UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

EMANUEL GIOVANI CAFÔFO SILVA

Complexidade estrutural e diversidade de macrófitas aquáticas influenciam padrões de diversidade das aranhas em ambientes alagados naturais e em ambientes antropicamente alterados sob invasão biológica

Maringá
2018

EMANUEL GIOVANI CAFÔFO SILVA

Complexidade estrutural e diversidade de macrófitas aquáticas influenciam padrões de diversidade das aranhas em ambientes alagados naturais e em ambientes antropicamente alterados sob invasão biológica

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.
Área de concentração: Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz

Maringá
2018

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

S586c

Silva, Emanuel Giovani Cafôfo, 1984-
Complexidade estrutural e diversidade de macrófitas aquáticas influenciam padrões de diversidade das aranhas em ambientes alagados naturais e em ambientes antropicamente alterados sob invasão biológica / Emanuel Giovani Cafôfo Silva.-- Maringá, 2018.
75 f. : il. (algumas color.).

Tese (doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2018.
Orientador: Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz.

1. Comunidades, Ecologia de - Nicho ecológico - Ambientes aquáticos marginais. 2. Invasão biológica. 3. Aranhas semi-aquáticas - Diversidade. 4. Nicho ecológico - Macrófitas aquáticas - Aranhas semi-aquáticas. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD 23. ed. -577.8209816
NBR/CIP - 12899 AACR/2

Maria Salete Ribelatto Arita CRB 9/858
João Fábio Hildebrandt CRB 9/1140

EMANUEL GIOVANI CAFÔFO SILVA

Complexidade estrutural e diversidade de macrófitas aquáticas influenciam padrões de diversidade das aranhas em ambientes alagados naturais e em ambientes antropicamente alterados sob invasão biológica

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz (Presidente)
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr. Edson Fontes de Oliveira
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Prof. Dr. Josué Raizer
Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD)

Prof. Dr. Luiz Carlos Gomes (UEM)
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Prof. Dr.Roger Paulo Mormul
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (UEM)

Aprovada em: 28 de Fevereiro de 2018.
Local de defesa: Anfiteatro Prof: “Keyshiu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a toda minha família, principalmente a minha mãe por sempre estar ao meu lado, e minha vó, porque é minha vó e meu irmão.

Ao Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz e aos colegas de laboratório de Macrófitas, em especial ao amigo Eduardo Cunha, que me ajudou imensamente no delineamento e nas análises do meu trabalho e pela parceria.
Agradeço em especial a Isadora Oliveira, minha companheira e amiga, que esteve ao meu lado em todos os momentos e sem dúvidas foi uma das pessoas mais importantes para a conclusão deste trabalho, me dando apoio emocional e científico.
A todos os companheiros de disciplinas e eventos do Nupélia/Pea.
Aos Mestres Samir Kourani, Pablo Mathias Guermandi, Lucas Razalkiewicz.
A Douglas Souza e Mario Dainez por apoio em coletas e parceria no trabalho.
Lino por ajuda em campo e parceragem.
Juliana Deo Dias, Gizele Pinha, Tramoia, Gaúcho, Vanessa Daga, Raul Reno, Fabrício, Gean por ajudarem em campo e experimentos.
A Raytha e Mariana pela ajuda com as aranhas.
Agradeço também aos amigos que também contribuíram cientificamente e com a amizade antes do doutorado e durante: Igor Paiva, Leonardo Carvalho, Regiane Saturnino, Laís Pinheiro, Leonardo Cunha, Bruno Rodrigues, Manoel Barros, José Botter Fasoli, Maykon Sidiney, Nancy Lo Man Hung, Bibiana Palma, Má, Naiara Louback Franco.
Aos parceiros de campo e estrada do Nupélia: Seu Ní, Tião, Gazo, Celsão, Chiquinho,Tato.
As secretárias Aldenir Cruz, Elizabete Custódio e Jocemara Celestino, aos bibliotecários Maria Salete Ribelatto e João Fábio Hildebrandt e a todos os professores do PEA.
Agradeço e peço desculpas a todos que deveriam estar aqui mas eu esqueci.
Aos membros da banca por aceitarem o convite e pelas sugestões para este trabalho.
Ao Nupélia e ao PEA pela infraestrutura disponibilizada para a realização deste trabalho.
A CAPES, pela bolsa de doutorado.

Complexidade estrutural e diversidade de macrófitas aquáticas influenciam padrões de diversidade das aranhas em ambientes alagados naturais e em ambientes antropicamente alterados sob invasão biológica

RESUMO

O nicho de uma espécie está ligado a todos os recursos que os indivíduos precisam, sendo a complexidade estrutural um destes recursos. Espécies de aranhas interagem com a complexidade estrutural das plantas em que vivem. Neste caso, pode-se considerar a espécie da planta como um *habitat* e sua complexidade estrutural como micro-*habitats*. Muitos organismos que vivem nessas plantas são afetados por essa relação. Sob este escopo, dois enfoques foram analisados: (I) Investigar se o número de espécies de plantas e sua complexidade estrutural afetam a diversidade de aranhas, como densidade de indivíduos e espécies de aranhas; (II) comparar a complexidade entre uma espécie invasora e uma nativa fazendo a mesma análise com as assembleias de aranhas que vivem nestas plantas. Para testar a primeira abordagem (I) foram amostradas aranhas em 37 unidades amostrais (UA) de 1m², considerando um espectro de complexidades estruturais (horizontais, verticais e altura da vegetação) e a diversidade de espécies de macrófitas (índice de Shannon) em uma escala espacial ampla na planície de inundação do alto rio Paraná. Os resultados indicam que a densidade de indivíduos e espécies de aranhas das macrófitas são influenciadas pela disponibilidade de micro-*habitats*, e a distinção de *habitat* foi importante pois aumentou a abundância de organismos. Na segunda abordagem (II) foram amostradas aranhas e feitas medidas da complexidade do *habitat* em bancos de macrófitas dominados pela invasora U. arrecta (25 UA-1 m²) e pela macrófita nativa *Eichhornia azurea* (25 UA-1 m²). Os resultados indicaram que U. arrecta muda os padrões de composição natural, levando à perda de algumas aranhas ligadas ao corpo de água. Todas essas descobertas suscitam questões ecológicas relevantes sobre complexidade, diversidade e dinâmica de invasão do *habitat*. Esses resultados são muito relevantes para expandir o conhecimento sobre os fatores que impulsionam a diversidade de aranhas em ambientes aquáticos e como o processo de invasão afeta estas dinâmicas.

Palavras-chave: *Habitat.* Invasão. Diversidade. Macrófitas. Aranhas semi-aquáticas.

Complexidade Aquatic macrophytes diversity and its physics structure drives spiders diversity patterns on pristine wetlands and on water reservoir under biological invasion processes

ABSTRACT

The niche of a species is linked to all resources that its individuals need, such as structural complexity for example. Species of spiders, for example, interact with the structural complexity of the plants in which they live. In this sense, macrophytes would be *habitats* and their structural complexity micro-habitats. Many organisms that live on these plants are affected by their *habitats* and micro-habitats features. Under this scope, two approaches were analyzed: (I) investigate whether the number of plant species and their structural complexity affect spider diversity, such as species and individuals density; (II) to compare the complexity between one invasive species and a native one by doing the same comparinson with the spider assemblages that live on these plants. To test the first approach (I) spiders were sampled in 37 sample units (UA) of 1 m², considering a physical structure spectrum (horizontal and vertical complexities and height of vegetation) and diversity of macrophyte species (Shannon index) on a coarse spatial scale on the the Upper Paraná River floodplain. The results suggest that species and individuals densitys of spiders that inhabit macrophytes are influenced by the availability of micro-habitats, and the distinction of habitat was important because it increased the abundance of organisms. In the second approach (II) spiders were sampled and measures of habitat complexity were made in macrophyte patches dominated by the invasive *U. arrecta* (25 UA1 m²) and by the native macrophyte *Eichhornia azurea* (25 UA1 m²). The results indicated that U. arrecta changes the patterns of natural composition, leading to the loss of some water related spiders. All these finds raises many other relevant ecological questions about habitat complexity, diversity and invasion dynamics. Besides this, these results are very relevant to expand the knowledge about the factors that drives spiders diversity on wetlands, and how invasion process interacts with these dynamics.

Keywords: Habitat. Invasion. Diversity. Macrophytes. Semi-aquatic spiders.

Tese elaborada e formatada conforme as normas das publicações científicas: *Freshwater Biology*. Disponível em: http://onlinelibrary.wiley.com/journal/10.1111/%28ISSN%291365-2427/homepage/ForAuthors.html

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....11
REFERÊNCIA.....11
2 A COMPLEXIDADE ESTRUTURAL E A DIVERSIDADE DE MACRÓFITAS INFLUENCIAM A ABUNDÂNCIA DE ARANHAS, MAS SOMENTE A COMPLEXIDADE AFETA A RIQUEZA.....14
RESUMO.....14
2.1 INTRODUÇÃO.....16
2.2 METODOLOGIA.....19
2.2.1 Área de estudo.....19
2.2.2 Coleta e análise de dados.....20
2.3 RESULTADOS.....23
2.3.1 Aspectos estruturais e diversidade das macrófitas aquáticas.....24
2.3.2 Efeitos sobre a comunidade.....25
2.4 DISCUSSÃO.....28
REFERÊNCIAS.....34
APÊNDICE A - Lista das espécies de macrófitas aquáticas registradas na planície de inundação do alto rio Paraná.....38
APÊNDICE B - Pressupostos dos testes estatísticos 1.....39
3 MACRÓFITA AQUÁTICA INVASORA ALTERA A COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE ARANHAS.....44
RESUMO.....44
3.1 INTRODUÇÃO.....46
3.2 METODOLOGIA.....50
3.2.1 Área de estudo.....50
3.2.2 Coleta de dado e identificação.....51
3.2.3 Análise estatística.....54
3.3 RESULTADOS.....55
3.3.1 Sumário da comunidade.....55
3.3.2 Aspectos ambientais.....56
3.3.3 Efeitos sobre a comunidade.....56

3.4 DISCUSSÃO.....58

REFERÊNCIAS.....63

APÊNDICE C - Pressupostos dos testes estatísticos 2.....69

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....74

1 INTRODUÇÃO GERAL

O nicho de uma espécie representa o conjunto de recursos necessários para atender as demandas que os indivíduos desta espécie possuem para cumprirem suas necessidades biológicas (Hutchison, 1987). A complexidade estrutural do ambiente para muitos organismos é um recurso importante, que representa um continuo entre valores máximos e mínimos de estruturas no espaço, sendo que o intervalo de necessidades de cada espécie ao longo desse gradiente podem ser inferido por meio das observações quanto ao uso desse recurso. Para organismos dependentes de várias maneiras da complexidade estrutural ambiental (Thomaz & Cunha, 2010), distintas espécies de plantas podem ser consideradas *habitats*, e as complexidades estruturais de cada espécie podem ser interpretadas como micro-habitats (Johnson, 1980; Hall & Morrison, 1997).

Nesse sentido espécies de macrófitas aquáticas podem ser consideradas *habitats*, e suas complexidades estruturais micro-habitats. Nesse contexto, as macrófitas são ambientes adequados para ocorrência de artrópodes, como as aranhas por exemplo (Raizer & Amaral, 2001; Cunha, Thomaz, Mormul, Cafofo, & Bonaldo, 2012). A relação entre os *habitats*, micro-habitats e as aranhas refletem aspectos importantes da biologia destes organismos, passando tanto por componentes da diversidade biológica, que resumem padrões gerais relativos a abundância, riqueza ou densidade de espécies (Gotelli & Colwell, 2001) e composição, quanto por aspectos mais específicos relativos a história natural de cada espécie de aranha.

Essa relação entre as espécies de plantas e suas características estruturais afetando os componentes da diversidade biológica animal pode ser analisada de duas maneiras: (I) uma considerando se número de espécies de plantas e suas características estruturais influenciam a diversidade animal; (II) e outra em que determinadas espécies de plantas e seus aspectos de complexidade estrutural representam condições ecológicas relevantes para serem contrastadas, como por exemplo no processo de invasão biológica, uma planta representa a condição invasora e outra similar representa a condição nativa. Nesse caso, ambas tem suas

características estruturais estimadas e suas assembleias de aranhas são analisadas em busca de diferenças na diversidade.

A primeira situação (I) analisa se o aumento na diversidade de espécies de macrófitas (hábitats) e sua respectiva complexidade estrutural (micro-habitats) influenciam os valores densidade de indivíduos e espécies de aranhas associadas a vegetação aquática. Essa abordagem foi investigada por meio de amostragens de macrófitas e aranhas em vários pontos nas margens da planície de inundação do alto rio Paraná.

Em síntese, foi investigado a hipótese que a diversidade de *habitats* e a densidade de micro-habitats representadas respectivamente pela diversidade macrófitas e complexidade estrutural destas, influenciam positivamente a densidade de indivíduos e espécies de aranhas. Portanto, foram amostradas aranhas em bancos de macrófitas com distintas diversidades de espécies destas plantas e densidade de estruturas associadas, refletindo a diversidade de *habitats* e a densidade de micro-habitats.

A segunda situação (II) permite investigar quais são os efeitos causados pela macrófita invasora *Urochloa arrecta* (Hack. ex T.Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga, nos seguintes atributos da diversidade das aranhas: composição, densidade de indivíduos e espécies. A avaliação de possíveis efeitos envolveu a comparação dos atributos da diversidade da araneofauna da planta invasora com as mesmas métricas obtidas para a planta nativa *Eichhornia azura* (Sw.) Kunth. Nesse trabalho, tanto as plantas quanto as aranhas foram obtidas as margens do reservatório de Rosana, formado pelo represamento do Rio Paranapanema.

Considerando que o (i) potencial invasivo da gramínea tropical (*U. arrecta*) supera as espécies nativas e domina progressivamente a paisagem aquática, (ii) a grande complexidade estrutural que essas plantas fornecem em contraste com residentes equivalentes e (iii) o grande potencial de invasão dessa espécie para causar a homogeneização do habitat, foram testadas as seguintes hipóteses: 1 - A densidade de aranhas aumenta em local invadido em contraste com as áreas não invadidas devido ao aumento da complexidade do habitat fornecido pela

gramínea tropical invasora; 2 - A densidade de espécies de aranhas aumenta em local invadido em contraste com as áreas não invadidas devido ao aumento da complexidade do habitat fornecido pela gramínea tropical invasora; e 3 - A β diversidade de assembleia de aranha diminui em local invadido em contraste com áreas não invadidas devido aos efeitos de homogeneização do habitat. Portanto, para testar hipóteses propostas um esforço amostral foi desenvolvido para amostrar aranhas provenientes da uma condição com uma espécie macrófita exótica de uma condição com espécie de macrófita nativa.

REFERÊNCIA

Cunha, E. R., Thomaz, S. M., Mormul, R. P., Cafofo, E. G., & Bonaldo, A. B. (2012). Macrophyte structural complexity influences spider assemblage attributes in wetlands. *Wetlands*, 32(2), 369-377.

Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifyinf Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecology Letters*, 4, 379–391.

Hall, L. S., Krausman, P. R., & Morrison, M. L. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. Wildlife Society Bulletin, 25(1), 173-182.

Hutchinson, G. E. (1957). Cold spring harbor symposium on quantitative biology. *Concluding remarks*, 22, 415-427.

Johnson, D. H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1), 65-71

Raizer, J., & Amaral, M. E. C. (2001). Does the Structural Complexity of Aquatic Macrophytes Explain the Diversity of Associated Spider Assemblages?. *Journal of Arachnology*, 29(2), 227–237.

Thomaz, S. M., & Cunha, E. R. (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(2), 218–236

2 A COMPLEXIDADE ESTRUTURAL E A DIVERSIDADE DE MACRÓFITAS INFLUENCIAM A ABUNDÂNCIA DE ARANHAS, MAS SOMENTE A COMPLEXIDADE AFETA A RIQUEZA

RESUMO

As macrófitas aquáticas desempenham papéis importantes nos ecossistemas aquáticos, fornecendo estrutura física a vários organismos, como as aranhas. O aumento das estruturas físicas da planta disponibiliza micro-habitats para um numero maior de organismos, por outro lado o aumento da diversidade de espécies de plantas e seu agrupamento, é interpretado nesse trabalho como um aumento no número de *habitats* distintos. Considerando as plantas como estruturas representativas de *habitats* e micro-habitats, foi testada a hipótese de que as densidades de indivíduos e espécies de aranhas são afetadas pela disponibilidade de micro-habitats e *habitats*. A predição considera que as densidades de indivíduos e espécies de aranhas são maiores com o aumento da estrutura física fornecida por macrófitas aquáticas (micro-habitats) e com a diversidade de espécies de macrófitas (*habitats*). Para testar esta hipótese, foram coletadas aranhas em 37 unidades amostrais de 1 m², considerando um espectro de estrutura física (complexidades horizontais e verticais e altura da vegetação) e a diversidade de espécies de macrófitas (índice de Shannon) em uma escala espacial ampla na planície de inundação do Alto Rio Paraná. A relação entre a densidade de aranhas com as métricas de complexidades e o índice de Shannon de macrófitas foi testada usando regressões lineares com a distribuição de Poisson, e o critério de informação de Akaike foi usado para sustentar inferências a partir dos resultados. A densidade de aranhas variou de 1 a 21 indivíduos adultos/m², e esta variável aumentou com a complexidade horizontal, vertical, altura e a diversidade de espécies de macrófitas. A densidade de espécies de aranhas variou de 1 a 8 espécies/m², e esta variável aumentou apenas com a complexidade horizontal, vertical e altura da vegetação. Embora os resultados sugerem que a densidade de indivíduos e de espécies de aranhas que habitam macrófitas são influenciadas pela disponibilidade de *micro-habitat*, a distinção das plantas como *habitats* também desempenha um papel importante porque aumenta a densidade destes organismos.

Palavras-chave: habitat, diversidade, *micro-habitat*

MACROPHYTE PHYSICAL STRUCTURE DRIVES SPIDER RICHNESS AND ABUNDANCE, BUT ONLY MACROPHYTE SPECIES DIVERSITY RELATES TO SPIDER ABUNDANCE

ABSTRACT

Macrophytes play important roles in aquatic ecosystems providing physical structure to several organisms, such as spiders. At fine spatial scale, increasing plant physical structures enables more available micro-habitats to inhabiting organisms, while increasing the diversity of co-occurring plant species or biological forms is interpreted here as increases on the number of distinct *habitats*. Considering these aspects of plants as habitat-forming structures, we tested the hypothesis that spider species and individuals density is affected by *micro-habitat* density and habitat disponibility. This context predicts that spider species and individuals density increases with surrogates of physical structure provided by aquatic macrophytes (proxies of *micro-habitat* availability) and with macrophyte species diversity (proxy of distinct *habitats*). To test this hypothesis we sampled spiders in 37 1m² samples considering a spectrum of physical structure (horizontal and vertical complexities and vegetation height) and macrophyte species diversity (Shannon index) over a coarse spatial scale on the Upper Paraná River Floodplain. The relationship of spider density with horizontal and vertical complexities, vegetation height and Shannon index of macrophyte were tested using poisson linear regressions and the Akaike information criterion was used to support inferences from results. Spider density varied from 1 to 21 adult individuals m², and this variable increased with horizontal and vertical complexities, vegetation height and macrophyte species diversity. Spider species density varied from 1 to 8 species m², and this variable increased only with horizontal and vertical complexities. Although the results suggest that spider species and individuals density inhabiting macrophytes is primarily influenced by *micro-habitat* availability, habitat distinctness also play an important role because increases density of inhabiting organisms.

Keywords: habitat, diversity, *micro-habitat*

2.1 INTRODUÇÃO

As variações na estrutura física do ambiente podem ser interpretadas com um contínuo de possibilidades estruturais, com partes específicas deste gradiente correspondentes a amplitude do nicho de determinados organismos, como as aranhas por exemplo (Uetz, 1991; McNett & Rypstra, 2000; Halaj, Ross, & Moldenke, 2000). Nesse sentido, diferentes espécies de plantas representam distintas configurações estruturais correspondentes a diferentes *habitats* utilizados pelas aranhas (Souza & Martins, 2005). Nesse contexto, variações na complexidade estrutural de determinada espécie de planta podem ser consideradas como *micro-habitat*s.

Portanto, no escopo acima citado, espécies de plantas com diferentes formas de crescimento e arquitetura fornecem *habitats* distintos, que contém micro-habitats disponíveis para o uso por diferentes espécies de aranha. A espécie de planta é, portanto, considerada como hierarquicamente acima da sua complexidade estrutural, pois a complexidade nesse contexto depende da existência da planta.

