



INVESTIGANDO OS ATRIBUTOS FUNCIONAIS DE ARANHAS RIPÁRIAS QUE PREVALECEM EM AMBIENTES COM A EXCLUSÃO DE RECURSOS ALÓCTONES

Palavras-Chave: Aranhas, Atributos Funcionais, Interações entre Ecossistemas.

Eduardo Felipe Braga dos Santos, IB – UNICAMP

Dra. Fátima Carolina Recalde Ruiz (co-orientadora), IB – UNICAMP

Prof. Dr. Gustavo Quevedo Romero (orientador), IB – UNICAMP

INTRODUÇÃO:

A dinâmica e a estrutura de teias alimentares em ecossistemas de transição são frequentemente influenciadas pelo movimento de organismos e de recursos entre habitats adjacentes, fazendo com que diferentes ecossistemas (i.e., aquático e terrestre) estejam conectados por meio de fluxos de energia e de nutrientes, comumente chamados de subsídios alóctones (Polis et al., 1997, Richardson et al., 2010). Estes recursos alóctones (originados em um ecossistema doador e transferidos para um ecossistema receptor) podem ser detritos, nutrientes e até mesmo presas, que passam para o ecossistema adjacente de forma ativa ou passiva. É amplamente conhecido que a entrada de presas aquáticas em ecossistemas terrestres ajuda a subsidiar predadores terrestres, tanto em ecossistemas temperados (Marczak e Richardson 2007), como em ecossistemas tropicais (Recalde et al., 2020, 2021).

Vários estudos mostraram que aranhas ribeirinhas são fortemente afetadas pela eventual diminuição de insetos aquáticos emergentes nas florestas (Kato et al., 2003; Marczak e Richardson, 2007; Yuen e Dudgeon, 2016; Recalde et al., 2016, 2020). Por exemplo, Recalde e colaboradores (2016) demonstraram que aranhas que habitam a vegetação ribeirinha em florestas tropicais foram pelo menos 50% menos abundantes com a exclusão de insetos aquáticos emergentes, sendo afetadas também a sua biomassa e dieta. Estes resultados evidenciam a importância de insetos aquáticos para a persistência de aranhas, independente da disponibilidade de presas terrestres (recursos autóctones). Resultados como este reforçam a importância de estudos que conectem as interações entre diferentes ecossistemas, com o intuito de entender como os impactos gerados em um ecossistema podem afetar ecossistemas adjacentes.

Diante dos efeitos dos subsídios aquáticos sob aranhas ribeirinhas, fica claro que embora com menor abundância, existem grupos de aranhas que ainda persistem em locais com pouca disponibilidade destes subsídios. Trabalhos em florestas tropicais demonstraram que alguns grupos funcionais e taxonômicos são mais dependentes dos subsídios aquáticos, fazendo com que a resposta à exclusão de recursos alóctones seja mais forte (Recalde et al.

2016, 2020). Assim, em trabalhos anteriores vimos que as aranhas pertencentes às famílias Anyphaenidae e Theridiidae estão entre as mais afetadas pela exclusão dos insetos aquáticos (Recalde et al. 2016), e, no geral, aranhas com diferentes modos de forrageamento (de teia ou cursoriais) também podem ser diferentemente afetadas pelos subsídios citados (Recalde et al. 2020).

Neste trabalho o nosso objetivo é analisar e comparar as comunidades de aranhas encontradas em ambientes com alta e baixa disponibilidade de insetos aquáticos emergentes. Para isso, investigamos os traços funcionais (de Bello et al., 2010) relacionados à captura de presas, com o intuito de entender a importância de tais traços para as aranhas que prevalecem na exclusão de recursos alóctones. Como traços funcionais consideramos o tamanho corporal dos indivíduos e o tamanho da quelícera, que é essencial para subjugar as presas (Foelix, 2011). Para análise da quelícera, consideramos tanto a parte basal da estrutura, como a parte distal (garra), utilizada para inocular o veneno nas presas. Além disso, também analisamos fatores como os modos de forrageamento e o estágio de desenvolvimento das aranhas (i.e., adultas vs. imaturas).

