	Thomisidae sp3	Corinna sp1
Salticidae sp4	Theridiidae sp4	Alpaida urucuca	Philoponella sp1	Thomisidae sp4	Corinna sp3
Salticidae sp5	Theridiidae sp5	Araneus guttatus	Philoponella sp2	Thomisidae sp5	Corinna sp4
Salticidae sp6	Theridiidae sp6	Argiope argentata	Philoponella sp3	Thomisidae sp6	Corinna sp5
Salticidae sp7	Theridiidae sp7	Bertrana striolata	Uloborus sp1	Thomisidae sp7	Corinna ducke
Salticidae sp8	Theridiidae sp8	Chaetacis aureola	Uloborus sp2	Tmarus sp1	Creugas sp1
Salticidae sp9	Theridiidae sp9	Cyclosa fillineata	Uloborus sp3	Tmarus sp2	Myrmecotyplus sp1
Salticidae sp10	Theridiidae sp10	Cyclosa tapetifaciens	Uloborus sp4	Tmarus sp3	Simonestus sp1
Salticidae sp11	Theridiidae sp11	Dubiepeira dubitata	Uloborus sp5	Tmarus sp4	
Salticidae sp12	Theridiidae sp12	Enacrosoma anomalum	Uloborus sp6	Tmarus sp5	
Salticidae sp13	Theridiidae sp13	Eriophora fuliginea	Uloborus sp7	Tmarus sp6	
Salticidae sp14	Theridiidae sp14	Eustala sp1	Uloborus sp8	Tmarus sp7	
Salticidae sp15	Theridiidae sp15	Hypognatha navio	Uloborus sp9	Tmarus sp8	
Salticidae sp16	Theridiidae sp16	Kapogea alayoi	Uloborus sp10	Tmarus sp9	
Salticidae sp17	Theridiidae sp17	Mangora chao	Uloborus sp11		
Salticidae sp18	Theridiidae sp18	Mangora melanocephala	Uloborus sp12		
Salticidae sp19	Theridiidae sp19	Mangora pia	Uloborus sp13		
Salticidae sp20	Theridiidae sp20	Manogea porracea	Uloborus sp14		
Salticidae sp21	Theridiidae sp21	Metazygia lagiana	Uloborus sp15		
Salticidae sp22	Theridiidae sp22	Metazygia uraricoera	Uloborus sp16		
Salticidae sp23	Theridiidae sp23	Micrathena acuta	Uloborus sp17		
Salticidae sp24	Theridiidae sp24	Micrathena evansi	Uloborus sp18		
Salticidae sp25	Theridiidae sp25	Micrathena excavata	Uloborus sp19		
Salticidae sp26	Theridiidae sp26	Micrathena plana	Uloborus sp20		
Salticidae sp27	Theridiidae sp27	Micrathena schreibersi	Uloborus sp21		
Salticidae sp28	Theridiidae sp28	Micrathena spinosa	Uloborus sp22		
Salticidae sp29	Theridiidae sp29	Micrathena sexspinosa			
Salticidae sp30	Theridiidae sp30	Micrathena triangularispinosa			
Salticidae sp31	Theridiidae sp31	Micrepeira pachitea			
Salticidae sp32	Theridiidae sp32	Ocrepeira sp1			
Salticidae sp33	Theridiidae sp33	Parawixia kochi			
Salticidae sp34	Theridiidae sp34	Parawixia ouro			
Salticidae sp35	Theridiidae sp35	Pronous intus			
Salticidae sp36	Theridiidae sp36	Spilasma duodecimguttata			
Salticidae sp37	Theridiidae sp37	Taczanowskia sp1			
Salticidae sp38	Theridiidae sp38	Wagneriana sp1			
Salticidae sp39	Theridiidae sp39	Wagneriana neblina			
Salticidae sp40	Theridiidae sp40				
Salticidae sp41	Theridiidae sp41				
Salticidae sp42	Theridiidae sp42				
Salticidae sp43	Achaearanea sp1				
Salticidae sp44	Achaearanea hieroglyphica				
Salticidae sp45	Achaearanea trapezoidalis				
Salticidae sp46	Ariamnes attenuatus				
Salticidae sp47	Chryso sp1				
Salticidae sp48	Coleosoma sp1				
Salticidae sp49	Coleosoma sp2				
Salticidae sp50	Dipoena sp1				
Salticidae sp51	Dipoena sp2				
Salticidae sp52	Dipoena sp3				
Salticidae sp53	Dipoena sp4				
Salticidae sp54	Dipoena sp5				
Salticidae sp55	Dipoena kuyuwini				
Salticidae sp56	Dipoena militaris				
Salticidae sp57	Epsinus sp1				
Salticidae sp58	Faiditus sp1				
Salticidae sp59	Phycosoma altum				
Salticidae sp60	Spintharus sp1				
Salticidae sp61	Thwaitesia sp1				
Salticidae sp62					
Salticidae sp63					
Beata sp1					
Cylistella sp1					
Lyssomanes sp1					
Lyssomanes sp2					
Lyssomanes sp3					
Lyssomanes sp4					
Lyssomanes sp5					
Psecas sp1					
Psecas sp2					
Synemosyna sp1					

Apêndice 07. Lista das riquezas de espécies absolutas em todas as 21 áreas de Alter do Chão, Santarém, Pará.