Dentre as plantas onde as aranhas podem ser frequentemente encontradas, as macrófitas aquáticas constituem um grupo diverso (Chambers, Lacoul, Murphy, & Thomaz, 2007) que ocorre nos mais variados ecossistemas aquáticos (Dobel, Denno, & Coddington, 1990; Raizer & Amaral, 2001), como planícies de inundação e represas construídas para atender demandas antrópicas. Nestes ambientes as macrófitas refletem fatores bióticos e abióticos (Thomaz & Bini, 1998; Sousa, Thomaz, & Murphy, 2011). As respostas exibidas pelas macrófitas ocorrem tanto via padrões de diversidade de espécies, quanto através das distintas formas biológicas, incluindo representantes com morfologias flutuantes, emergentes, enraizadas com folhas flutuantes, entre outras (Ferreira, Mormul, Thomaz, Pott, & Pott, 2011). Geralmente espécies com formas biológicas variadas ocorrem agrupadas em pequenas escalas espaciais, algumas vezes formando estratos verticais visualmente discerníveis.

Tanto as macrófitas quanto as aranhas que as habitam partilham um cenário ecológico importante, pois toleram as condições impostas por um ecótono duplo, uma vez que se alinham entre os ecossistemas terrestres e aquáticos (Strayer, Power, Fagan, Pickett, & Belnap, 2003) e entre a interface água-ar (Antonowicz, 2014). Nessa interface, as aranhas mais intimamente relacionadas ao ambiente aquático (Pisauridaes e Lycosidaes) participam de funções ecologicamente fundamentais, atuando como consumidoras secundárias da comunidade chamada nêuston, caracterizada por organismos que vivem próximos ao filme de água (Zimmermann & Spence, 1989). Por outro lado, as macrófitas flutuantes compõem a comunidade chamada de plêuston (Banse, 1975), pois vivem parcialmente submersas no filme de água (*Salvinia auriculata* Aubl., S*alvinia minima* Baker, *Salvinia biloba* Raddi, *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L.), atuando como produtoras em funções ecossistêmicas importantes.

Neste cenário a diversidade de espécies e o contínuo de complexidades estruturais propiciados pelas macrófitas (Dobel, Denno, & Coddington, 1990; Raizer & Amaral, 2001; Dibble, Thomaz, & Padial, 2006) constituem uma oportunidade para a compreensão de possíveis relações exercidas entre a disponibilidade de *habitats* e a densidade de micro-habitats sobre atributos básicos da diversidade da assembleia de aranhas.

Nessa perspectiva, é possível cogitar que o aumento da complexidade estrutural das macrófitas influenciaria positivamente a abundância e riqueza de aranhas. Entre os vários fatores plausíveis mediando essa relação, podem ser consideradas influências nas interações tróficas, fazendo com que as aranhas atuem menos com presas e mais como predadoras (Finke & Denno, 2006), além de vários outros aspectos relacionados a fisiologia, morfologia, reprodução e comportamentos das aranhas. Estas facetas relativas a detalhes da história natural das aranhas constituem importantes possibilidades explanatórias (Bartholomew, 1986).

Desta maneira, é possível ampliar o entendimento dos fatores que regulam a estrutura das assembleias de aranhas nos ecossistemas

aquáticos, uma vez que estes artrópodes são indicadores ecológicos promissores em ambientes alagados (Gravesen, 2000). Além disso a interpretação conjunta da diversidade de espécies de macrófitas em termos de *habitats* e a complexidade estrutural destas plantas em termos de micro-habitats, representa um avanço a respeito das comunidades de aranhas que vivem em macrófitas, uma vez que a análise dos esforços similares anteriores sob o escopo teórico empregado no presente estudo, aponta a análise separada do papel do habitat fornecido por diferentes espécies de plantas (Raizer & Amaral, 2001) e da densidade de micro-habitats em termos de complexidades verticais, horizontais e altura da vegetação (Cunha, Thomaz, Mormul, Cafofo, & Bonaldo, 2012).

Portanto, neste trabalho foi investigado o papel estruturador das macrófitas nas assembleias de aranhas em uma planície de inundação. Foi testada a hipótese de que a diversidade de *habitats* e a densidade de micro-habitats representados respectivamente pela diversidade macrófitas e complexidade estrutural destas, influenciam a densidade de aranhas e a densidade de espécies de aranhas. Como consequência, são esperadas associações significativas da diversidade de espécies de plantas e complexidade estrutural destas com aumento da densidade de indivíduos e espécies de aranhas. Para testar a hipótese e a respectiva predição, foram amostradas aranhas em adensamentos de macrófitas com números variados de espécies destas plantas e densidade de estruturas associadas, refletindo respectivamente a diversidade de *habitats* e a densidade de micro-habitats.

2.2 METODOLOGIA

2.2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado na planície de inundação do Alto Rio Paraná (noroeste da região sul brasileira; 22° 44’ S, 53° 17’ O) (Fig. 1). Essa grande área inundável (~536,000 ha) possui vários ambientes úmidos (canais, lagos, pântanos) e abriga uma notável diversidade de espécies, como plantas, invertebrados e vertebrados (Agostinho, Thomaz, & Gomes, 2004). Nessa planície a maioria dos ambientes aquáticos são rasos, o que favorece o crescimento das macrófitas e oferece *habitats* para as aranhas associadas (e.g., Cunha, Thomaz, Mormul, Cafofo, & Bonaldo, 2012).

Em geral essa paisagem aquática é dominada por espécies de macrófitas flutuantes ou com estruturas emergentes pertencentes aos seguintes gêneros: *Eichhornia*, *Polygonum*, *Ludwigia*, *Salvinia* e *Oxycaryum*. A riqueza total de macrófitas existente ultrapassa 150 espécies (Alves-Ferreira, Mormul, Thomaz, Pott, & Pott, 2011), que apresentam variadas formas de crescimento (arbustivas, herbáceas, gramíneas) caracterizadas por diferentes estruturas, correspondentes a um amplo espectro de níveis de densidade em termos de ramos, folhas e demais estruturas morfológicas. Algumas destas espécies ocorrem em adensamentos, chamados de bancos, existindo tantos bancos monoespecíficos, quanto bancos compostos por espécies distintas coocorrendo em poucos centímetros quadrados, graças a ocupação complementar dos *habitats*.

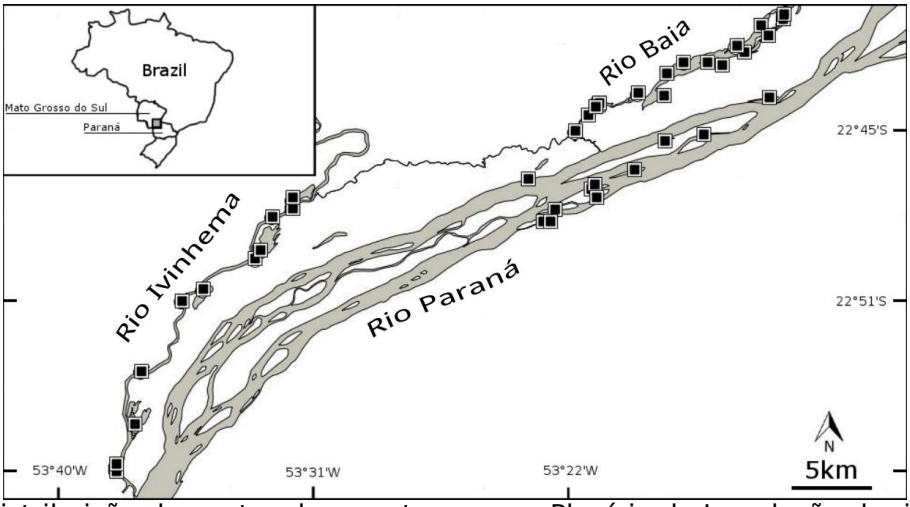


Fig. 1 Distribuição de pontos de amostragem na Planície de Inundação do rio Paraná

Raizer & Amaral (2001) e Cunha, Thomaz, Mormul, Cafofo, & Bonaldo (2012) levantaram informações básicas relevantes sobre as aranhas que habitam macrófitas, como por exemplo a densidade, que geralmente é superior 4 indivíduos por metro quadrado, correspondentes a várias espécies, como *Metazygia gregalis* (O. Pickard-Cambridge, 1889) e *Actinosoma pentacanthum* (Walckenaer, 1841) (Araneidae), aranhas que constroem e vivem em teias orbiculares comuns nesses bancos, sendo consideradas predadoras importantes de insetos voadores. Estes trabalhos pioneiros destacam ainda outro grupo representativo, as aranhas errantes que apresentam comportamento distinto, pois vivem sobre plantas e na superfície da água, como o gênero *Otoniela* (Anyphaenidae), *Hogna* (Lycosidae) e espécies de Salticidae (Raizer & Amaral, 2001; Cunha, Thomaz, Mormul, Cafofo, & Bonaldo, 2012) como a *Akela ruricola* (Galiano, 1999), que é um predador visual. Todas estas e outras aranhas associadas à água, como os Pisauridaes, são predadoras de insetos voadores e não voadores.

2.2.2 Coleta e análise de dados

As amostragens foram realizadas nos meses de abril e junho de 2014. A amostragem das aranhas e macrófitas foram realizados em 37 pontos diferentes distribuídos ao longo de uma faixa de 60 km de planície de inundação de forma aleatória (Fig. 1). Para amostrar aranhas e macrófitas, foi utilizado um dispositivo de tubo de PVC (quadrado de 1 m × 1m) com paredes de nylon, e uma bolsa submersível também constituida também deste tecido, esta que fica anexada na parte inferior e possui uma abertura ajustável em seu fundo (Fig. 2).

Cada ponto onde o dispositivo de coleta foi alocado representou uma unidade amostral. A disposição do aparato para delimitar cada unidade amostral foi feita a partir de uma embarcação ou via margem. Foram obtidas 21 unidades amostrais em abril e 16 em junho. A menor distância entre as unidades amostrais foi de ~145m. Após a alocação do dispositivo, dentro deste foram feitas medidas para as estimativas de: complexidade estrutural, considerada nesse trabalho como

representativas da densidade de micro-habitats disponíveis, refletindo a densidade de estruturas; e diversidade das macrófitas, ou diversidade de estruturas, aqui considerada hierarquicamente acima dos micro-habitats.

A complexidade estrutural é interpretada como subjacente a diversidade pois essa ordenação hierárquica se alinha com os objetivos teóricos e práticos do trabalho e segue o proposto por Johnson (1980) e Hall, Krausman, & Morrison (1997) visando um uso padrão dos termos derivados do conceito de habitat. As métricas de complexidade foram feitas em relação as macrófitas com um todo dentro de cada unidade amostral, não discernindo por exemplo qual era a complexidade específica de determinada espécie de planta.

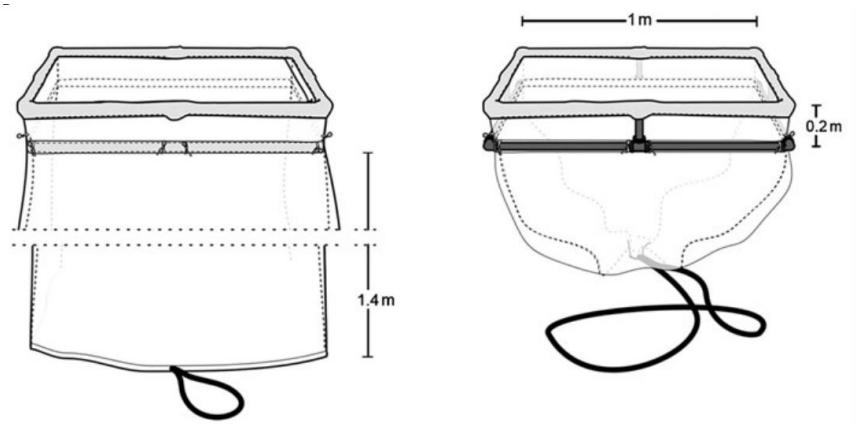


Fig. 2 Estrutura utilizada para coleta das aranhas e das macrófitas. Modificado a partir de Cunha, Thomaz, Mormul, Cafofo, & Bonaldo (2012).

A estimativa da complexidade estrutural das macrófitas foi obtida por medidas da estrutura horizontal, vertical e altura máxima das macrófitas. A estrutura horizontal foi estimada pelo número médio de duas medidas, cada uma destas obtida a partir das vezes que a planta toca em uma vareta de 1m x ~1cmØ disposta rente a água horizontalmente entre as plantas. Na segunda medida a vareta foi disposta novamente na posição horizontal rente a agua, mas transversalmente a posição que estava na primeira medida.

A estimativa da estrutura vertical correspondeu a média de três medidas feita com a vareta anteriormente citada, mas nesse caso em

cada mensuração a vareta era disposta verticalmente a partir da superfície da água em posições aleatórias entre as plantas, sendo então contados as vezes que plantas encostavam na vareta. O toque mais alto de cada uma das três medidas verticais tinha sua altura registrada, e a média destas três alturas correspondeu a estimativa de altura do banco. Já a diversidade de macrófitas foi estimada calculando o índice de Shannon a partir da cobertura estimada de macrófitas por espécie.

As aranhas foram coletadas concomitantemente com a mensuração das medidas de estrutura física fornecidas por macrófitas. Para reduzir o viés de amostragem causado por aranhas escondidas entre as estruturas das plantas abaixo e acima da água, o fundo do dispositivo de coleta era fechado, e quando aparentemente não havia mais aranhas na unidade amostral e as métricas de complexidade e cobertura de macrófitas já haviam sido registradas, as macrófitas eram cortadas e acondicionadas em sacos plásticos para inspeção em até 21h para a busca de aranhas escondidas na vegetação. As aranhas coletadas foram armazenadas em 70% de álcool. Após a triagem a nível de família e identificação a nível de espécie/morfoespécie (Oliver & Beattie, 1996) das aranhas adultas, os dados relativos a densidade de aranhas e densidade de espécies por unidade amostral foram registrados. Hábitos e comportamentos observados durante as coletas foram mencionados na discussão quando relevantes.

A relação entre as variáveis observadas relativas as aranhas e as variáveis explanatórias relacionadas as macrófitas foi testada por meio de regressões lineares generalizadas utilizando a distribuição Poisson no software R (Development Core Team, 2018) através do pacote MASS (Venables & Ripley, 2002). Para escolher o melhor conjunto de variáveis explanatórias foi utilizado o critério Akaike de segunda ordem ajustado para tamanhos amostrais reduzidos (Burnham & Anderson, 2004; Johnson & Omland, 2004) por meio do pacote MuMin (Barton, 2016).

2.3 RESULTADOS

Foram coletados 173 indivíduos de 14 famílias de aranhas, pertencentes a 42 espécies/morfoespécies (Tabela 1). Dentre estas, as mais abundantes foram: Lycosidae sp1, Anyphaenidae sp.1 e Salticidae sp2. A densidade e a riqueza de aranhas observada por unidade amostral variou de 1 a 21 indivíduos e 1 a 8 espécies respectivamente (Fig. 3).

Tabela 1 Lista de espécies e morfoespécies de aranhas coletadas nas margens da planície de inundação do Alto Rio Paraná.

FAMÍLIA	ESPÉCIE/MORFOESPÉCIE	N°
Anyphaenidae		
	Anyphaenidae sp.1	23
	Anyphaenidae sp.2	9
	Anyphaenidae sp.3	3
Araneidae		
	Actinosoma penthacanthum (Walckenaer, 1841)	1
	Araneidae sp.1	2
	Araneidae sp.2	1
	Araneidae sp.3	1
Corinnidae		
	Corinnidae sp.1	3
Gnaphosidae		
	Gnaphosidae sp.1	2
Lycosidae		
	Lycosidae sp.1	30
	Lycosidae sp.2	10
	Lycosidae sp.3	11
	Lycosidae sp.4	1
	Lycosidae sp.5	1
Lyniphiidae		
	Lyniphiidae sp.1	1
	Lyniphiidae sp.2	1
	Lyniphiidae sp.3	1
	Lyniphiidae sp.4	1
	Lyniphiidae sp.5	1
Miturgidae		
	Miturgidae sp.1	1
Philodromidae		
	Tibellus paraguensis Simon, 1897	1
Pisauridae		
	Thaumasia heterogyna Simon, 1897	2
	Thaumasia senilis Pertv, 1833	3
	Thaumasia velox Simon, 1898	1
Salticidae		
	Akela ruricola Galiano, 1999	5
	Salticidae sp.1	15
	Salticidae sp.2	6
	Salticidae sp.3	1
	Dendryphantinae sp.1	5
Tetragnathidae		
	Tetragnathidae sp.1	6
	Tetragnathidae sp.2	7
	Tetragnathidae sp.3	2
	Tetragnathidae sp.4	1
	Tetragnathidae sp.5	1
Theridiidae		
	Coleosoma aff. *Acutiventer*	1
	Coleosoma floridanum Banks, 1900	3
	Coleosoma sp.1	3
	Coleosoma sp.2	1
	Theridiidae sp.1	1
	Theridiidae sp.2	1
Theridiosomatidae		
	Theridiosomatidae sp.1	2
Thomisidae		
	Thomisidae sp.1	1
Totais 14	42	**173**

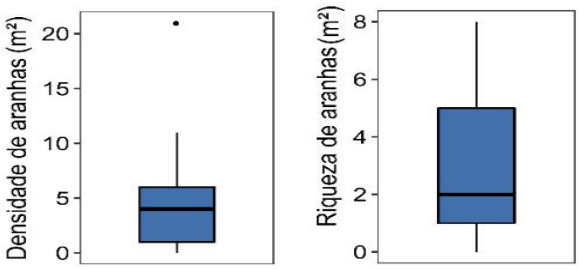


Fig. 3 Box plots relativos a densidade e riqueza das aranhas coletadas por m² na Planície de inundação do Alto Rio Paraná.

2.3.1 Aspectos estruturais e diversidade das macrófitas aquáticas

A complexidade estrutural das macrófitas aquáticas em termos de valores médios para o número de toques horizontais$^{m^2}$ e verticais$^{m^2}$ ajustados pela altura (número de toques dividido por altura) apresentaram os seguintes valores mínimos e máximos respectivamente: 5,5-662 e 0,33-22,33 (Fig. 4). Para a altura das plantas, o intervalo considerado incluiu desde plantas paralelas a lamina de agua até 92cm$^{m^2}$(Fig. 4). As macrófitas registradas foram representadas por 44 espécies. As espécies com maior representatividade percentual em termos de cobertura nas unidades amostrais foram: *E. crassipes*, *Eichhornia azurea* (Sw.) Kunth e *S. auriculata* (Anexo 1). A riqueza de macrófitas observada utilizada para o índice de Shannon (Fig. 4) oscilou entre 1 e 7 espécies por unidade amostral.

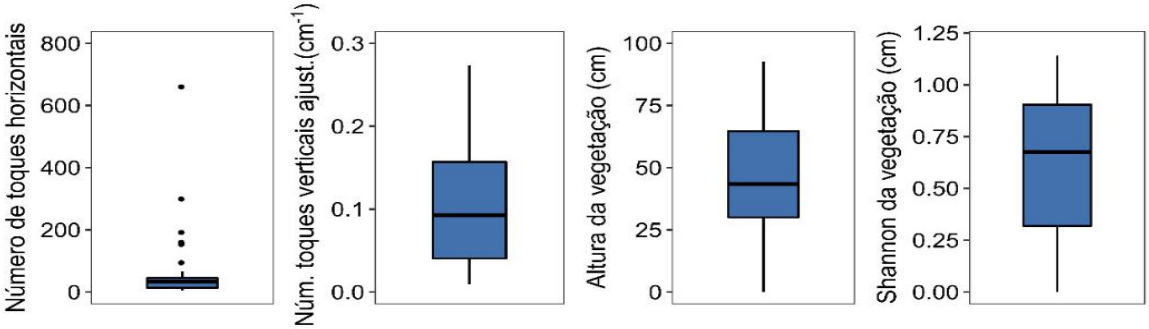


Fig. 4 Box plots das métricas$^{m^2}$ de complexidade estrutural e diversidade das macrófitas registradas na planície de inundação do alto Rio Paraná.

2.3.2 Efeitos sobre a comunidade

Para cada uma das duas variáveis dependentes observadas relativas as aranhas foram gerados 16 modelos possíveis, nos quais todas as variáveis independentes foram padronizadas e transformadas (box-cox). Nos dois modelos explanatórios considerando a abundância de aranhas todas as medidas estruturais foram positivamente relevantes, sendo que um destes também incluiu a diversidade das macrófitas como variável positivamente relacionada (Tabela 2; Fig. 5; Anexo 2A).