Artrópodes terrestres — como os insetos terrestres, por exemplo — apresentam diversas estratégias de defesa anti-predatória, incluindo defesas químicas, físicas e comportamentais (Gullan e Cranston, 2017; Sugiura, 2020). Essas estratégias são menos encontradas em alguns insetos aquáticos emergentes, como no caso dos Chironomidae (Diptera), por exemplo, que são presas importantes para as aranhas ribeirinhas, e apresentam uma má capacidade de voo, o que faz com que sejam facilmente capturados (Nentwig, 1980). Diante disso, esperamos que aranhas remanescentes do tratamento com limitação de recursos possuam os traços funcionais (como o tamanho corporal e o tamanho da quelícera) maiores quando comparadas as aranhas do tratamento controle. Essa diferença justificaria a persistência de aranhas no local sem subsídios alóctones, pois os traços maiores podem ser cruciais para a captura e imobilização mais eficiente das presas terrestres, que são indispensáveis para essas aranhas, principalmente no caso da escassez dos insetos aquáticos emergentes.

MÉTODOS:

O estudo foi realizado em Janeiro de 2024, em cinco riachos de segunda e/ou terceira ordem encontrados na Reserva Ecológica de Juréia-Itatins (EEcJI), que se caracteriza por ser uma área preservada de Mata Atlântica no litoral Sul de São Paulo. A distância que separou os riachos foi de aproximadamente 500 m, o que garantiu a independência das réplicas. Em nosso trabalho, consideramos como ecossistemas aquáticos os riachos e como ecossistemas terrestres a vegetação encontrada à beira dos riachos. Como recursos alóctones consideramos os insetos com ciclo de vida complexo, que apresentam fase larval aquática e fase adulta alada, migrando ativamente para a vegetação terrestre e servindo como alimento para as aranhas (Henshel et al., 2001; Krell et al., 2015; Recalde et al., 2016, 2020). Foram analisados dois cenários: um cenário controle, onde há disponibilidade tanto de recursos alóctones quanto de autóctones, e um cenário de exclusão de recursos alóctones, onde o ecossistema terrestre é subsidiado apenas pelos recursos autóctones. É importante ressaltar que os dados do presente projeto foram previamente coletados como parte de um outro trabalho da equipe.

Os riachos do tratamento de exclusão receberam uma cobertura de malha fina de 45 metros de extensão para impedir a saída dos insetos emergentes em direção à vegetação terrestre, enquanto nos riachos controle não foi empregado nenhum tipo de cobertura, permitindo assim que os insetos aquáticos emergentes conseguissem alcançar a vegetação. As coletas ocorreram em duas parcelas de 4 x 2 metros situadas no centro de cada tratamento,

em cada um dos lados dos riachos. As aranhas foram coletadas manualmente, durante o dia, por um período de 30 minutos por parcela em cada riacho, em intervalos de 2 dias para permitir a recuperação das comunidades. Cada indivíduo coletado foi preservado em álcool 70%.

Foram realizadas duas análises. A primeira, a nível de família, utilizou as duas primeiras datas de coleta (total de 400 indivíduos). Já a segunda, a nível de gênero, utilizou os dados de quatro coletas (total de 853 indivíduos). Em laboratório os indivíduos foram triados e identificados ao menor nível taxonômico possível. Cada aranha teve seus atributos de interesse (quelícera e tamanho corporal) fotografados e posteriormente medidos. As fotos foram tiradas por meio de um smartphone, através da lente de uma lupa (modelo LEICA S8A90) utilizada para triagem, sempre com uma escala de referência ao lado das aranhas. A medição foi realizada utilizando o software ImageJ, essencial para medir com confiança estruturas pequenas. Todas as medidas foram feitas na escala de milímetros (mm). As análises estatísticas foram realizadas utilizando modelos lineares dos pacotes *lme4* e *lmerTest* do software R (R Core Team 2025).