Morfo-espécies	Locais de Coleta																					
	MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15	
<i>Anyphaenidae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Anyphaenidae</i> sp3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp4	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp5	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anyphaenidae</i> sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Araneidae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acacesia</i> sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Acacesia benigna</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Alpaida urucuca</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Araneus guttatus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Argiope argentata</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Bertrana striolata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chaetacis aureola</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1
<i>Cyclosa fillineata</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1
<i>Cyclosa tapetificiens</i>	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0	1
<i>Dubiepeira dubitata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enacrosoma anomalum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Eriophora fulginea</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eustala</i> sp1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Hypognatha navio</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Kapogea alayi</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mangora chao</i>	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mangora melanocephala</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Mangora pia</i>	0	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Manogea porracea</i>	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Metazygia lagiana</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Metazygia uraricoera</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Micrathena acuta</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrathena evansi</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Micrathena excavata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrathena plana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrathena schreibersi</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1
<i>Micrathena spinosa</i>	1	0	1	1	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Micrathena sexspinosa</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Micrathena triangularispinosa</i>	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Micrepeira pachitea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Ocrepeira</i> sp1	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Parawixia kochi</i>	1	1	1	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	1
<i>Parawixia ouro</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pronous intus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Spilasma duodecimguttata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Taczanowskia</i> sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wagneriana</i> sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Wagneriana neblina</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Castianeira</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Corinna</i> sp1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Corinna</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corinna</i> sp3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corinna</i> sp4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corinna</i> sp5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Corinna ducque</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Creugas</i> sp1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
<i>Myrmecotypus</i> sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Simonestus</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ctenidae</i> sp1	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ancylometes rufus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Ctenus</i> sp1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ctenus cruisci</i>	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>NothroCtenus</i> sp1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>NothroCtenus</i> sp2	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Fufius auricomus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Deinops</i> sp1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	1
<i>Diplura</i> sp1	1	1	1	0	1	0	0	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Diplura</i> sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Diplura sanguinea</i>	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Gnaphosidae</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae</i> sp2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gnaphosidae</i> sp3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Neotama mexicana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Linyphiidae</i> sp1	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ero</i> sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0

Apêndice 07. Continuação

Morfo-espécies	Locais de Coleta																					
	MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15	
Theridiidae sp28	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp32	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Theridiidae sp34	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Theridiidae sp35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp36	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp37	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Theridiidae sp38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1
Theridiidae sp39	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp40	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp41	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Theridiidae sp42	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Achaearanea sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Achaearanea hieroglyphica	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Achaearanea trapezoidalis	1	1	0	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	1	0	0
Ariamnes attenuatus	1	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0
Chryso sp1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleosoma sp1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
Coleosoma sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Dipoena sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dipoena sp2	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Dipoena sp3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dipoena sp4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dipoena sp5	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dipoena kuyuwini	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	1	0	0
Dipoena militaris	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Episinus sp1	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1
Faiditus sp1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Phycosoma altum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Spintharus sp1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thwaitesia sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Theridiosomatidae sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ogulnius sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0
Thomisidae sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Thomisidae sp2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thomisidae sp3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thomisidae sp4	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Thomisidae sp5	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thomisidae sp6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Thomisidae sp7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tmarus sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tmarus sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tmarus sp3	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tmarus sp4	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tmarus sp5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tmarus sp6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tmarus sp7	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tmarus sp8	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tmarus sp9	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Goeldia sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Syntrechalea sp1	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Dossenius marginatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Uloboridae sp1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uloboridae sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Miagrammopes sp1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Philoponella sp1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Philoponella sp2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Philoponella sp3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uloborus sp1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0
Uloborus sp2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Uloborus sp3	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Uloborus sp4	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uloborus sp5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Uloborus sp6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uloborus sp7	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uloborus sp8	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Uloborus sp9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Uloborus sp10	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uloborus sp11	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uloborus sp12	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Uloborus sp13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Apêndice 07. Continuação

<i>Morfo-espécies</i>	Locais de Coleta																					
	MC01	MC02	MC03	MC04	MC05	MC06	IF01	IF02	IF03	IF04	IF05	IF06	IF07	IF08	IF09	IF10	IF11	IF12	IF13	IF14	IF15	
<i>Uloborus</i> sp14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp17	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Uloborus</i> sp18	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp19	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0
<i>Uloborus</i> sp20	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Uloborus</i> sp21	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Uloborus</i> sp22	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	1	0	1
Total	58	57	51	42	51	53	65	40	53	31	41	40	41	52	42	26	46	43	30	41	46	