Em dois modelos, a ordem da influência para as variáveis estruturais foi maior para a complexidade horizontal, seguida pela vertical, e altura, sendo que no modelo que inclui a variável diversidade de macrófitas, esta foi a segunda mais influente na ordem apresentada.

Tabela 2 Modelos analisados considerando a abundância de aranhas, listando para cada parâmetro (variável explanatória) os respectivos valores de coeficientes de regressão padronizados, graus de liberdade (gl), critério de informação de Akaike ajustado para baixos tamanhos amostrais (AICc), o delta (AICc) eso wi).

Modelos								
Intercepto	Altura da vegetação	Shannon da vegetação	Núm. de toques horizontais	Núm. de toques verticais aju.	gl	AICc	Δ AICc	wi
1,347	0,185	0,2217	0,36	0,3338	5	192,9	0	0,56
1,365	0,263		0,4229	0,2775	4	194,7	1,86	0,22
1,36		0,3313	0,3571	0,2967	4	195,1	2,16	0,19
1,402	0,2062		0,4771		3	201,1	8,2	0,01
1,396	0,1557	0,1246	0,4489		4	202,1	9,2	0,01
1,404		0,2179	0,4382		3	202,8	9,91	0,00
1,401	0,1985	0,337		0,4706	4	204,5	11,61	0,00
1,408			0,4638	0,1609	3	205,1	12,17	0,00
1,426			0,491		2	206,6	13,67	0,00
1,414		0,4491		0,4324	3	207,1	14,23	0,00
1,44	0,3445			0,4196	3	214,4	21,47	0,00
1,481	0,1601	0,2569			3	228,7	35,86	0,00
1,49		0,3407			2	229,2	36,34	0,00
1,504				0,2859	2	233,1	40,23	0,00
1,505	0,2813				2	233,6	40,72	0,00

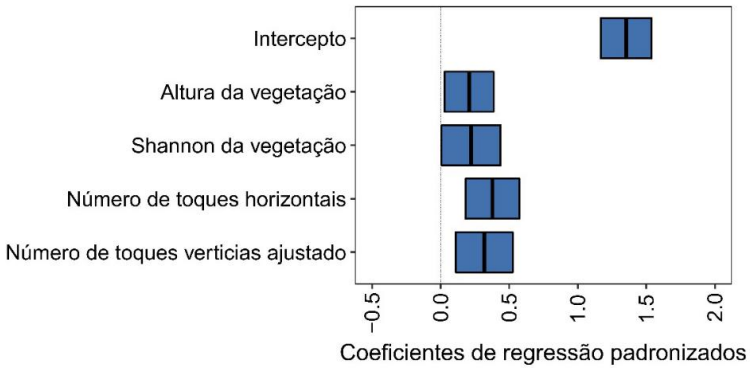


Fig .5 Representação gráfica dos coeficientes de regressão padronizados de cada variável explanatória da abundância de aranhas, utilizando a média geral dos coeficientes por variável (full model average). As caixas representam intervalos de confiança de 95%.

No caso da riqueza de aranhas, três modelos explanatórios foram selecionados como mais adequados. Todo incluíram a altura e complexidade horizontal, somente dois incluíram a complexidade vertical, e apenas um incluiu a diversidade de macrófitas, que apesar de não ter sido significativa foi considerada em um dos modelos retidos. Nestes modelos as variáveis significativamente influentes exibiram relação positiva com a riqueza das aranhas (Tabela 3; Fig. 6; Anexo 2B).

Tabela 3 Modelos analisados considerando a riqueza de aranhas, listando para cada parâmetro (variável explanatória) os respectivos valores de coeficientes de regressão padronizados, graus de liberdade (gl), critério de informação de Akaike ajustado para baixos tamanhos amostrais (AICc), o delta (AICc) eso wi).

Modelos								
Intercepto	Altura da vegetação	Shannon da vegetação	Núm. de toques horizontais	Núm. de toques verticais aju.	df	AICc	Δ AICc	wi
0,9232	0,3167		0,2908	0,242	4	141,9	0	0,40
0,9461	0,2723		0,3504		3	143,4	1,53	0,18
0,9175	0,2738	0,1217	0,2534	0,2749	5	143,7	1,79	0,16
0,9425	0,2909	0,205		0,3767	4	145,2	3,39	0,07
0,958	0,3806			0,3444	3	145,7	3,79	0,06
0,945	0,2554	0,0419	0,3408		4	145,8	3,94	0,06
0,9447		0,2693	0,257	0,2285	4	147,3	5,4	0,03
0,9685		0,1822	0,3314		3	148,5	6,62	0,01
0,9835			0,378		2	148,9	7	0,01
0,9718		0,3611		0,3326	3	149,4	7,57	0,01
0,9743			0,3527	0,1178	3	150	8,12	0,01
0,9984	0,341				2	152,4	10,51	0,00
0,9908	0,2764	0,1381			3	153,4	11,54	0,00
1,017		0,2768			2	156,3	14,47	0,00
1,029				0,2206	2	158,6	16,7	0,00

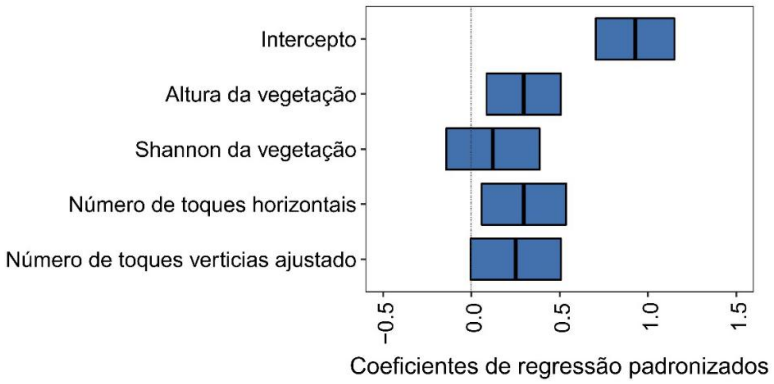


Fig. 6 Representação gráfica dos coeficientes de regressão padronizados de cada variável explanatória da riqueza de aranhas, utilizando a média geral dos coeficientes por variável (full model average). As caixas representam intervalos de confiança de 95%.

2.4 DISCUSSÃO

O amplo intervalo de variação dos valores de densidade de estruturas e a diversidade de estruturas permitiram avaliar potenciais efeitos da disponibilidade de micro-habitats e diversidade de *habitats* sobre atributos da assembleia de aranhas. Os principais resultados demonstram que a abundância e riqueza de espécies de aranhas foram positivamente relacionadas com indicadores de densidade de estruturais (i. e., número de toques horizontais, verticais e altura da vegetação), o que reforça a existência de um efeito positivo entre a complexidade dos micro-habitats e atributos da assembléia de aranhas.

Além disso, a abundância de aranhas apresentou relação positiva com a diversidade das *habitats*, enquanto a riqueza de espécies apresentou somente tendências de aumento com essa variável. Isso sugere que a diversidade das plantas atua como um fator que favorece a assembleia de aranhas. Todos os resultados obtidos são considerados consistentes devido a ampla escala espacial envolvida.

O efeito dos micro-habitats pode se dar por várias maneiras. Uma possibilidade envolve alguns aspectos das macrófitas livres flutuantes, como (*Limnobium laevigatum* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine, *P. stratiotes, Salvinia* spp.) e eventualmente por emergentes enraizadas (*Hydrocotyle ranunculoides L.f.*) (Ferreira, Mormul, Thomaz, Pott, & Pott, 2011). Esta macrófitas muitas vezes criam uma cobertura contínua superfície da água.

Essa cobertura pode favorecer o forrageamento e a proteção de aranhas que vivem mais próximas da água, como os Lycosidaes e Pisauridaes. Estas famílias alcançam os maiores tamanhos nas macrófitas, características que permitem a captura e o abate de presas razoavelmente grandes, como larvas de Odonata que saem da água para se tornarem adultas (Walker, 2009), e pequenos vertebrados, como peixes (Nyffeler & Pusey, 2014) e anfíbios (Menin, de Jesus Rodrigues, & de Azevedo, 2005).

Os Lycosidaes e Pisauridaes descritos anteriormente geralmente ficam com parte do posterior do corpo sobre as macrófitas flutuantes, e a

parte anterior localizada sobre a água, a espera de pequenas ondas geradas por eventuais presas se movimentando na lâmina da água (Bleckmann, 1985). Esse posicionamento possivelmente constitui um compromisso entre forrageio e a evitação da predação proveniente de inimigos naturais, tanto invertebrados (Rypstra & Samu, 2005; Langellotto & Denno, 2006) como peixes e outros vertebrados que habitam a planície (~100 espécies de aves - Gimenes, Lopes, Loures-Ribeiro, Mendonça, & Anjos, 2007;~56 espécies de anuros - Souza et. al, 2017). No caso dos Lycosidaes, algumas vezes durante a coleta foi observada a submersão abaixo das folhas. Os Pisauridaes por outro lado, fugiam se deslocando na lâmina de água, deslizando de maneira rápida e eficaz. Embora determinados Pisauridaes são fisiológicamente capazes de submergir, mas não exibem esse comportamento voluntariamente devido a dificuldade de romper a tensão superficial da àgua (McAlister, 1960). Essa limitação não se aplicava aos Lycosidaes observados durante as coletas.

A família dos Lycosidaes possui também espécies menores (Piacentini, 2014), que várias vezes foram observadas abrigadas nas espécies de *Salvinia*, principalmente de *S. biloba*, que apresenta folhas mais orientadas transversalmente em relação a lâmina da água do que as duas outras espécies de registradas para esse gênero. Nestes micro-habitats os pequenos Lycosidaes convivem com presas adequadas a sua escala, como ácaros (eventualmente observados nas coletas) além de colêmbolos e várias espécies de dípteros adultos (Walker, 2009).

Além de obterem alimento, os pequenos Lycosidaes ao se abrigarem entre folhas paralelas de *S. biloba*, ficam totalmente ocultos, ficando protegidos contra predação por pássaros, anfíbios e outras aranhas. Esse comportamento aumenta a agregação e garante maior tempo de vida, fatores que em conjunto podem implicar em maior probabilidade de reprodução, gerando mais aranhas, desfecho que também pode ocorrer para as aranhas maiores descritas anteriormente. Estas possibilidades somadas ao fato que as famílias citadas exibem notável cuidado parental, potencializam o aumento da abundância.

As fêmeas de Pisauridaes e Lycosidaes carregam a ooteca até a eclosão, sendo que nos Lycosidaes os filhotes sobem no dorso da mãe, e nos Pisauridaes algumas espécies constroem uma teia especial para os filhotes passarem seus primeiros dias protegidos (Nicholas, Stratton, & Reed, 2011). Adicionalmente, para as aranahas em geral, existe uma relação positiva quanto a massa corporal da fêmea e o número de ovos amplificando ainda mais o número de indivíduos (Marshall & Gittleman, 1994).

Por extensão, a conjectura proposta para explicar a abundância de aranhas ligada positivamente aos micro-habitats próximos a lamina da agua, pode ser extrapolada para explicar como os micro-habitats acima da lâmina da agua também podem gerar maior abundância de aranhas. Essa situação pode ocorrer quando o banco de macrófitas apresenta várias camadas horizontais de vegetação emergente, gerando assim uma complexidade vertical maior, caracterizada por estruturas capazes de acumular mais aranhas, que por sua vez geram mais filhotes, aumentando a abundância. A influência da altura do banco de macrófitas na desnsidade de aranhas pode ser explicada também pela maior disponibilidade de estruturação. Quanto mais altas as macrófitas emergentes, maior é a probabilidade de que exista maior complexidade vertical e horizontal, favorecendo a ocorrência de mais aranhas.

Nas alturas intermediárias e mais elevadas das macrófitas, foram encontrados os Anyphaenidaes, aranhas que caçam a noite ativamente na vegetação e se abrigam entre as folhas vivas e secas durante o dia (Silva, 1996; Labarque, Soto, Ramírez, & Arnedo, 2014). Também nestes estratos foram amostrados indivíduos pertecentes a família dos Salticidaes, aranhas com ótima visão (Foelix, 2011), característica que as favorece nos ambientes com maior complexidade tridimensional, como os estratos superiores das macrófitas. Também nos espaços livres existentes em meio aos adensamentos verticais mais complexos foram encontrados indivíduos pertencentes a quatro famílias de aranhas construtoras de teia.

Cada uma destas famílias apresenta particularidades quanto ao modo de construção de suas teias (Wise,1995) em relação aos diferentes

micro-habitats possíveis conforme a densidade de complexidades verticais. Nos espaços livres entre as folhas das macrófitas, com cerca 15-40cm de área aberta foram observados indivíduos pertencentes a famílias de aranhas construtoras de teia orbiculares, que em geral constroem teias orientadas verticalmente no caso dos Araneidaes, mas que podem também apresentar teias horizontais como os Tetragnathidaes. Uma vez que alguns Tetragnathidaes são intimamente relacionados a ambientes aquáticos, certos grupos exibiram certas preferências, como determinados morfotipos que constroem suas teias sob o pequeno "dossel" formado pelas folhas das *Eichhornias.*

Neste *micro-habitat* a teia fica próxima da água sustentada pelos pecíolos das *Eichhornias,* o que garante condições favoráveis, sem a incidência direta da luz solar, com temperatura amena, diminuição da ação do vento e da correnteza (Marques-Silva & Thomaz, 2009). Essa disposição pode inclusive reduzir as chances que eventuais ondulações possam danificar a teia. Além disso pode favorecer o forrageamento sobre dípteros e outros insetos, que preferem aguas mais lentas para viver, e ao passar pela metamorfose na lamina da agua abaixo das *Eichhornias,* alçam seu unico voo como adultos diretamente para as teias dos Tetragnathidaes (Mingo & Gibbs, 1980). Ainda nas *Eichhornias,* outros morfotipos de Tetragnathidaes tendem a construir suas teias acima das folhas. Já os espaços menores da vegetação são ocupados por indivíduos de famílias construtoras de teias menos amplas, como os Theridiidaes que fazem teias irregulares e o Linyphiidaes que elaboram uma pequena teia em formato de lençol em meio a um emaranhado de fios.

Além da densidade de micro-habitats, os resultados apontam que a maior diversidade de *habitats* influenciou também uma maior densidade de aranhas. É possível que essa relação se deu por meio das diferentes combinações de complexidades características de cada espécie de planta. Ao contrário do esperado, a densidade de espécies de aranhas não foi influênciada pela diversidade de *habitats*. É provável que nem todo habitat apresentasse recursos estruturais adequados a coexistência de espécies distintas de aranhas.

Além da possibilidade citada acima, a falta de efeito da diversidade das *habitats* em relação a densidade de espécies de aranhas pode também explicada quando se leva em conta que aranhas são consumidoras secundárias, que embora sejam influenciadas por aspectos da vegetação, estabelecem apenas relações tróficas indiretas com estes organismos produtores, ao passo que os consumidores primários apresentam relações diretas com a diversidade das plantas (Castagneyrol & Jactel, 2012). A diversidade dos consumidores secundários é em muitos casos influenciada pela diversidade das plantas, entretanto esse efeito não é tão evidente quanto quando se considera a diversidade dos consumidores primários. Isso explica também a causa das tendências observadas nos resultados para o aumento da densidade de espécies de aranahas em relação a diversidade das macrófitas e a seleção dessa variável entre os melhores modelos.

A densidade de espécies de aranhas foi influenciada positivamente pelos três váriáveis relativas aos micro-habitats, e o mesmo se deu em relação a densidade de aranhas. Uma vez que a riqueza de espécies é dependente da abundância (Gotelli & Colwell, 2001), é possível que a disponibilidade de micro-habitats aumente o número de indivíduos, que por sua vez favorece que mais espécies de aranhas ocorram.

Com base nas interpretações apresentadas, é possível sugerir que a simplificação de *habitats* aquáticos, como por exemplo um reservatório em seus primeiros anos de funcionamento, tende a gerar um ambiente oligotrófico, caracterizado pela baixa diversidade das macrófitas aquáticas (Thomaz & Bini, 1998) com estruturas emergentes (Sand-Jensen & Sondergaard, 1979), reduzindo assim a complexidade estrutural das margens, levando a uma menor densidade e riqueza de aranhas. Nestas situações, podem ocorrer impactos significativos nas interações tróficas, uma vez que as aranhas são componentes importantes pois atuam tanto como presas (Gimenes, Lopes, Loures-Ribeiro, Mendonça, & Anjos, 2007; Boelter, Kaefer, Both, & Cechin 2012) quanto como predadoras (Menin, de Jesus Rodrigues, & de Azevedo, 2005; Walker, 2009; Nyffeler & Bradley, 2014) de vários organismos na interface entre os ecossistemas terrestres

e aquáticos, sendo portanto um importante elo na troca de matéria e energia entre estes dois ambientes.

Por fim, os principais resultados deste trabalho garantem suporte ao papel da complexidade estrutural como uma medida adequada para mensurar a importância dos *habitats* e micro-habitats. Essa abordagem permitiu a avaliação eficiente dos efeitos da disponibilidade de micro-habitats em dois atributos centrais da diversidade da assembleia de aranhas, a densidade de indivíduos e de espécies de aranhas, mostrando a influência predominante da complexidade estrutural na ecologia das aranhas. Além disso, na escala abordada, os resultados demonstram que os micro-habitats criados pela complexidade influenciam mais a assembleia de aranhas do que os *habitats* correspondentes as espécies de macrófitas aquáticas.

REFERÊNCIAS

Agostinho, A. A., Thomaz, S. M., & Gomes, L. C. (2004). Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*, 4(3), 267-280.

Antonowicz, J. P. (2015). Capacity to accumulate barium, strontium, calcium and magnesium in the water-air interface of a coastal lake at the Baltic Sea. Baltic Coastal Zone. *Journal of Ecology and Protection of the Coastline*, 19, 23-36.

Banse, K. (1975). Pleuston and neuston: on the categories of organisms in the uppermost pelagial. *International Review of Hydrobiology*, 60(4), 439-447.

Bartholomew, G. A. (1986). The role of natural history in contemporary biology. *BioScience*, 36(5), 324-329.

Barton, K. (2016). *MuMIn: Multi-model inference.* Available at: https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf

Bleckmann, H. (1985). Perception of water surface waves: how surface waves are used for prey identification, prey localization, and intraspecific communication. In: *Progress in sensory physiology*(Eds H. Autrum, D. Ottoson, E. R. Perl, R. F. Schmidt,H. Shimazu & W. D. Willis), pp. 147-166. Springer, Berlin, Heidelberg.

Boelter, R. A., Kaefer, I. L., Both, C., & Cechin, S. (2012). Invasive bullfrogs as predators in a Neotropical assemblage: What frog species do they eat?. *Animal Biology*, 62(4), 397-408.

Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological methods & research*, 33(2), 261-304.

Castagneyrol, B., & Jactel, H. (2012). Unraveling plant — animal diversity relationships : a meta-regression analysis. *Ecology*, 93(9), 2115–2124.

Chambers, P., Lacoul, P., Murphy, K., & Thomaz, S. (2007). Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. *Hydrobiologia*, 595(1), 9-26.

Cunha, E. R., Thomaz, S. M., Mormul, R. P., Cafofo, E. G., & Bonaldo, A. B. (2012). Macrophyte structural complexity influences spider assemblage attributes in wetlands. *Wetlands*, 32(2), 369-377.

Dibble, E. D., Thomaz, S. M., & Padial, A. A. (2006). Spatial complexity measured at a multi-scale in three aquatic plant species. *Journal of Freshwater Ecology*, 21(2), 239-247.

Dobel, H. G., Denno, R. F., & Coddington, J. A. (1990). Spider (Araneae) community structure in an intertidal salt marsh: effects of vegetation structure and tidal flooding. *Environmental Entomology*, 19(5), 1356-1370.

Ferreira, F. A., Mormul, R. P., Thomaz, S. M., Pott, A., & Pott, V. J. (2011). Macrophytes in the upper Paraná river floodplain: checklist and comparison with other large South American wetlands. *Biologia Tropical*, 59(2), 541-556.

Finke, D. L., & Denno, R. F. (2006). Spatial refuge from intraguild predation: implications for prey suppression and trophic cascades. *Oecologia*, 149(2), 265-275.

Foelix, R. (2011). *Biology of spiders*. Oxford University Press, Oxford.

Gimenes, M. R.; Lopes, E. V., Loures-Ribeiro, A., Mendonça, L. B., & Anjos, L. (2007). *Aves da planície alagável do alto rio Paraná*. Editora da Universidade Estadual de Maringá. Maringá.

Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifyinf Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecology Letters*, 4, 379–391.

Gravesen, E. (2000). Spiders (Araneae) and other invertebrate groups as ecological indicators in wetland areas. *Ekológia (Bratislava)*, 19(4), 39-42.

Halaj, J., Ross, D. W., & Moldenke, A. R. (2000). Importance of habitat structure to the arthropod food-web in Douglas-fir canopies. *Oikos*, 90(1), 139-152.

Hall, L. S., Krausman, P. R., & Morrison, M. L. (1997). The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildlife Society Bulletin*, 25(1), 173-182.

Johnson, D. H. (1980). The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1), 65-71.

Johnson, J. B., & Omland, K. S. (2004). Model selection in ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, 19(2), 101-108.

Labarque, F. M., Soto, E. M., Ramírez, M. J., & Arnedo, M.A. (2014). Chasing ghosts: The phylogeny of Amaurobioidinae ghost spiders (Araneae, Anyphaenidae). *Zoologica Scripta*, 44, 550–561.

Langellotto, G. A., & Denno, R. F. (2006). Refuge from cannibalism in complex-structured *habitats*: Implications for the accumulation of invertebrate predators. *Ecological Entomology*, 31, 575–581.

Marques-Silva, G. G., & Magela Thomaz, S. (2009). Biological interactions in the co-occurrence of Eichhornia azurea and free-floating macrophytes. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 31(4).

Marshall, S. D., & Gittleman, J. L. (1994). Clutch size in spiders: is more better?. *Functional Ecology*, 8(1), 118-124.

McAlister, W. H. (1960). The diving and surface-walking behaviour of Dolomedes triton sexpunctatus (Araneida: Pisauridae). *Animal Behaviour*, 8(1-2), 109-111.

Mcnett, B. J., & Rypstra, A. L. (2000). Habitat selection in a large orb-weaving spider: vegetational complexity determines site selection and distribution. *Ecological Entomology*, 25(4), 423-432.

Menin, M., de Jesus Rodrigues, D., & de Azevedo, C. S. (2005). Predation on amphibians by spiders (Arachnida, Araneae) in the Neotropical region. *Phyllomedusa: Journal of Herpetology*, 4(1), 39-47.

Mingo, T. M., & Gibbs, K. E.(1980). *The aquatic insects of the Narraguagus River, Hancock and Washington counties, Maine.* Life Sciences and Agriculture Experiment Station Technical Bulletin 100., Maine.

Nicholas, A. C., Stratton, G. E., & Reed, D. H. (2011). Reproductive allocation in female wolf and nursery-web spiders. *Journal of Arachnology*, 39(1), 22-29.

Nyffeler, M. & Pusey, B. J. (2014). Fish predation by semi-aquatic spiders: A global pattern. *PloS one*, 9(6), e99459.

Oliver, I., & Beattie, A. J. (1996). Designing a cost-effective invertebrate survey: A test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological Applications*, 6(2), 594–607.

Piacentini, L. N. (2014). A taxonomic review of the wolf spider genus Agalenocosa Mello-Leitão (Araneae, Lycosidae). *Zootaxa*, 3790(1), 1-35.

R Development Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at:http://www.R-project.org.

Raizer, J., & Amaral, M. E. C. (2001). Does the Structural Complexity of Aquatic Macrophytes Explain the Diversity of Associated Spider Assemblages?. *Journal of Arachnology*, 29(2), 227–237.

Rypstra, A. L., & Samu F. (2005) Size Dependent Intraguild Predation and Cannibalism in Coexisting Wolf Spiders (Araneae , Lycosidae). *Journal of Arachnology*, 33(2), 390-397.

Sand-Jensen, K. A. J., & Sondergaard, M. (1979). Distribution and quantitative development of aquatic macrophytes in relation to sediment characteristics in oligotrophic Lake Kalgaard, Denmark. Freshwater Biology, 9(1), 1-11.

Silva, D. (1996). Species composition and community structure of peruvian rainforest spiders: A case study from a seasonally inundated forest along the Samiria river. *Revue Suisse de Zoologie*, 597–610.

Sousa, W. T., Thomaz, S. M., & Murphy, K. J. (2011). Drivers of aquatic macrophyte community structure in a Neotropical riverine lake. *Acta oecologica*, 37(5), 462-475.

Souza, A. L. T., & Martins, R. P. (2005). Foliage density of branches and distribution of plant-dwelling spiders. *Biotropica*, 37(3), 416-420.

Souza, F. L., Prado, C. A., Sugai, J. L. M., Ferreira, V. L., Aoki, C., Landgref-Filho, P., ... & Terra, J. (2017). Diversidade de Anfíbios do Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Iheringia Ser Zool*, 107(supl.), e2017152.

Strayer, D. L., Power, M. E., Fagan, W. F., Pickett, S. T., & Belnap, J. (2003). A classification of ecological boundaries. *BioScience*, 53(8), 723-729.

Thomaz, S. M., & Bini, L. M. (1998). Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. Editora da Universidade Estadual de Maringá. Maringá.

Uetz G.W. (1991) Habitat structure and spider foraging. In: *Habitat Structure*. *(*Eds S. S. Bell, E. D. McCoy & H. R. Mushinsky),pp.325-348 , Springer, Dordrecht.

Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S.* Springer, New York.

Walker, I. (2009). Emergence of aquatic insects and spider abundance in the Balbina Reservoir (Presidente Figueiredo , Amazonas , Brazil) during the phase of declining eutrophication. *Biological Limnology*, 21(2), 199–207.

Wise, D. H. (1995). Spiders in ecological webs: Cambridge university press. DOI:10.1016/0169-5347(93)90231-D

Zimmermann, M., & Spence, J. R. (1989). Prey use of the fishing spider Dolomedes triton (Pisauridae, Araneae): an important predator of the neuston community. *Oecologia*, 80, 187–194.

APÊNDICE A - Lista das espécies de macrófitas aquáticas registradas na planície de inundação do alto rio Paraná

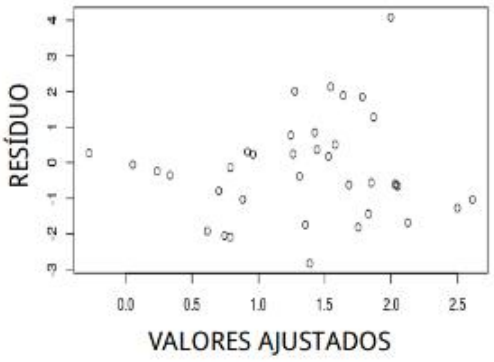
FAMÍLIA	ESPÉCIE/MORFOESPÉCIE	∑ cobertura m²
Amaranthaceae		
	Alternanthera philoxeroides (Mart.) Griseb.	3
Araceae		
	Lemna valdiviana Phil.	0
	Pistia stratiotes L.	6
Araliaceae		
	Hydrocotyle ranunculoides L.f.	88
Commelinaceae		
	Commelina sp.1	56
Compositae		
	Mikania cordifolia (L.f.) Willd.	1
Cyperaceae		
	Eleocharis sp.1	80
	Oxycaryum cubense (Poepp. & Kunth) Palla	321
Euphorbiaceae		
	Caperonia castaneifolia (L.) A.St.-Hil.	3
Hydrocharitaceae		
	Limnobium laevigatum (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine	94
Leguminosae		
	Aeschynomene sensitiva Sw.	10
	Vigna lasiocarpa (Benth.) Verdc.	1
Linderniaceae		
	Lindernia sp.1	1
Nymphaeaceae		
	Nymphaea amazonum Mart. & Zucc.	20
Onagraceae		
	Ludwigia grandiflora (Michx.) Greuter & Burdet	44
	Ludwigia leptocarpa (Nutt.) H.Hara	51
Poaceae		
	Panicum pernambucense (Spreng.) Pilg.	60
	Paspalum repens P.J.Bergius	11
	Urochloa sp.1	40
Polygonaceae		
	Polygonum acuminatum Kunth	90
	Polygonum ferrugineum Wedd.	50
	Polygonum meisnerianum Cham.	81
	Polygonum punctatum Elliott	11
	Polygonum stelligerum Cham.	50
Pontederiaceae		
	Eichhornia crassipes (Mart.) Solms	502
	Eichhornia azurea (Sw.) Kunth	450
	Pontederia cordata L.	21
Salviniaceae		
	Azolla sp.1	5
	Salvinia auriculata Aubl.	298
	Salvinia biloba Raddi	175
	Salvinia minima Baker	164
não identificada		
	não identificada sp.1	1

APÊNDICE B - Pressupostos dos testes estatísticos 1

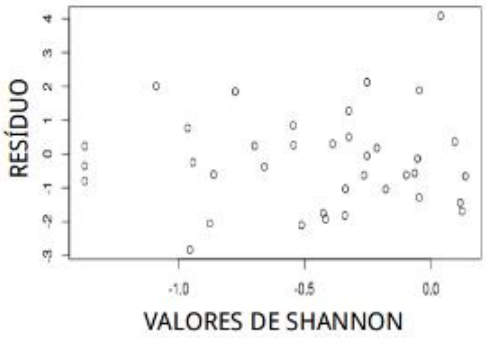
A. TESTE: Regressões múltiplas para densidade de aranhas- Modelos selecionados pelo critério de AICc

a. Modelo com todos os parâmetros relativos as macrófitas transformados (box cox) e padronizados

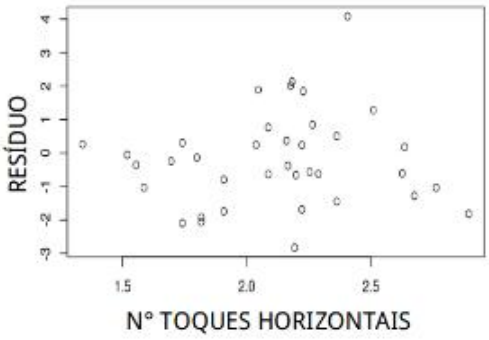
i.Resíduos x valores ajustados



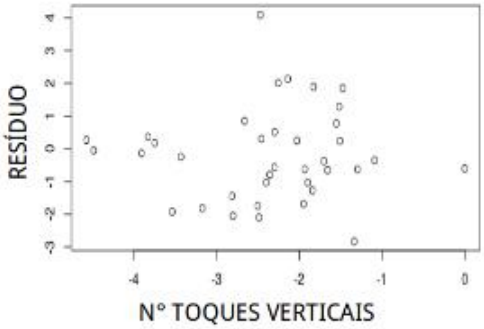
ii.Resíduos x valores de Shannon



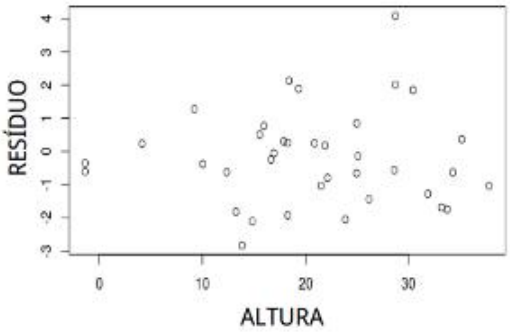
iii.Resíduos x média do numero de toques horizontais



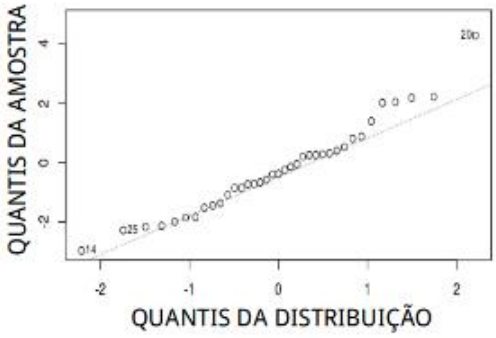
iv.Resíduos x média do numero de toques verticais ajustados pela altura



v.Resíduos x média de altura

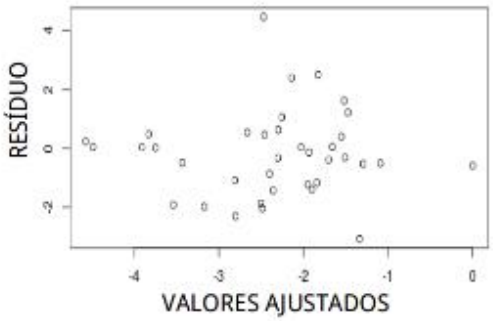


vi.Residuos observados e resíduos teóricos

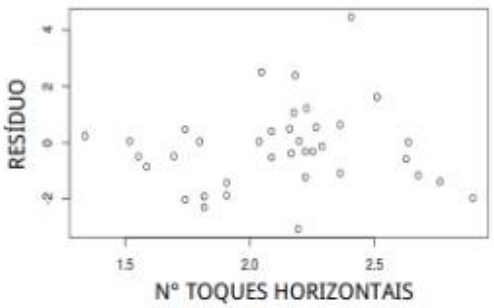


b. Modelo com apenas três parâmetros relativos as macrófitas transformados (box cox) e padronizados

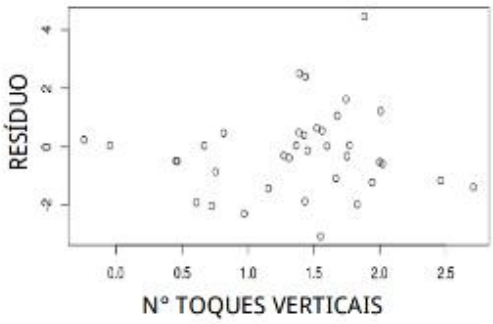
i.Resíduos x valores ajustados



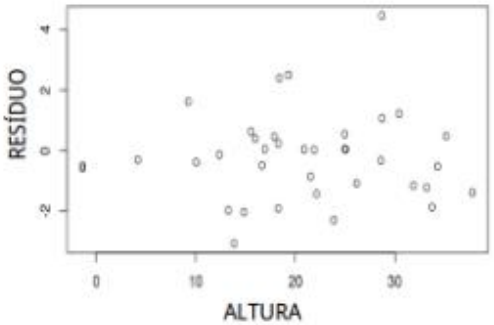
ii.Resíduos x média do numero de toques horizontais



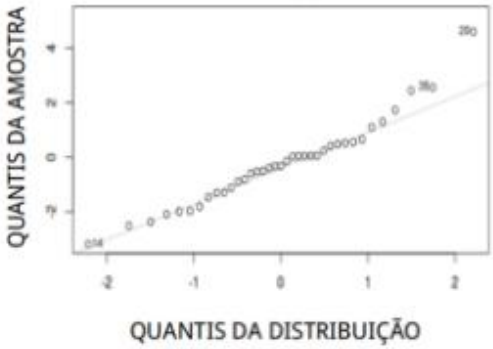
iii. Resíduos x média do numero de toques verticais ajustados pela altura



iv.Resíduos x média de altura

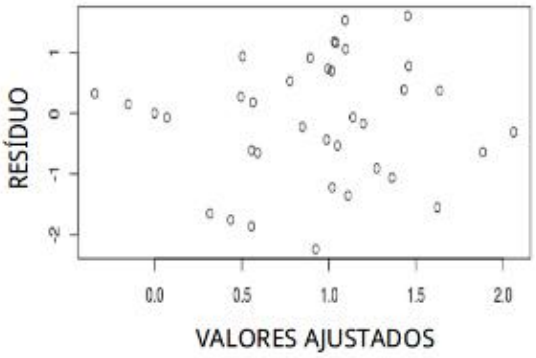
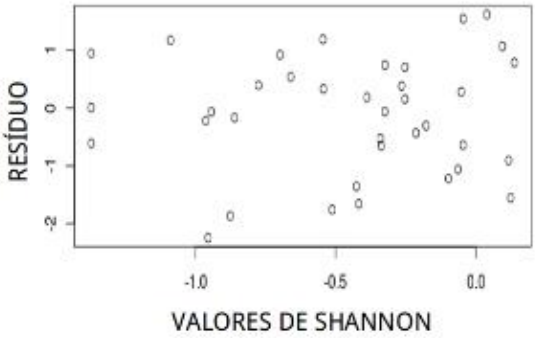
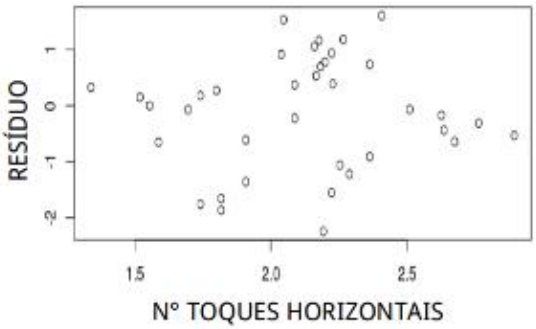
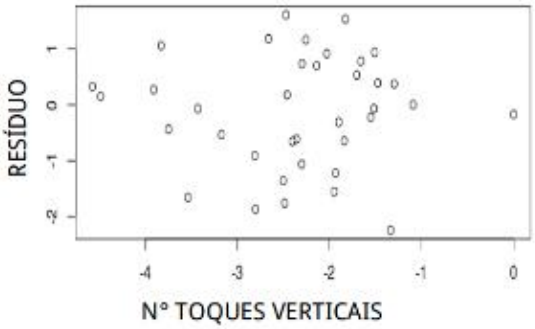
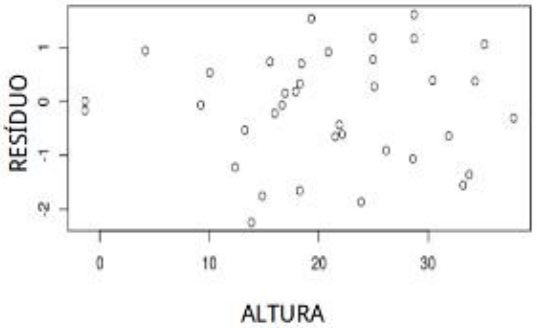
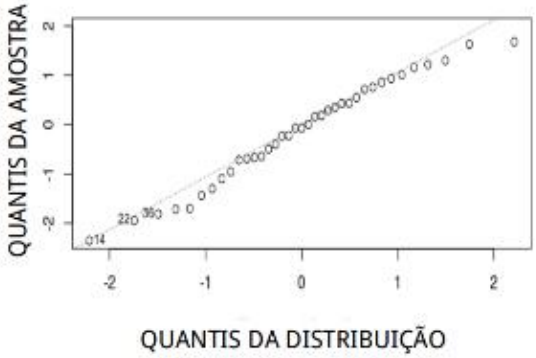


v. Residuos observados e resíduos teóricos



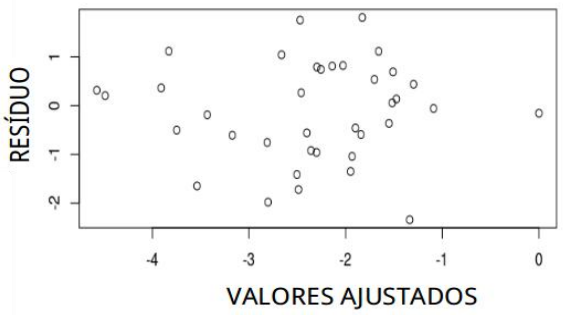
B. TESTE: Regressões múltiplas para densidade de espécies de aranhas- Modelos selecionados pelo critério de AICc

a. Modelo com todos os parâmetros relativos as macrófitas transformados (box cox) e padronizados

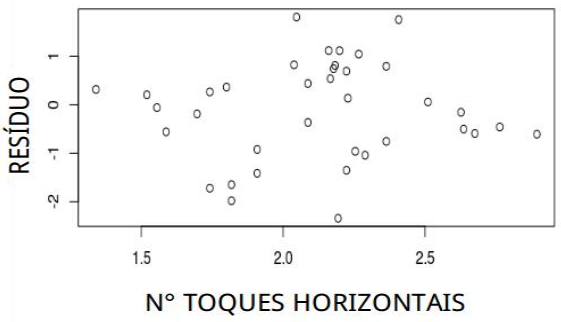
i. Resíduos x valores ajustados	ii. Resíduos x valores de Shannon
	
iii. Resíduos x média do numero de toques horizontais	iv. Resíduos x média do numero de toques verticais ajustados pela altura
	
v. Resíduos x média de altura	vi. Residuos observados e resíduos teóricos
	

b. Modelo com apenas três parâmetros relativos as macrófitas transformados (box cox) e padronizados

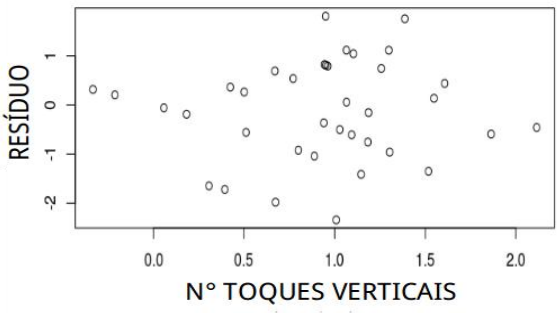
i.Resíduos x valores ajustados



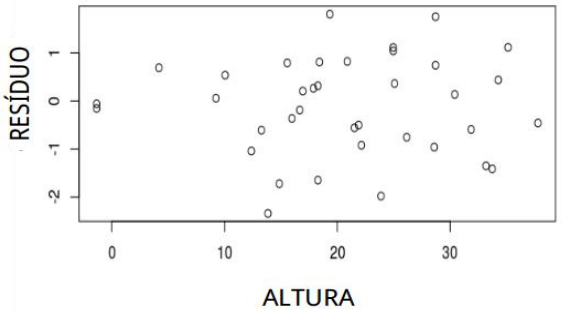
ii.Resíduos x média do numero de toques horizontais



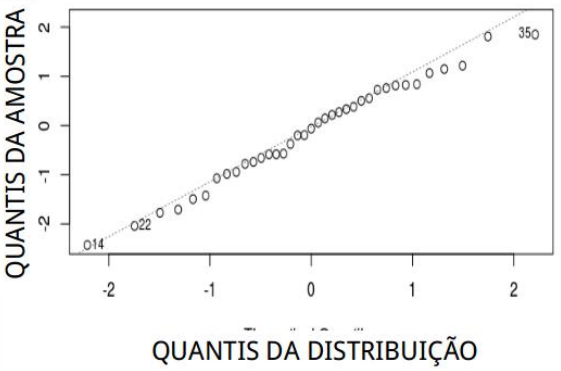
iii.Resíduos x média do numero de toques verticais ajustados pela altura



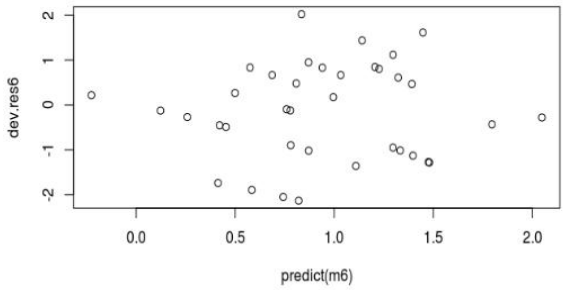
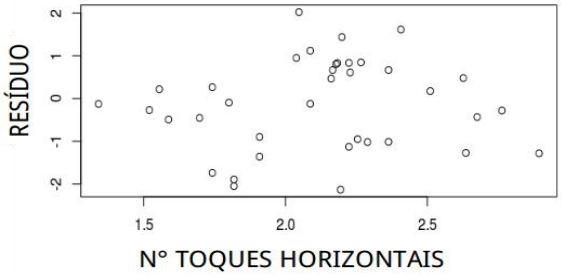
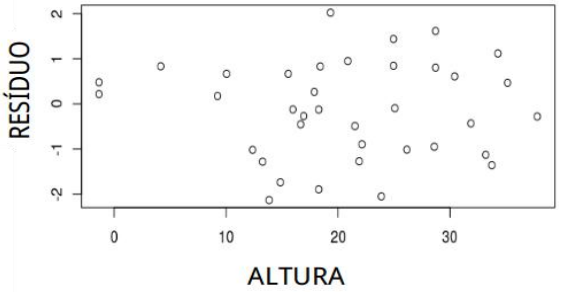
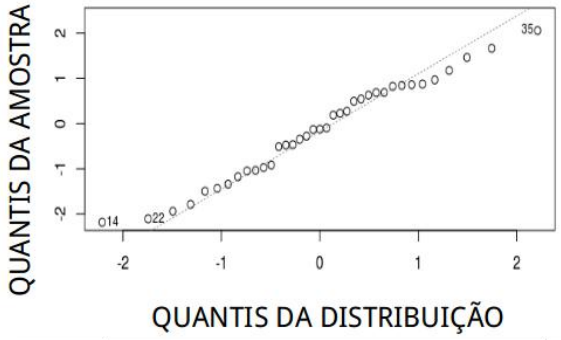
iv.Resíduos x média de altura



v.Resíduos observados e resíduos teóricos



c. Modelo com apenas dois parâmetros relativos as macrófitas logaritmizados e padronizados

i.Resíduos x valores ajustados	ii.Resíduos x média do numero de toques horizontais
	
iii.Resíduos x média de altura	iv.Resíduos observados e resíduos teóricos
	

3 MACRÓFITA AQUÁTICA INVASORA ALTERA A COMPOSIÇÃO DAS ASSEMBLEIAS DE ARANHAS

RESUMO

As invasões biológicas causadas por plantas podem afetar padrões de biodiversidade, mudando aspectos estruturais do habitat e afetando a fauna residente. Os trópicos sofrem invasões massivas de plantas, mas os efeitos potenciais de espécies invasoras na estrutura do habitat para a diversidade e a estrutura das comunidades da fauna são pouco investigados. Considerando que a macrófita aquática invasora *Urochloa arrecta* é uma espécie capaz de mudanças notáveis no ecossistema por meio do aumento da complexidade do habitat e a homogeneização da paisagem aquática, e levando em conta que as aranhas geralmente respondem às mudanças na complexidade do habitat, foi testada a hipótese de que a composição, densidade de indivíduos e espécies de aranhas aumenta em locais dominados por essa macrófita invasora. Para testar essas hipóteses, aranhas foram coletadas e foram mensurada a complexidade do habitat em bancos de macrófitas dominados pela *U. arrecta* e pela macrófita nativa *Eichhornia azurea*, que serviu como controle. A densidade de indivíduos e espécies de aranhas não diferiu entre as duas condições, mas a composição foi diferente entre a planta nativa e a exótica (PERMANOVA, $p = 0,011$). Em relação à composição das espécies, algumas aranhas mais intimamente ligadas a água ocorreram em maior densidade na macrófita nativa, enquanto a planta invasora apresentou aranhas que aparentemente tendem a se dispersar para a planta invasora com mais frequência do que os esperado, e outras que tendem a permanecer mais tempo do que o esperado na estrutura complexa de invasora. Isso sugere que U. arrecta muda os padrões de composição naturais da araneofauna.

Palavras-chave: composição, Invasão, habitat

INVASIVE AQUATIC MACROPHYTE CHANGES COMPOSITION OF SPIDER ASSEMBLAGES

ABSTRACT
Plant invasions can affect biodiversity patterns by changing habitat-forming structures for resident fauna. Tropics experience massive plant invasions but potential effects of invasive species on habitat structure for diversity and assemblage structure of fauna are little investigated. Because the invasive aquatic macrophyte *Urochloa arrecta* is a potential ecosystem engineer increasing habitat complexity and homogenizing the waterscape, and because spiders commonly respond to changes in habitat complexity, we hypothesized that spider species and individuals density increases and composition changes in sites dominated by this invasive macrophyte. To test these hypotheses, we sampled spiders and measured habitat complexity in macrophyte stands dominated by the invasive U. arrecta and by the native macrophyte *Eichhornia azurea*, which served as control. Spider species and individuals density not differ on both conditions, but the composition was different (PERMANOVA, p= 0.011). Regarding species composition, some waterbody-linked spiders occurred in more abundance on the native macrophyte, while the invasive plant harbored remarkable proportion of spiders that may disperse to this invasive plant more frequently than expected, or tend to remain more time than expected on its more complex structure. This suggests that U. arrecta changes natural spider compositon patterns.

Keywords: composition, invasion, habitat

3.1 INTRODUÇÃO

Uma das maiores preocupações a respeito da introdução de espécies é o fato que a invasão pode causar uma rápida homogeneização das biotas locais e regionais (McKinney & Loockwood, 1999; Richardson, Pyšek, & Carlton, 2011) por tornarem as comunidades de locais diferentes muito parecidas (McKinney & La Sorte, 2007). Um dos mecanismos potencialmente envolvidos nesse processo é a alteração do habitat pela invasora. A veiculação destas mudanças ambientais costuma acontecer através de variações na complexidade estrutural (Crooks, 2002). Estas variações são capazes de influênciar vários aspectos biológicos importantes nos diferentes níveis da organização ecológica (Thomaz & Cunha, 2010).

Assim, efeitos das invasões podem ser analisados considerando os indivíduos, populações e comunidades, através da abundância, densidade de espécies (α) e composição (β) de espécies respectivamente. Estas variáveis são elementos cruciais aos estudos sobre a diversidade biológica (Whittaker, 1960; 1972), e podem responder as influências causadas por espécies invasoras. Tais respostas se dão tanto diretamente quanto indiretamente, podendo envolver todos os elementos da diversidade biológica ou apenas alguns. Em muitos contextos, as variações na densidade de espécies podem refletir mudanças na relação entre recursos e os nichos das espécies (Hutchinson, 1987). Deste modo ao alterar a complexidade ambiental, a espécie invasora pode influir nessa relação entre os organismos e seus nichos realizados (Vandermeer, 1972), os quais correspondem ao uso observado que as espécies fazem dos recursos, o que em alguns casos reflete tanto no números de indivíduos (Hobbs & Mooney, 1986) quanto na composição de espécies (Püttker, de Arruda Bueno, Prado, & Pardini, 2015).

A relação entre as mudanças ocorridas na disponibilidade de recursos e as respostas observadas nos padrões de diversidade pode em muitos casos ser mediada pela interação entre mudanças ambientais ocasionadas pela invasão e os aspectos subjacentes história natural de cada espécie afetada. Deste modo, detalhes fisiológicos, morfológicos,

comportamentais e tróficos podem contribuir para elucidar vários aspectos relativos as métricas da diversidade no contexto da invasão biológica, contribuindo para uma melhor compreensão de contextos que somente a análise dos padrões gerais não aponta todas as explanações prováveis (Bartholomew, 1986), demandando o aporte de informações contingentes a história de vida dos grupos afetados.

Algumas plantas invasoras são potencialmente capazes de influenciar tanto padrões gerais de diversidade quanto aspectos específicos de história natural dos organismos, pois apresentam características que as permitem colonizar prolificamente novos ambientes (Richardson, Pyšek, Rejmánek, Barbour, Panetta, & West, 2000; Richardson & Pysek, 2006). Muitas destas plantas invasoras são consideradas engenheiras ambientais (Jones, Lawton, & Shachak, 1997), pois reestruturam os *habitats* de diversas espécies (Hobbs & Mooney, 1986) e consequentemente causam mudanças na fauna associada (Carniatto, Thomaz, Cunha, Fugi, & Ota, 2013). Uma vez que a estrutura do habitat é alterada pela invasora, novos contextos passam a ser determinantes para a estrutura da comunidade, favorecendo espécies mais aptas a nova realidade (Qian & Guo, 2010). Essa alteração pode ser perceptiva a partir da abundância (Hobbs & Mooney, 1986) e das diversidades α e β (Martin & Wilsey, 2012).

Um contexto no qual os processos expostos acima podem ocorrer envolve o avanço da gramínea invasora *Urochloa arrecta* (Hack. ex T.Durand & Schinz) Morrone & Zuloaga em vários ecossistemas aquáticos neotropicais. Essa expansão se dá tanto em ambientes naturais como as margens de córregos e pântanos, quanto artificiais, como reservatórios hidroelétricos. Essa invasão altera vários parâmetros limnológicos e biológicos, pois *U. arrecta* se desenvolve gerando uma grande quantidade de laminas foliares e estolões sobrepostos que aumentam consideravelmente a complexidade estrutural das margens (Reinert, Bornschein, & Firkowski, 2007). Estas mudanças comprometem as dinâmicas naturais deste ecótono entre os ecossistemas terrestres e aquáticos.

Toda essa região limítrofe participa de trocas relevantes de energia e matéria envolvendo a biota que ali ocorre. Estas dinâmicas ocorrem a todo momento através da interface água-ar, envolvendo toda a comunidade de organismos que compõem o nêuston e o plêuston, organismos que vivem próximos ao filme de água ou parcialmente imersos (Banse, 1975). Os organismos que compõem estas comunidades tendem a se agregar justamente na região litorânea, o que favorece uma grande variedade de interações biológicas, tornando esse duplo ecótono (Strayer, Power, Fagan, Pickett, & Belnap, 2003; Antonowicz, 2015) relevante para o estudo dos efeitos da invasora *U. arrecta*.

Algumas aranhas, como os Lycosidaes e os Pisauridaes, figuram entre os consumidores secundários macroscópicos do nêuston possivelmente mais influenciados diretamente pelos aspectos abióticos da interface água-ar (Zimmermann & Spence, 1989). Estas aranhas semi-aquáticas e outras que não ficam em contato direto com a água (Araneidae, Anyphaenidae) são positivamente influenciadas também pela complexidade estrutural da comunidade vegetal dos locais onde habitam (Cunha, Thomaz, Mormul, Cafofo, & Bonaldo, 2012). Portanto o estudo das influências exercidas pela *U. arrecta* através das mudanças estruturais na assembleia de aranhas é muito oportuno, sendo esperado que os micro-habitats utilizados na região litorânea por estas aranhas sofram mudanças devido a invasão da macrófita exótica, e tais mudanças afetarão as aranhas.

Considerando que o (i) potencial invasivo da gramínea tropical (*U. arrecta*) supera as espécies nativas e domina progressivamente a paisagem aquática, (ii) a grande complexidade estrutural que essas plantas fornecem em contraste com residentes equivalentes e (iii) o grande potencial de invasão dessa espécie para causar a homogeneização do habitat, foram testadas as seguintes hipóteses: 1 - A densidade de aranhas aumenta em local invadido em contraste com as áreas não invadidas devido ao aumento da complexidade do habitat fornecido pela gramínea tropical invasora; 2 - A densidade de espécies de aranhas aumenta em local invadido em contraste com as áreas não invadidas

devido ao aumento da complexidade do habitat fornecido pela gramínea tropical invasora; e 3 - A β diversidade de assembleia de aranha diminui em local invadido em contraste com áreas não invadidas devido aos efeitos de homogeneização do habitat. Portanto, para testar hipóteses propostas um desenho amostral foi delineado para amostrar aranhas em U. arrecta e em uma espécie nativa ecologicamente equivalente, *Eichhornia azura* (Sw.) Kunth. Dada a grande escala espacial abrangida por nossa amostragem e a urgência das ameaças causadas pelos processos de invasão biológica a biodiversidade, os resultados deste estudo fornecem subsídios para a conservação da fauna associada com macrófitas e propicia um avanço no entendimento dos efeitos gerados por espécies exóticas nos ambientes naturais.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 Área de estudo

As amostragens foram executadas no reservatório de Rosana, que apresenta aspectos lacustres e se localiza na Bacia do Rio Paraná, localizada acima da foz do rio Paranapanema (Fig. 1) (sudoeste do Brasil - 22°25'35.00"S/ 52°55'50.49"O) em uma região de transição entre o clima tropical e subtropical (Alvares, Stape, Sentelhas, de Moraes, Leonardo, & Sparovek, 2013). Esse reservatório é considerado raso, e ocupa uma área de 276km², inundada para atender demandas hidroelétricas (Pelicice & Agostinho, 2009). Tanto nas margens da sua orla quanto nas margens das ilhas existentes, ocorrem macrófitas aquáticas que servem de *habitats* para várias aranhas semi-aquáticas (Cunha, Thomaz, Mormul, Cafofo, & Bonaldo, 2012). Dentre as macrófitas observadas ao longo das margens do reservatório, duas espécies apresentam notável predominância, o aguapé nativo *E. azurea* e a gramínea exótica *U. arrecta*. Estas espécies ocupam locais similares nas margens, onde desenvolvem ramos flutuantes e raízes fixas ao substrato (Carniatto, Thomaz, Cunha, Fugi, & Ota, 2013).

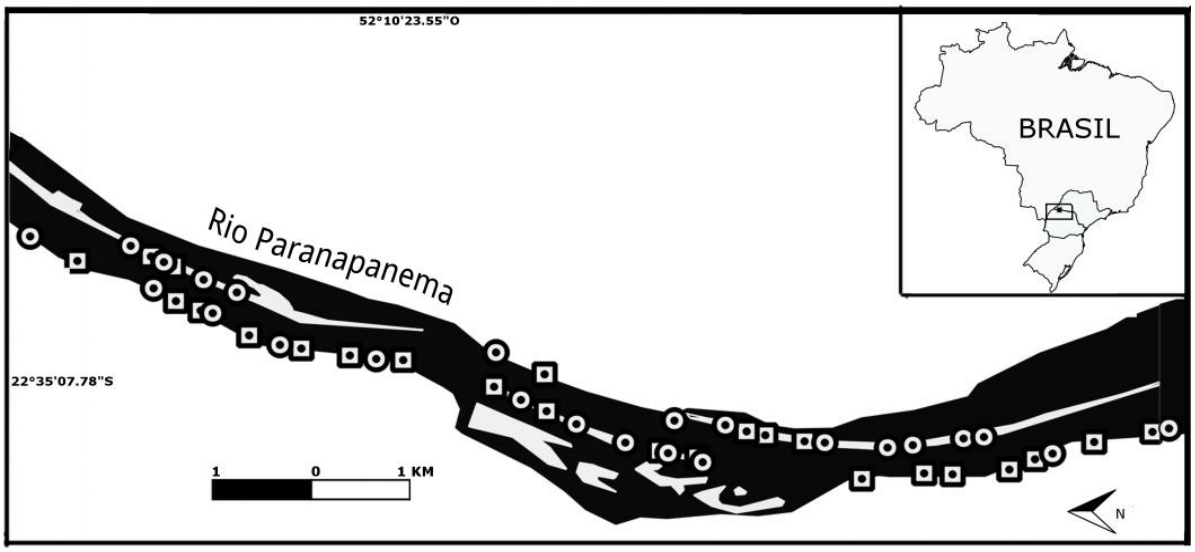


Fig 1 Área de estudo e localização das unidades amostrais utilizadas para a coleta de aranhas e macrófitas durante novembro de 2015. Quadrados: condição nativa; Círculos: condição exótica.

A presença destas espécies é em geral alternada, ocorrendo trechos dominados por *E. Azurea* e trechos nos quais *U. Arrecta* predomina. Tais adensamentos são denominados bancos, que ocorrem tanto distantes

entre sí quanto adjacentes, ocorrendo pouca sobreposição entre as duas espécies comparadas. As aranhas habitam as porções emergentes destas macrófitas, onde se abrigam, forrageiam e reproduzem, ocupando tanto as proximidades da lâmina d'água quanto as partes mais altas dos ramos e folhas. Esse uso é feito por aranhas errantes que se deslocam ativamente, ou ainda por aranhas construtoras de teias, que prendem suas armadilhas de seda nas plantas (Raizer & Amaral, 2001).

3.2.2 Coleta de dados e identificação

As coletas ocorreram em 2015, entre os dias 9 e 12 de Novembro durante o período diurno (8:30 am-18:12pm), correspondendo a primavera (IAG, 2018; USNO, 2018), período em que ocorre uma transição do período menos chuvoso para o mais chuvoso, caracterizado por valores de precipitação (~123mm) e temperatura (~24,8ºC) considerados intermediários para a região (CEPAGRI, 2018). Durante as amostragens houveram poucas chuvas, com predominância de dias ensolarados e nublados. O esforço amostral para coleta de aranhas foi dividido igualmente entre bancos de macrófitas com a condição nativa, com dominância de *E. azurea,* e com a condição exótica, dominados por *U. Arrecta*.

Nestas duas condições, uma área de 1m² foi a unidade amostral utilizada para a coleta de dados relativos as aranhas e as macrófitas. Cada uma das condições foi amostrada com 25 unidades amostrais (Fig. 1) provenientes de bancos com limites evidentes, sendo que a distância mínima entre as unidades amostrais nesse caso foi de ~85m. No caso de bancos contínuos, as unidades amostrais eram distribuídas a pelo menos 150m umas das outras. A delimitação de cada unidade amostral foi feita através de uma estrutura constituída por tubos de PVC e tecido disposta na superfície da água (Fig. 2). Essa estrutura consiste em uma moldura quadrada feita com tubos de PVC flutuantes (1mx1m). Essa moldura delimita 1m² do banco de macrófitas. A partir da parte central de cada um dos quatro lados dessa moldura, tubos de PVC verticais em relação a

superfície da água sustentam outra moldura de mesmo tamanho a 20cm acima da lâmina d'água.

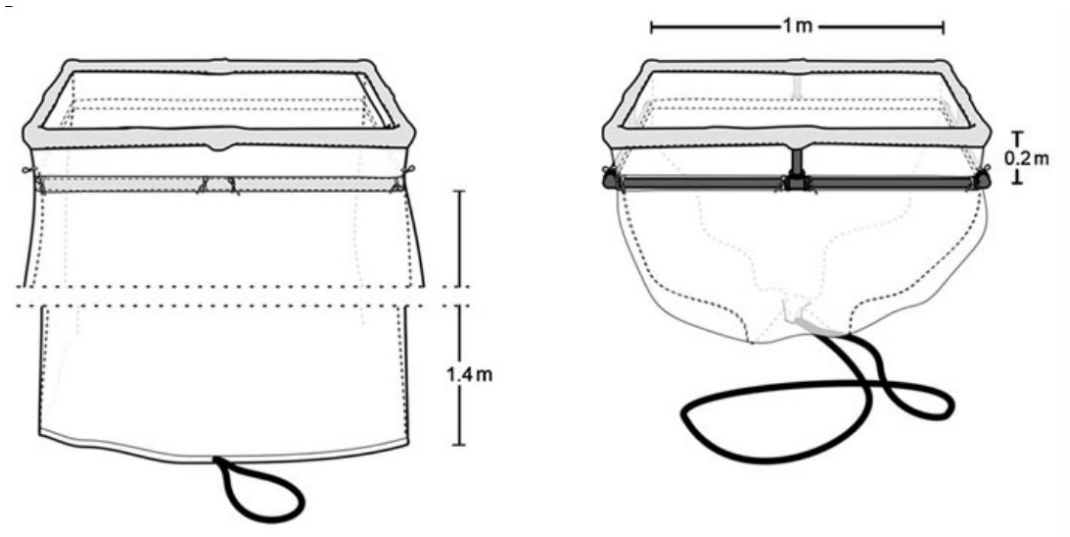


Fig. 2 Estrutura utilizada para coleta das aranhas e das macrófitas. Modificado a partir de Cunha, Thomaz, Mormul, Cafofo, & Bonaldo, 2012)

Essa estrutura juntamente com o tecido que a envolve permite a delimitação da área de amostragem com barreiras a fim de limitar o deslocamento das aranhas para fora da área de coleta durante a amostragem. A parte superior da estrutura é aberta para a coleta manual das aranhas e das plantas, sendo que na parte inferior o tecido forma abaixo da água uma bolsa aberta no fundo, criando uma barreira que evita o escape de aranhas que fogem para partes submersas das macrófitas durante a coleta. Para aumentar a restrição a fuga, um cordão percorre a abertura dessa bolsa submersa de modo que ao ser puxado, une as bordas inferiores dessa barreira submersa, sendo essa etapa executada logo após a disposição da estrutura no entorno das macrófitas.

Após a alocação da estrutura de amostragem, todas as aranhas visualizadas foram coletadas com auxílio de potes e acondicionadas em álcool 70%. Quando possível, hábitos e comportamentos das aranhas que eventualmente puderam ser observados durante as coletas foram considerados como resultados, sendo mencionados apenas na discussão quando relevantes. Concomitantemente a busca e coleta das aranhas, tanto nas unidades amostrais de condição nativa quanto nas de condição

exótica, a proporção de cobertura de macrófitas foi estimada visualmente. Nessa etapa também foram efetuadas medidas relativas a complexidade estrutural da vegetação representando os micro-habitats disponibilizados por cada planta as aranhas: complexidade horizontal; complexidade vertical; altura.

A complexidade horizontal foi estimada a partir da média feita usando dois valores. O primeiro valor corresponde ao número de vezes que a vegetação tocava um bastão (1m x ~1cmØ) disposto horizontalmente na entre as folhagens da unidade amostral; o segundo valor corresponde a mesma medida anterior com o bastão posicionado também horizontalmente na vegetação mas de modo perpendicular a sua disposição na primeira medida. A complexidade vertical foi estimada com uma média feita a partir de três valores. O primeiro valor corresponde ao número de toques da vegetação no bastão anteriormente citado disposto verticalmente em relação a lamina de agua dentro da unidade amostral; o segundo e o terceiro valor foram obtidos da mesma maneira mas em locais distintos dentro da unidade amostral. Em cada uma das três medidas para a estimativa de estrutura vertical, o toque mais alto em relação a água foi registrado, e estas três medidas foram utilizadas para compor uma média de altura das plantas por unidade amostral.

Ao final destas medidas, todas as macrófitas contidas na estrutura eram cortadas e acondicionadas em sacos plásticos para averiguação detalhada posterior. Essa inspeção ocorria em um intervalo de até 21 horas após a coleta, tendo por finalidade coletar aranhas ainda vivas não visualizadas nos locais amostrados, pois estavam ocultas na vegetação ou por serem muito pequenas. Por unidade amostral, as aranhas encontradas nessa etapa eram acondicionadas juntamente com as coletadas diretamente nos locais de coleta.

As aranhas adultas coletadas foram identificadas até o nível taxonômico mais refinado possível, sendo utilizada a morfotipagem quando necessário (Oliver & Beattie, 1996). A partir da lista de espécies/morfoespécies das unidades amostrais de cada uma das

condições consideradas, dados referentes a composição de aranhas, e também da densidade de indivíduos/espécies destas foram obtidos.

3.2.3 Análise estatística

Os testes utilizados para as análises das métricas de diversidade de aranhas e para as variáveis relativas a cobertura e estrutura das macrófitas foram determinados com base na distribuição apresentada pelos dados. Todas as inspeções de pressupostos relativas as distribuições os e testes estatísticos descritos a seguir foram executados no software R (Development Core Team, 2018), usando o pacote VEGAN (Oksanen, 2018) para análises de composição e o pacote GAMLSS (Rigby & Stasinopoulos, 2005) para as demais análises quando distribuições não Gaussianas foram consideradas adequadas em relação aos dados.

A hipótese de que a densidade observada de aranhas seria distinta entre as condições explanatórias (exótica/nativa) foi investigada usando um modelo linear generalizado, utilizando a distribuição Binomial Negativa. O teste para diferença na densidade de espécies foi executado por meio de um modelo linear generalizado utilizando a distribuição de Poisson. A hipótese de que as composições de espécies provenientes das condições exóticas e nativas seriam divergentes foi analisada por meio de uma Permanova (Anderson, 2001; Anderson, Gorley, & Clarke, 2008) utilizando o índice de Bray-Curts. O pressuposto de homogeneidade das dispersões das composições foi inspecionado utilizando o Permdisp (Anderson, 2006; Anderson, Gorley, & Clarke, 2008)

Para averiguar se a cobertura de macrófitas difere entre as duas condições analisadas foi utilizado um modelo linear generalizado, utilizando a distribuição Logística. Para a investigar diferenças na complexidade horizontal, vertical e altura das macrófitas foram aplicados testes t, contudo, para as duas métricas de complexidade a aproximação Welch-Satterhwaite para os graus de liberdade foi utilizada.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Sumário da comunidade

Foram coletados 167 indivíduos de 12 famílias de aranhas, pertencentes a 22 gêneros e 44 espécies/morfoespécies (Tabela 1). Dentre estas, as mais abundantes foram: *Tetragnatha* sp1, Salticidae sp2, *Thaumasia senilis* Perty, 1833 e *Aysha albovittata* Mello-Leitão, 1944. A riqueza de aranhas observada por unidades amostrais oscilou entre 1 e 8 espécies.

Tabela 1 Lista de espécies e morfoespécies de aranhas registradas nas margens do reservatório de Rosana.

FAMÍLIA	ESPÉCIE/MORFOESPÉCIE	N° *E. azurea* (Nativa)	N° *U. arrecta* (Exótica)	N° TOTAL
Anyphaenidae				
	aff. *Jessica* sp1		4	4
	Anyphaenidae sp1		1	1
	Anyphaenidae sp2	1		1
	Anyphaenidae sp3		2	2
	Aysha albovittata Mello-Leitão, 1944	3	11	14
	cf. *Wulfila* sp1	1	1	2
	Osoriella sp1		4	4
Araneidae				
	Actinosoma penthacanthum (Walckenaer, 1841)		1	1
	cf. *Metazygia* sp1	1	8	9
	cf. *Metazygia* sp2	1		1
	cf. *Metazygia* sp3		1	1
Corinnidae				
	Corinnidae sp1	1	2	3
	Corinnidae sp2	1		1
Ctenidae				
	Ctenidae sp1	1		1
Linyphiidae				
	Linyphiidae sp1		2	2
	Linyphiidae sp2		1	1
	Linyphiidae sp3		1	1
	Linyphiidae sp4		1	1
Lycosidae				
	Agalenocosa arismadoi Piacentini, 2014	6	2	8
	Agalenocosa sp1		2	2
	Alopecosa moesta (Holmberg, 1876)	1		1
	Arctosa humicola (Bertkau, 1880)	1	1	2
	cf. *Rabidosa* sp1	2	4	6
	Diapontia sp1	2		2
Philodromidae				
	Tibellus paraguensis Simon, 1897	2	1	3
Pisauridae				
	Thaumasia heterogyna Chamberlin & Ivie, 1936	1	1	2
	Thaumasia senilis Perty, 1833	4	13	17
	Thaumasia velox Simon, 1898		1	1
Salticidae				
	aff. *Ashtabula* sp1		1	1
	Akela ruricola Galiano, 1999	2		
	Breda bistriata (C. L. Koch, 1846)		1	1
	cf. *Paraphidippus* sp1	3	2	5
	Pachomius sp1		3	3
	Salticidae sp1		1	1
	Salticidae sp2	9	9	18
Tetragnathidae				
	Glenognatha sp1	3		3
	Leucauge sp1	1		1
	Tetragnatha sp1	19	1	20
	Tetragnatha sp2		2	2
	Tetragnatha sp3	1	1	2
Theridiidae				
	Coleosoma sp1	2	8	10
	Theridiidae sp1	2		2
	Theridiidae sp2	1		1
Thomisidae				
	Thomisidae sp1	1		1
TOTAIS 12	**44**	**73**	**94**	**167**

3.3.2 Aspectos ambientais

No caso da variáveis explanatórias independentes representativas dos micro-habitats, a complexidade horizontal foi maior na condição exótica do que na condição nativa (t = -11.346, gl = 45.426, p = 7.532e-15; Fig. 3a; Anexo 1 A). Similarmente, a complexidade vertical foi também maior na condição exótica (t = 6.0958, gl = 44.265, p = 2.388e-07; Fig. 3b; Anexo 1 B). A altura das macrófitas entre as duas condições não apresentou diferenças (t = 0.58181, gl = 48, p = 0.5634; Fig. 3c; Anexo 1 C), não havendo também diferenças quanto a cobertura (t = 1.931, gl = 47, p = 0.595; Fig. 3d; Anexo 1 D).

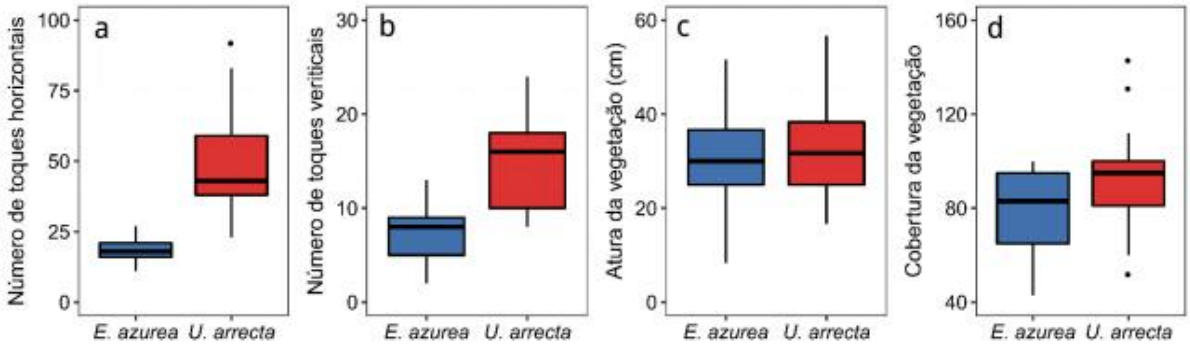


Fig 3 Box plots$^{m^2}$ comparando as médias dos número de toques horizontais (a), verticais (b), a altura (c) e a cobertura estimada (d) das macrófitas para contraste das duas condições analisadas: nativa (*E. azurea*) e exótica (*U.arrecta*).

3.3.3 Efeito sobre a comunidade

A densidade de espécies e indivíduos de aranhas não foram distintas entre a condição nativa e a exótica (abundância: t = 1.088, gl = 47, p = 0.282; Fig. 4a; Anexo 1 E; riqueza: t = 1.504, gl = 48, p = 0.139; Fig. 4b; Anexo 1 F). A dispersão da composição de aranhas não apresentou diferenças entre as duas condições (f = 0.5077, gl = 45, p = 0.481; Anexo 1 G). Por outro lado, a composição observada para os dois grupos foi distinta (f = 1.93, gl = 45, p = 0.011; Fig. 5).

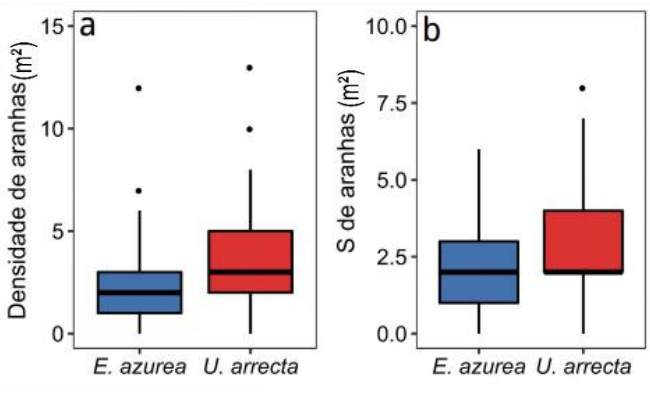


Fig. 4 Box plots comparando as densidades de espécies e indivíduos de aranhas coletadas nas macrófitas para contraste das duas condições analisadas: nativa (E. azurea) e exótica (U.arrecta).

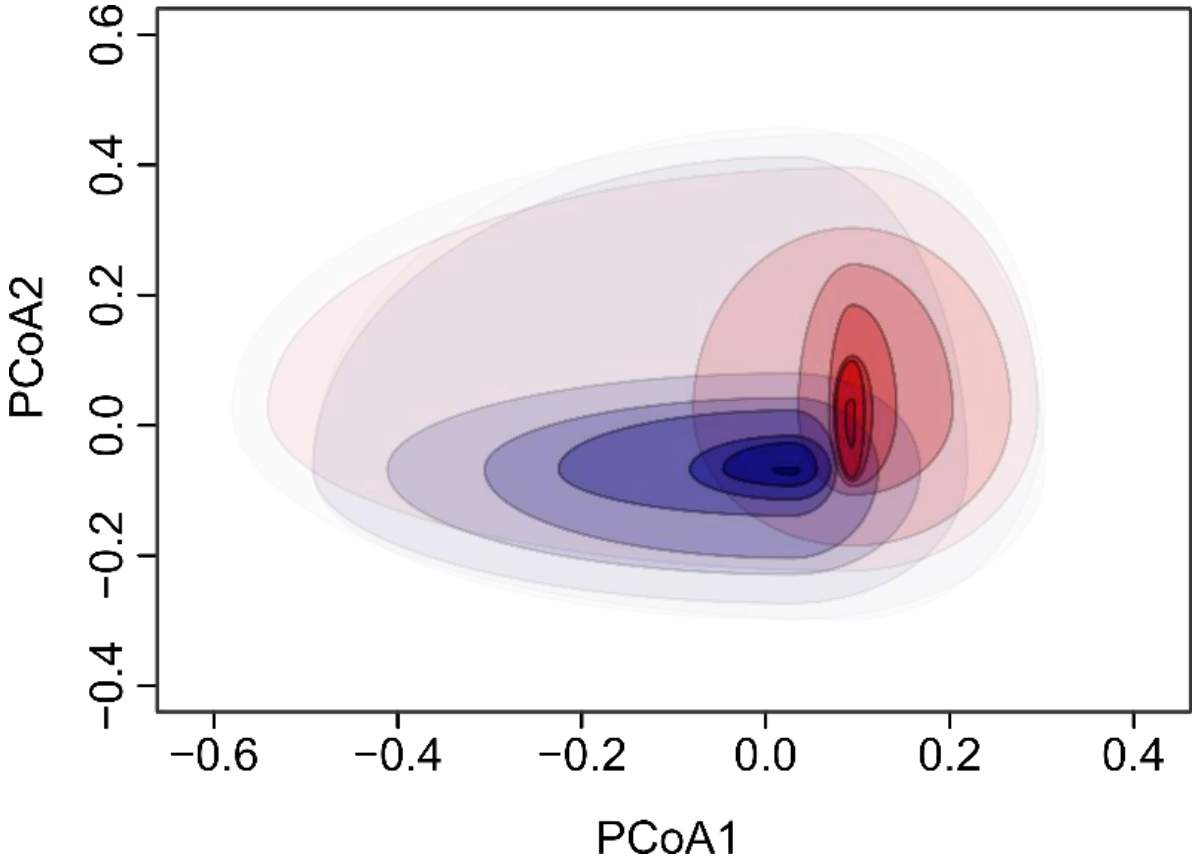


Fig. 5 Elipse Plot comparando as composições de espécies de aranhas presentes nas duas condições analisadas: azul-nativa (*E. azurea*) e vermelho - exótica (*U.arrecta*).

3.4 DISCUSSÃO

Os atributos estruturais dos micro-habitats não foram os mesmos entre a planta nativa e a invasora, sugerindo que cada espécie de macrófitas aquática oferece micro-habitats com diferentes estruturas. Essa diferença influenciou na composição de espécies de aranhas, indicando que a estrutura da comunidade destes artrópodes predadores apresenta mudanças conforme a condição nativa ou exótica da planta em que ocorrem. Além disso, em termos gerais, as densidades de indivíduos e de espécies de aranhas não apresentaram diferenças significativas entre as duas condições comparadas. Já a divergência na composição por sua vez indica a existência de influências possivelmente relacionadas a identidade das plantas onde as aranhas foram coletadas e suas distintas disponibilidades de micro-habitats.

A falta de diferença na densidade de espécies de aranhas pode ser explicada pelo fato que os consumidores secundários não estão diretamente ligados ao componente biótico vegetal como os consumidores primários são (Castagneyrol & Jactel, 2012). Essa mesma lógica pode explicar também a falta da diferença na densidade de aranhas entre as condições analisadas. Adicionalmente, o uso de plantas com formas de vida parecidas que ocupam locais similares nas margens (Carniatto, Thomaz, Cunha, Fugi, & Ota, 2013) pode ter contribuído para manter a densidade de indivíduos e espécies similares entre condições contrastadas (Douglas & O'Connor, 2003). Contudo, a averiguação das diferenças específicas quanto estas duas importantes métricas da diversidade pode contribuir para o entendimento das possíveis causas das diferenças observada na composição.

Deste modo, a análise dos padrões de ocorrência de famílias, gêneros e principalmente espécies/morfoespécies é relevante, uma vez que quanto maior o refinamento taxonômico, mais válidas se tornam as avaliações ecológicas a respeito das mudanças ambientais que lagos artificiais, como o desse estudo, podem sofrer (Walker, 2009). Nesse sentido, é justificável a inspeção das listas de espécies de aranhas obtidas por condição analisada, considerando aspectos biológicos e da história

natural existentes para ao menos alguns dos táxons de aranhas registrados, principalmente no que diz respeito a discrepâncias notáveis esperadas e inesperadas nos números de indivíduos, visando uma maior compreensão sobre quais mecanismos podem elucidar tanto a diferença global nas composições quanto divergências mais específicas. Embora deva ser usada com cautela, essa forma de interpretação é válida pois as diferenças nos números de indivíduos pode refletir padrões biologicamente significativos em termos de disponibilidade de recursos (Gotelli & Colwell, 2001).

No caso da condição nativa por exemplo, *E. azurea* abrigou uma grande proporção do morfotipo *Tetragnatha* sp.1, representada por 19 indivíduos nessa condição, contra apenas um indivíduo na condição exótica. Observações indicaram que algumas aranhas deste gênero constroem suas teias horizontais nos espaços entre os pecíolos de *E. azurea*, habitando a área sombreada próxima a água, onde existem espaços livres abaixo do pequeno “dossel” formado pelas folhas dessa macrófita nativa.

Essa configuração morfológica da *E. azurea* explica porque a disponibilidade de micro-habitats horizontais e verticais foram menores na condição nativa do que na exótica, apontando para uma das possíveis causas da baixa ocorrência da *Tetragnatha* sp.1 na *U.arrecta,* que possui adensamento de estolões e lâminas foliares, exibindo maior complexidade estrutural justamente em suas porções mais próximas a água. Esse padrão característico das gramíneas pode comprometer o estabelecimento de *Tetragnatha* sp.1 próximas a água na condição exótica. Essa configuração estrutural densa pode impedir a elaboração da teia, inviabilizando a captura dos pequenos e frágeis insetos alados que se tornam adultos no filme de água, como os quironomídeos por exemplo (Walker, 2009).

A análise da lista de espécies aponta também contextos onde houve maior predominância das aranhas na condição exótica. As aranhas da família Linyphiidae foram registradas apenas na *U. arrecta*. Embora a média de indivíduos por espécie nessa família tenha sido baixa (1,25

indivíduos/4 espécies), metodologias similares a deste trabalho aplicadas a vegetação aquática neotropical indicam que esse é um padrão característico dos Linyphiidaes (1 ind./1.sp (Raizer & Amaral, 2001); 1,4 ind./5.sp (Salleg, Quirós, & Wild T, 2016)), reduzindo as chances de que a ocorrência exclusiva em *U. arrecta* ser apenas um artifício amostral.

Um dos possíveis mecanismos explicando a ocorrência majoritária destas aranhas minúsculas na condição exótica pode estar relacionado a grande predisposição ao balonismo, um comportamento no qual os fios de seda são usados para flutuação no ar com a força do vento (Weyman, 1993), sem controle de onde será o pouso (Suter, 1999). Nesse voo de aterrisagem ao acaso, é possível que uma condição de maior complexidade estrutural receba mais destas pequenas aranhas, independentemente destas caírem diretamente nas plantas ou na agua (Hayashi, Bakkali, Hyde, & Goodacre, 2015). Além da maior complexidade oferecer proteção contra pequenos peixes e vários outros predadores em potencial (Cheng, 1985; Zimmermann & Spence, 1989; Altig, Whiles & Taylor, 2007), a maior complexidade estrutural oferece espaços pequenos e com vários pontos de ancoragem necessários a pequena teia dos Linyphiidaes, feita no formato de um lençol horizontal situado no meio de emaranhados de seda (Wise, 1995).

Os Salticidaes também ocorreram predominantemente na condição invasora, sendo representados na *U. arrecta* por seis das sete espécies desse estudo, o que pode ser relacionado a eficiente capacidade visual destas aranhas (Foelix, 2011) ser uma vantagem em ambientes com maior complexidade. Contudo existem exceções, como o Salticidae sp2, abundante nas duas condições, ou *Akela ruricola,* que já foi encontrada em margens com vegetação nativa sem *U. arrecta* em observações prévias. Inclusive, essa espécie foi registrada em locais alagados naturais (Galiano, 1998) antes dos primeiros registros da chegada e expansão da planta invasora em regiões próximas (Pott & Pott, 2003).

Alguns Anyphaenidae também apresentaram predominância na invasora, como foi o caso de *Aysha albovittata*. O forrageio constante dessas aranhas na vegetação (Silva, 1996; Labarque, Soto, Ramírez, &

Arnedo, 2014) pode ser um dos fatores para a maior ocorrência na condição invasora. Outra possibilidade envolve a capacidade de mudanças ambientais forçadas por espécies consideradas engenheiras ambientais, como as gramíneas (Jones, Lawton, & Shachak,1994; Jones, Lawton, & Shachak, 1997). Nesse sentido, a invasora pode estar atribuindo características mais terrestres as margens onde ocorre, resultando na maior ocorrência de determinados Anyphaenidaes, uma vez que estas aranhas são recorrentes em ambientes terrestres dominados por gramíneas (Rubio, Corronca, & Damborsky, 2008; Silva & Ott, 2017).

Ao contrário do esperado, aranhas que possuem representantes reconhecidamente associados a ambientes aquáticos não apresentaram evidências notáveis de diferenças na riqueza ou abundância entre os dois tratamentos com base na lista de espécies. Esse é o caso dos Pisauridaes e dos Lycosidaes coletados, aranhas maiores, capazes de abater presas grandes como juvenis de Odonatas (Walker, 2009), pequenos vertebrados como peixes (Nyffeler & Pusey, 2014) e anfíbios (Menin, de Jesus Rodrigues, & de Azevedo, 2005). Um hipótese possível para a ausência de diferenças é possibilidade que as duas condições contribuam de maneiras distintas para que estas aranhas atuem mais como predadoras e menos como presas.

Nas duas condições amostradas, estas aranhas podem acessar a agua para obter seu alimento (Bleckmann, 1985), sendo que na nativa, a proteção se daria pela micro-habitat formado abaixo do dossel abaixo das grandes folhas de *E. azurea*, que protege camadas flutuantes de *Salvinias* (Marques-Silva & Thomaz, 2009), utilizadas pelos Lycosidaes como rotas de fuga via submersão, conforme observado nas coletas. Por outro lado, na exótica, o grande adensamento favorece também a fuga de predadores dependentes da visão (Martin, 2012), envolvendo o uso dos muitos esconderijos oferecidos nas laminas foliares de *U. Arrecta*, analogamente a mecanismos similares propostos para plantas e animais subaquáticos (Thomaz & Cunha, 2010).

A proteção contra predação é um fator importante a ser considerado no ambiente estudado, pois estas aranhas são alimento potencial de

peixes, anfíbios (Boelter, Kaefer, Both, & Cechin 2012), outras aranhas (Polis, Myers, & Holt, 1989; Rypstra & Samu, 2005; Langellotto & Denno, 2006), e mais de 100 espécies de pássaros que se alimentam de invertebrados e ocorrem em áreas alagadas e nas proximidades destas (Gimenes, Lopes, Loures-Ribeiro, Mendonça, & Anjos, 2007).

As conjecturas apresentadas servem como bases para avanços nas investigações sobre as diferenças e as similaridades observadas para as duas assembleias de aranhas analisadas, propiciando um melhor entendimento dos processos ecológicos desencadeados pela espécie invasora na diversidade biológica de outros organismos com os quais interage. No contexto dos estudos sobre invasões biológicas, os resultados deste trabalho sugerem que a invasão pela gramínea *U.arrecta* podem levar a alteração na estrutura do habitat, causando mudanças na estrutura da assembleias de aranhas (i.e composição).

Esse aspecto pode ter importância no que diz respeito à conservação da diversidade, mesmo que o efeito da identidade da planta não tenha sido significativo para densidade de indivíduos e espécies. O fato das aranhas serem predadores e presas com histórias naturais relevantes nas teias alimentares terrestres e aquáticas (Bristowe, 1941; Baxter, Fausch, & Saunders, 2005), torna a substituição de espécies nessas assembleias um mecanismo potencialmente capaz de direcionar mudanças na estrutura trófica das cadeias alimentares. Por fim, fica evidente o potencial que espécies invasoras como a *U. arrecta* possuem para influenciar a composição das aranhas por meio de mudanças estruturais no habitat.

REFERÊNCIAS

Altig, R., Whiles, M. R., Taylor, C. L. (2007). What do tadpoles really eat? Assessing the trophic status of an understudied and imperiled group of consumers in freshwater habitats. Freshwater Biology, 52(2), 386-395.

Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes, G., Leonardo, J., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.

Anderson, M. J. (2001). Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 58(3), 626-639.

Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62(1), 245-253.

Anderson, M. J., Gorley, R. N., & Clarke, K. R. (2008). P*ermanova+ for PRIMER*. Primer-E, Plymouth.

Antonowicz, J. P. (2015). Capacity to accumulate barium, strontium, calcium and magnesium in the water-air interface of a coastal lake at the Baltic Sea. Baltic Coastal Zone. *Journal of Ecology and Protection of the Coastline*, 19, 23-36.

Askenmo, C., Von Brömssen, A., Ekman, J., & Jansson, C. (1977). Impact of some wintering birds on spider abundance in spruce. *Oikos*, 28, 90-94.

Banse, K. (1975). Pleuston and neuston: on the categories of organisms in the uppermost pelagial. *International Review of Hydrobiology*, 60(4), 439-447.

Bartholomew, G. A. (1986). The role of natural history in contemporary biology. *BioScience*, 36(5), 324-329.

Baxter, C. V., Fausch, K. D., & Saunders, W. C. (2005). Tangled webs: Reciprocal flows of invertebrate prey link streams and riparian zones. *Freshwater Biology*, 50(2), 201–220.

Bleckmann, H. (1985). Perception of water surface waves: how surface waves are used for prey identification, prey localization, and intraspecific communication. In: *Progress in sensory physiology*(Eds H. Autrum, D. Ottoson, E. R. Perl, R. F. Schmidt,H. Shimazu & W. D. Willis), pp. 147-166. Springer, Berlin, Heidelberg.

Boelter, R. A., Kaefer, I. L., Both, C., & Cechin, S. (2012). Invasive bullfrogs as predators in a Neotropical assemblage: What frog species do they eat?. *Animal Biology*, 62(4), 397-408.

Bristowe, W. S. (1941). *The comity of spiders*. Ray Society, London.

Carniatto, N., Thomaz, S. M., Cunha, E. R., Fugi, R., & Ota, R. R. (2013). Effects of an invasive alien poaceae on aquatic macrophytes and fish communities in a neotropical reservoir. *Biotropica*, 45(6), 747–754.

Castagneyrol, B., & Jactel, H. (2012). Unraveling plant — animal diversity relationships : a meta-regression analysis. *Ecology*, 93(9), 2115–2124.

CEPAGRI (2018). Centro de Pesquisas Meteorologicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura. Available at: http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_609.html

Cheng, L. (1985). Biology of Halobates (Heteroptera: Gerridae). *Annual review of entomology*, 30(1), 111-135.

Crooks, J. A. (2002). Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos*, 97(2), 153-166.

Cunha, E. R., Thomaz, S. M., Mormul, R. P., Cafofo, E. G., & Bonaldo, A. B. (2012). Macrophyte structural complexity influences spider assemblage attributes in wetlands. *Wetlands*, 32(2), 369-377.

Douglas, M. M., & O'Connor, R. A. (2003). Effects of the exotic macrophyte, para grass (*Urochloa mutica*), on benthic and epiphytic macroinvertebrates of a tropical floodplain. *Freshwater Biology*, 48(6), 962-971.

Foelix, R. (2011). *Biology of spiders*. Oxford University Press, Oxford.

Galiano, M. E. (1999). Descripción de *Akela ruricola*, nueva especies (Araneae, Salticidae). *Physis*, 55, 1-4.

Gimenes, M. R.; Lopes, E. V., Loures-Ribeiro, A., Mendonça, L. B., & Anjos, L. (2007). *Aves da planície alagável do alto rio Paraná*. Editora da Universidade Estadual de Maringá. Maringá.

Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifyinf Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecology Letters*, 4, 379–391.

Hayashi, M., Bakkali, M., Hyde, A., & Goodacre, S. L. (2015). Sail or sink: Novel behavioural adaptations on water in aerially dispersing species. *BMC Evolutionary Biology*, 15, 1–8. DOI: 10.1186/s12862-015-0402-5

Hobbs, R. J., & Mooney, H. A. (1986). Community changes following shrub invasion of grassland. *Oecologia*, 70(4), 508-513.

Hutchinson, G. E. (1957). Cold spring harbor symposium on quantitative biology. *Concluding remarks*, 22, 415-427.

IAG (2018). Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas - Departamento de Astronomia. Available at:http:http://www.iag.usp.br/astronomia/inicio-das-estacoes-do-ano

Jones, C. G., Lawton, J. H., & Shachak, M. (1997). Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology,* 78(7), 1946-1957.

Jones, C. G., Lawton, J. H., & Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. In: *Ecosystem management* (Eds F. B. Samson & F. L. Knopf), pp. 130-147. Springer, New York.

Labarque, F. M., Soto, E. M., Ramírez, M. J., & Arnedo, M.A. (2014). Chasing ghosts: The phylogeny of Amaurobioidinae ghost spiders (Araneae, Anyphaenidae). *Zoologica Scripta*, 44, 550–561.

Langellotto, G. A., & Denno, R. F. (2006). Refuge from cannibalism in complex-structured *habitats*: Implications for the accumulation of invertebrate predators. *Ecological Entomology*, 31, 575–581.

Marques-Silva, G. G., & Magela Thomaz, S. (2009). Biological interactions in the co-occurrence of Eichhornia azurea and free-floating macrophytes. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 31(4).

Martin, G. R. (2012). Through birds' eyes: Insights into avian sensory ecology. *Journal of Ornithology*, 153, 23–48. DOI: DOI 10.1007/s10336-011-0771-5

Martin, L. M., & Wilsey, B. J. (2012). Assembly history alters alpha and beta diversity, exotic–native proportions and functioning of restored prairie plant communities. *Journal of Applied Ecology*, 49(6), 1436-1445.

McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution,* 14(11), 450-453.

McKinney, M. L., & La Sorte, F. A. (2007). Invasiveness and homogenization: synergism of wide dispersal and high local abundance. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 394-400.

Menin, M., de Jesus Rodrigues, D., & de Azevedo, C. S. (2005). Predation on amphibians by spiders (Arachnida, Araneae) in the Neotropical region. *Phyllomedusa: Journal of Herpetology*, 4(1), 39-47.

Mingo, T. M., & Gibbs, K. E.(1980). *The aquatic insects of the Narraguagus River, Hancock and Washington counties, Maine.* Life Sciences and Agriculture Experiment Station Technical Bulletin 100., Maine.

Nyffeler, M. & Pusey, B. J. (2014). Fish predation by semi-aquatic spiders: A global pattern. *PloS one*, 9(6), e99459.

Oksanen, J. (2018). Vegan: community ecology package. – R package ver. 2.4-5, http://CRAN.R-project.org/packagevegan.

Oliver, I., & Beattie, A. J. (1996). Designing a cost-effective invertebrate survey: A test of methods for rapid assessment of biodiversity. *Ecological applications*, 6(2), 594-607.

Pelicice, F. M. & Agostinho A.A. (2009) Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions,* 11, 1789–1801.

Polis, G. A., Myers, C. A., & Holt, R. D. (1989). The ecology and evolution of intraguild predation: potential competitors that eat each other. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20 (1), 297–330. DOI: 10.1146/annurev.es.20.110189.001501

Pott, V. J., & Pott, A. (2003). Dinâmica da vegetação aquática do Pantanal. In: *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas* (Eds Thomaz & Bini), Eduem, Maringá.

Püttker, T., de Arruda Bueno, A., Prado, P. I., & Pardini, R. (2015). Ecological filtering or random extinction? Beta-diversity patterns and the importance of niche-based and neutral processes following habitat loss. *Oikos*, 124(2), 206-215.

Qian, H., & Guo, Q. (2010). Linking biotic homogenization to habitat type, invasiveness and growth form of naturalized alien plants in North America. *Diversity and Distributions*, 16(1), 119-125.

R Development Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available at:http://www.R-project.org.

Raizer, J., & Amaral, M. E. C. (2001). Does the Structural Complexity of Aquatic Macrophytes Explain the Diversity of Associated Spider Assemblages?. *Journal of Arachnology*, 29(2), 227–237.

Reinert, B. L., Bornschein, M. R., & Firkowski, C. (2007). Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo

Stymphalornis acutirostris Bornschein, Reinert e Teixeira, 1995 (Thamnophilidae). *Revista Brasileira de Ornitologia*, 15(4), 493–519.

Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and distributions*, 6(2), 93-107.

Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2006). Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in physical geography*, 30(3), 409-431.

Richardson, D. M., Pyšek, P., & Carlton, J. T. (2011). A compendium of essential concepts and terminology. In: I*nvasion ecology: Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton* (Ed D. M. Richardson), p. 409-420, John Wiley & Sons, Oxford.

Rigby, R. A., & Stasinopoulos, D. M. (2005). Generalized additive models for location, scale and shape. *Journal of the Royal Statistical Society*, 54(3), 507-554.

Rubio, G. D., Corronca, J. A., & Damborsky, M. P. (2008). Do spider diversity and assemblages change in different contiguous *habitats*? A case study in the protected *habitats* of the humid chaco ecoregion, northeast Argentina. *Environmental entomology*, 37(2), 419–30.

Rypstra, A. L., & Samu F. (2005) Size Dependent Intraguild Predation and Cannibalism in Coexisting Wolf Spiders (Araneae , Lycosidae). *Journal of Arachnology*, 33(2), 390-397.

Salleg, P. G., Quirós, R. J., & Wild, T. I. (2016). Arañas Asociadas a La Vegetación Acuática De Dos Ciénagas Del Complejo Cenagoso Del Bajo Sinú , Spiders Associated To Aquatic Vegetation in Two Swamps of the Complex Swamps of the Bajo Sinú , Córdoba-Colombia. *Revista Colombiana de Ciência Animal*, 8(1), 20–29.

Silva, D. (1996). Species composition and community structure of peruvian rainforest spiders: A case study from a seasonally inundated forest along the Samiria river. *Revue Suisse de Zoologie*, 597–610.

Silva, G. O. D., & Ott, R. (2017). Short-term spider community monitoring after cattle removal in grazed grassland. *Iheringia. Série Zoologia*, 107, 1–8.

Strayer, D. L., Power, M. E., Fagan, W. F., Pickett, S. T., & Belnap, J. (2003). A classification of ecological boundaries. *BioScience*, 53(8), 723-729.

Suter, R. (1999). Aerial Lottery: The Physics of Ballooning in a Chaotic Atmosphere. *Journal of Arachnology*, 27, 281–293.

Thomaz, S. M., & Cunha, E. R. (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22(2), 218–236.

USNO (2018). United States Naval Observatory. Availale at: http://www.usno.navy.mil/

Vandermeer, J. H. (1972). Niche theory. *Annual review of Ecology and Systematics*, 3(1), 107-132.

Walker, I. (2009). Emergence of aquatic insects and spider abundance in the Balbina Reservoir (Presidente Figueiredo , Amazonas , Brazil) during the phase of declining eutrophication. *Biological Limnology*, 21(2), 199–207.

Weyman, G. (1993). A review of the possible causative factors and significance of ballooning in spiders. *Ethology Ecology and Evolution*, 5(3), 279–291. DOI:10.1080/08927014.1993.9523016

Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, 30(3), 279-338.

Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 213-251.

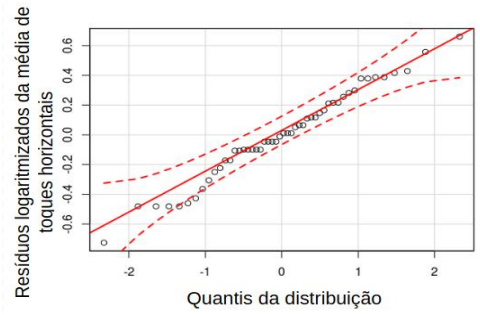
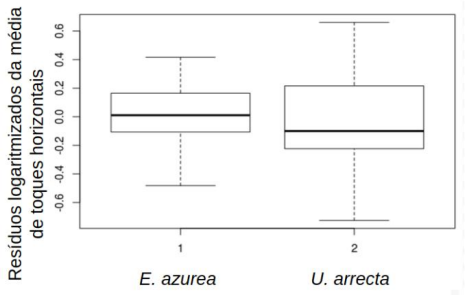
Wise, D. H. (1995). Spiders in ecological webs: Cambridge university press. DOI:10.1016/0169-5347(93)90231-D

Zimmermann, M., & Spence, J. R. (1989). Prey use of the fishing spider Dolomedes triton (Pisauridae, Araneae): an important predator of the neuston community. *Oecologia*, 80, 187–194.

APÊNDICE C - Pressupostos dos testes estatísticos 2

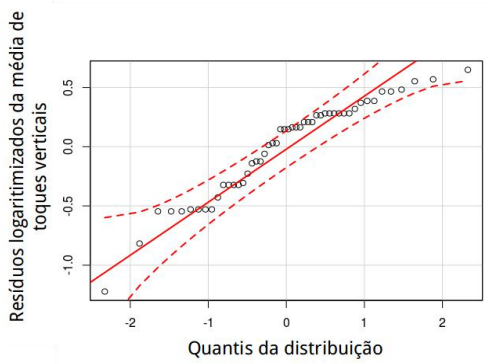
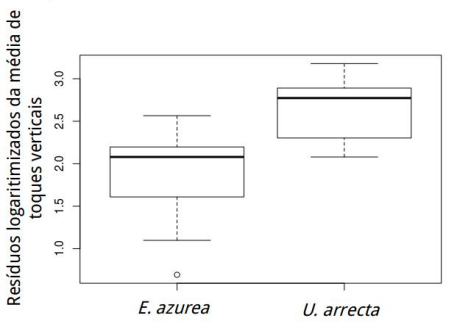
A. TESTE: Teste t Welch

a. COMPARAÇÃO: Complexidade estrutural horizontal na condição nativa X exótica

b. Normalidade dos resíduos	c.Variabilidade dos resíduos
	

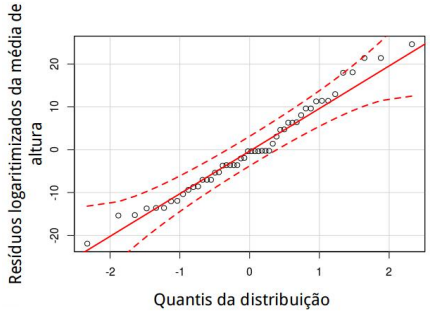
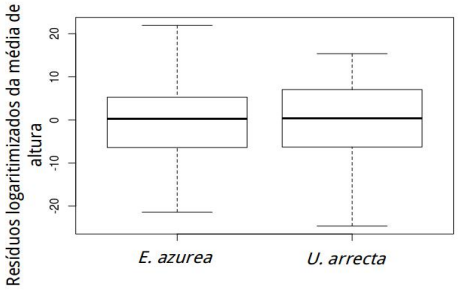
B. TESTE: Teste t Welch

a. COMPARAÇÃO: Complexidade estrutural vertical na condição nativa X exótica

b. Normalidade dos resíduos	c.Variabilidade dos resíduos
	

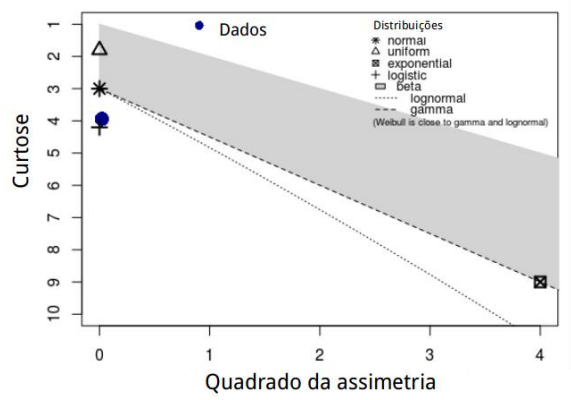
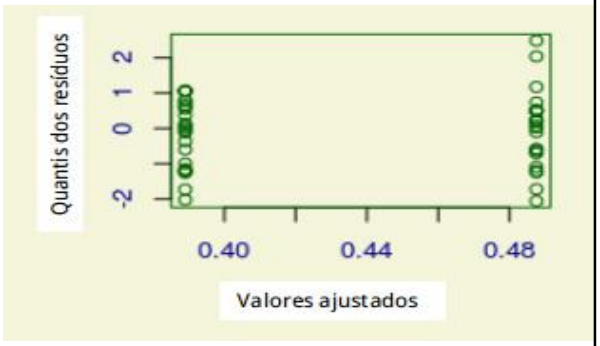
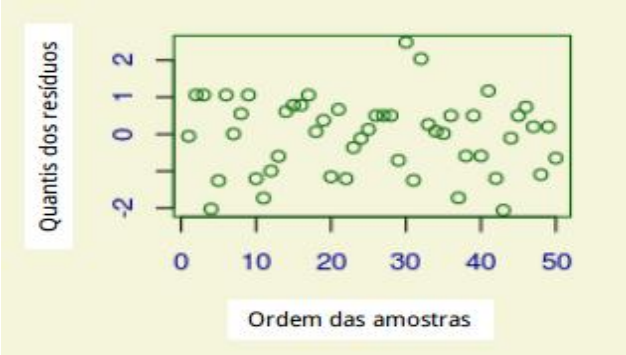
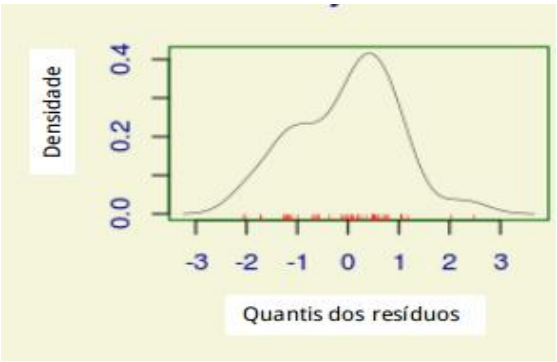
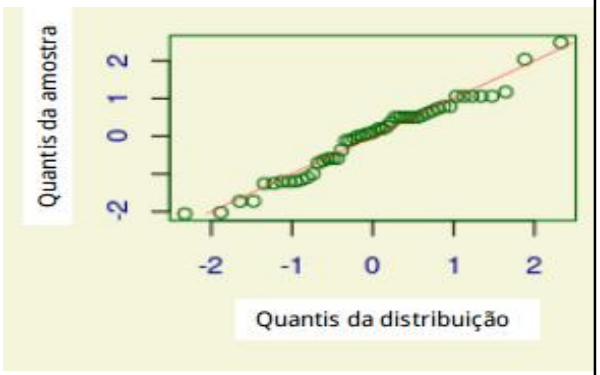
C. TESTE: Teste t

a. COMPARAÇÃO: Altura da nativa X exótica

b.Normalidade dos resíduos	c.Variabilidade dos resíduos
	

D. TESTE: Diferença entre grupos usando distribuição logística

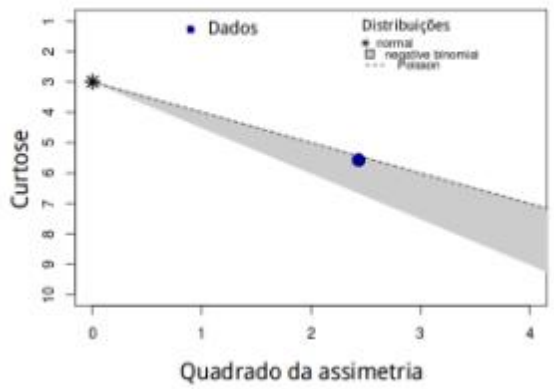
a. COMPARAÇÃO: Cobertura de macrófitas - condição nativa X exótica

b.Inspeção exploratória da distribuição	c.Variabilidade dos residuos
	
d.Independência da ordem de amostragem	e.Estimativa de densidade da que os dados são provenientes
	
	f.Residuos observados e resíduos teóricos
	

E. TESTE: Diferença entre grupos usando distribuição binomial negativa

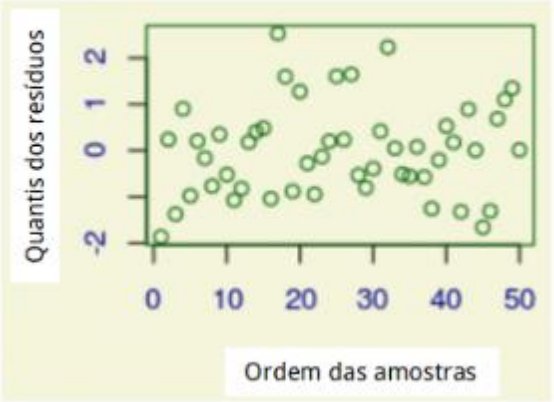
a. COMPARAÇÃO: Densidade de aranhas na condição nativa X exótica

b. Inspeção exploratória da distribuição

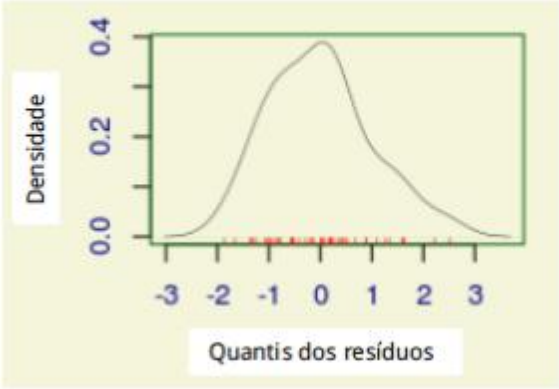


c. Variabilidade dos residuos

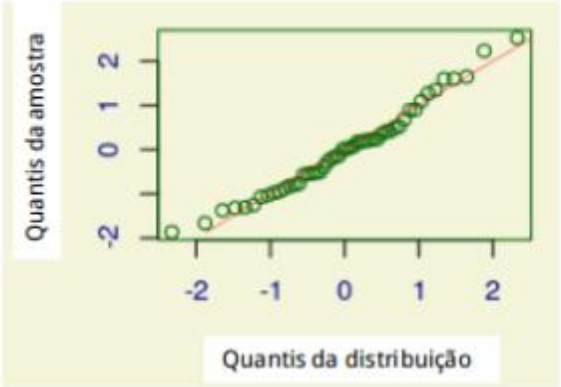
d. Independência da ordem de amostragem



e. Estimativa de densidade da que os dados são provenientes



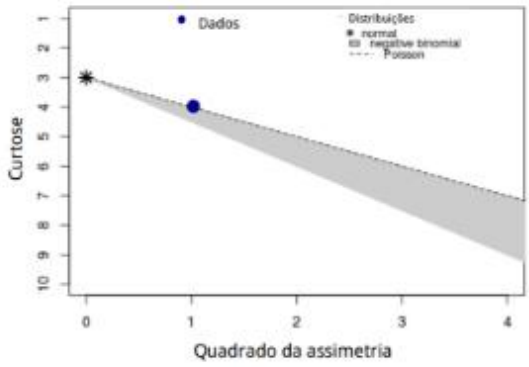
f. Residuos observados e resíduos teóricos



F. TESTE: Diferença entre grupos usando distribuição Poisson

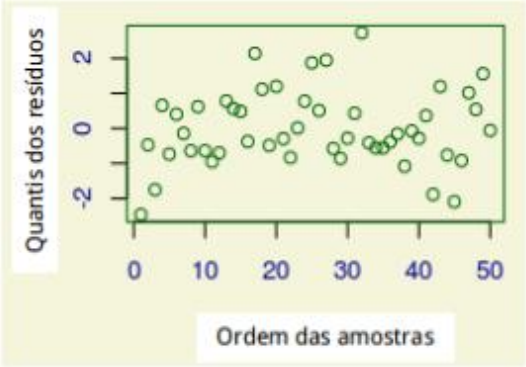
a. COMPARAÇÃO: Densidade de espécies de aranhas na condição nativa X exótica

b. Inspeção exploratória da distribuição

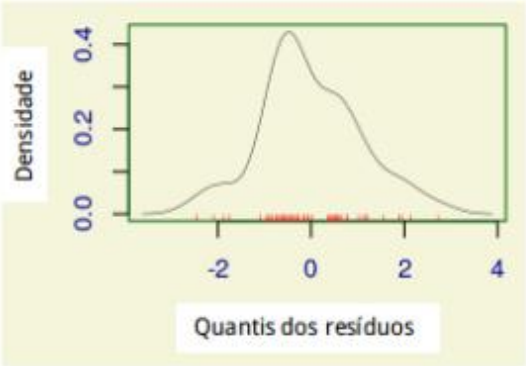


c. Variabilidade dos residuos

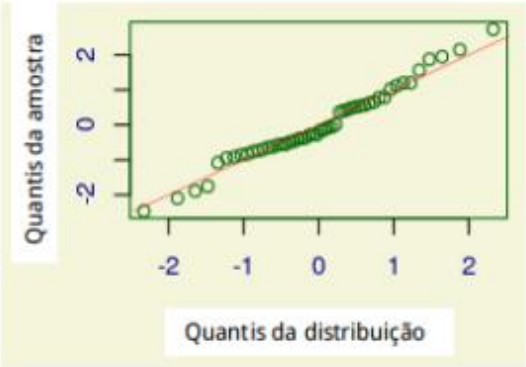
d. Independência da ordem de amostragem



e. Estimativa da distribuição dos dados

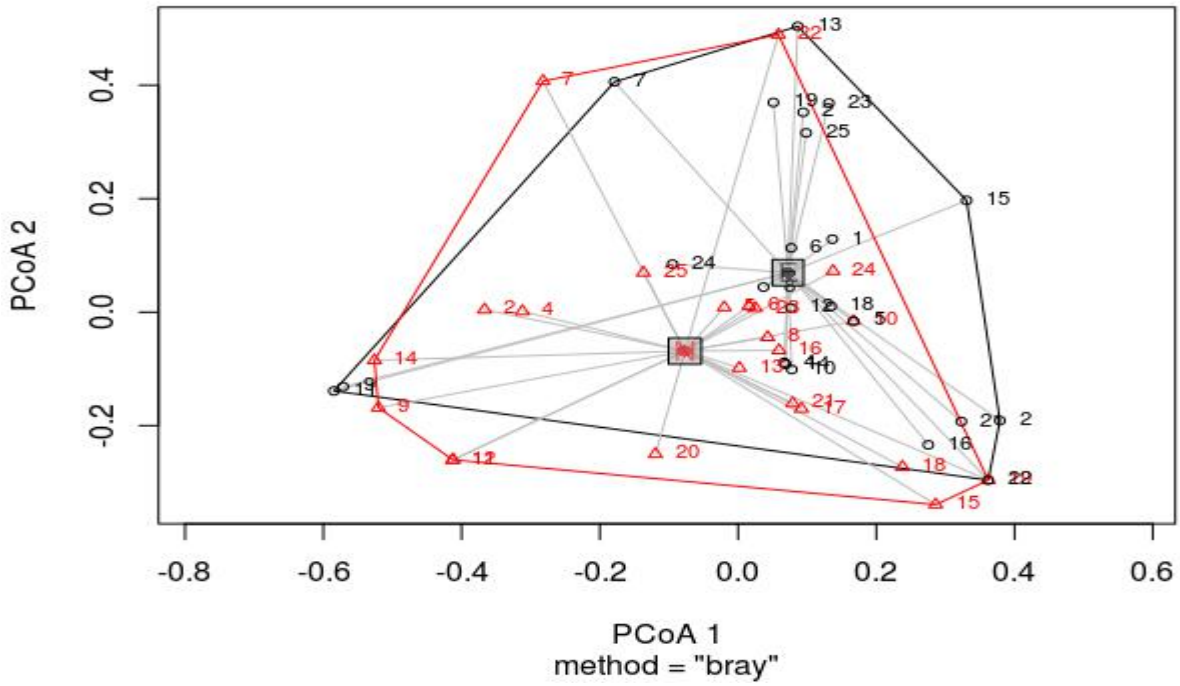


f. Residuos observados e resíduos teóricos



G. TESTE: Permanova

a. Inspeção da dispersão da composição de aranhas



4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Informações relevantes a respeito das assembleias de aranhas que habitam as macrófitas foram levantadas. O uso das espécies de plantas como *habitats* é importante pois considera um amplo espectro de situações que ocorrem na natureza sobre o sistema estudado, permitindo assim estimativas realistas dos parâmetros de diversidade para os dois grupos analisados sob uma mesma escala simultaneamente. Essa caracterização reflete a grande importancia das metricas de complexidade para a diversidade de aranhas nos ecossitemas aquáticos, fornecendo bases sólidas para trabalhos futuros desenvolvidos em ambientes aquáticos similares, indicando a importância de uma comunidade de macrófitas aquáticas com formas de vida variadas.

Nesse sentido, vários avanços podem ser desenvolvidos a partir de esforços futuros utilizando o sistema ecológico macrófitas-aquáticas-aranhas em abordagens tanto observacionais quanto experimentais, guiadas por tópicos envolvendo os seguintes assuntos citados a seguir: (I) o uso de dados da complexidade em relação a cada espécie de planta; (II) a avaliação se as aranhas que vivem na comunidade do nêuston geram mais decendentes em altas complexidades das macrófitas do plêuston e possíveis relações com produtividade primária; (III) Aspectos comportamentais das aranhas associados a maior densidade destas; (IV) investigações de outros componentes da diversidade no mesmo sistema, como a equitabilidade, composição e aspectos funcionais destas (V) investigação de tendências espaço-temporais ou ligadas aos diferentes tipos de ambientes aquáticos naturais; (VI) levantamento de dados de história natural sobre aranhas em ambientes aquáticos associado ao refinamento taxonômico das respectivas listas de espécies; (VII) Analises de interações troficas considerando aspectos ecossistêmicos.

A respeito da abordagem focando na invasão biológica, o principal resultado indica que a macrófita invasora de fato afeta a composição de espécies de aranhas, um efeito que não é refletido nas métricas de densidade de indivíduos e espécies destes artrópodes. Esse dado fornece subsidios reforçando o impacto ocasionado por espécies invasoras como U. arrecta nos sistemas aquáticos artificiais e naturais. Dentre as sugestões para futuras abordagens observacionais e experimentais derivadas deste trabalho no contexto da biologia da invasão, podem ser citadas as seguintes: (I) se variações na densidade da invasora refletem variações na composição de espécies; (II) a análise das diferenças na composição de espécies entre a condição nativa e exótica usando métricas e análises distintas que abordam o fenômeno da beta diversidade sob outros enfoques; (III) se a soma de impactos antrópicos, como por exemplo a proximidade de áreas pristinas e áreas antropicamente alteradas afeta a composição de espécies entre invasora e nativa; (IV) se o proposto para famílias como Linyphiidae de fato ocorre, ou seja, se a probabilidade de aranhas estarem na gramínea invasora é maior que o esperado ao acaso; (V) se a invasora atribui características terrestres as comunidades litorâneas; (VII) compreensão maior dos efeitos da invasora em famílias de aranhas com hábitos mais relacionados aos ambientes aquáticos, como os Tetragnathidae, Lycosidaes e Pisauridaes.

Em termos abrangentes, o que diz respeito a densidade de indivíduos e espécies de aranhas em relação as métricas de complexidade, é possível considerar que os valores das duas condições de complexidade (nativa e exótica) na abordagem sobre invasão se enquadram dentro do continuo de complexidade obtido no enfoque envolvendo as plantas como *habitats*. Uma vez que as complexidades das duas espécies contrastadas foram escolhidas justamente por apresentarem certas características em comum, é possivel que no desenho amostral relativo a invasão, as diferenças de complexidade não sejam maiores que as diferenças quando se considera um espectro amplo de valores de complexidade, conforme feito no enfoque sobre *habitats*. Essa lógica explicaria também a ausência de diferença na densidade de indivíduos e espécies de aranhas nas condições analisadas no contexto sobre invasão, pois o espectro de variação da complexidade foi pequeno.

O enfoque utilizado considera aranhas adultas, o que é de prache na aracnologia, pois essa abordagem garante maior confiabilidade nos dados de diversidade. Além destas vantagens pode ser considerado que o uso exclusivo de aranhas que passaram por vários filtros ambientais e chegaram a vida adulta contribuem para a solidez nas conclusões obtidas em termos de diversidade. Por outro lado, uma vez que a diversidade de aranhas em ambientes aquáticos é menor que a de ambientes terrestres, esforços no sentido de incluir os juvenis, disponibilizariam outras informações ecológicas importantes. Contudo, é relevante frisar que, mesmo com menor diversidade, essa abordagem exige tempo e conhecimento acumulado das espécies que frequentemente ocorrem nos ambientes aquáticos de determinada região.

Em síntese, é possível concluir que as aranhas que vivem em meio as macŕofitas aquáticas tem sua densidade de espécies explicada pela complexidade estrutural das macrófitas, assim como sua densidade de indivíduos, que também foi influênciada pela diversidade de macrófitas ponderada pela cobertura estimada para cada espécie dessa planta. Isso implica que os *habitats* e os micro-habitats influênciam a densidade de aranhas, mas somente os micro-habitats influênciam a densidade de espécies de aranhas. Além disso, a macrófita invasora U. arrecta muda a composição de aranhas dos ambientes aquáticos, e esse efeito aparentemente se dá através de aspectos da complexidade estruturais ligados a identidade dessa planta. Estes resultados em conjunto são relevantes para um maior conhecimento dos fatores que controlam a diversidade de aranhas de ambientes alagados, e indicam como o processo de invasão afeta essa diversidade.