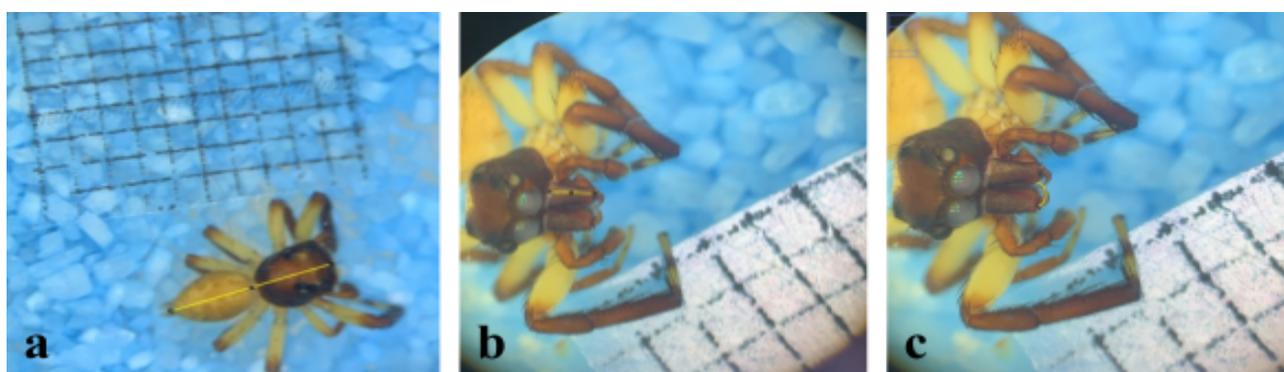


Figura 1: tamanho corporal (a), tamanho da quelícera (b) e tamanho da garra (c).

RESULTADOS E DISCUSSÃO:

Os primeiros resultados do trabalho provêm da análise realizada considerando as cinco famílias de aranhas com mais representantes: Anyphaenidae, Araneidae, Pholcidae, Salticidae e Theridiidae. Os resultados são mostrados na *Tabela 1*. É possível notar que as famílias Anyphaenidae e Theridiidae foram as únicas que apresentaram resultados significativos quando se trata da comparação entre traços funcionais de aranhas encontradas no tratamento controle e no de exclusão de recursos alóctones. Enquanto Anyphaenidae apresentou um tamanho corporal e o tamanho da garra maior no tratamento de exclusão de recursos, Theridiidae apresentou o tamanho corporal e da garra maiores no tratamento controle.

Tabela 1. Resultados dos testes lineares comparando tamanho corporal, tamanho da quelícera (parte basal) e tamanho da garra das diferentes famílias entre o tratamento de exclusão e o controle. Valores em negrito representam diferença significativa.

Família	N	Tamanho corporal		Tamanho quelícera		Tamanho garra	
		t	P	t	P	t	P
Anyphaenidae	57	2,19	0,028	1,85	0,064	2,10	0,035

Araneidae	38	1,15	0,247	1,45	0,165	0,722	0,483
Pholcidae	66	0,48	0,626	0,85	0,409	0,563	0,573
Salticidae	64	-0,17	0,858	-0,87	0,397	0,14	0,892
Theridiidae	70	-2,36	0,018	-0,65	0,510	-2,46	0,014

Passando para a segunda análise, foram selecionados seis gêneros — que contemplam cinco diferentes famílias — com o intuito de diminuir possíveis interferências nos resultados gerados por uma alta diversidade morfológica dentro de algumas famílias de aranhas. Os gêneros analisados foram: *Mesabolivar* e *Tupigea* (Pholcidae), *Miagrammopes* (Uloboridae), *Noegus* (Salticidae), *Patrera* (Anyphaenidae) e *Theridion* (Theridiidae). Nesta segunda análise foram desconsiderados indivíduos recém-eclodidos. Os resultados podem ser visualizados na *Tabela 2*, embora nenhum tenha tido relevância significativa.

Tabela 1. Resultados dos testes lineares comparando tamanho corporal, tamanho da quelícera (parte basal) e tamanho da garra dos gêneros mais abundantes presentes no tratamento de exclusão e no controle. Não houve diferenças significativas.

Família	Gênero	N	Tamanho corporal		tamanho quelícera		tamanho garra	
			χ^2	P	χ^2	P	χ^2	P
Anyphaenidae	<i>Patrera</i>	88	1,276	0,259	0,452	0,501	1,007	0,316
Pholcidae	<i>Mesabolivar</i> e <i>Tupigea</i>	80	2,281	0,131	1,219	0,269	3,036	0,081
Salticidae	<i>Noegus</i>	45	1,130	0,288	1,927	0,165	3,709	0,054
Theridiidae	<i>Theridion</i>	62	0,686	0,407	0,014	0,904	1,283	0,257
Uloboridae	<i>Miagrammopes</i>	27	1,661	0,197	1,229	0,268	0,442	0,506

Ao todo, foram encontrados representantes de 19 famílias de aranhas. A guilda de cada família foi considerada conforme o trabalho de Dias e colaboradores (2009), que estabeleceu 11 guildas para aranhas neotropicais. Dentre as aranhas analisadas, em ambas as análises foram selecionadas três famílias de aranhas construtoras de teia e duas famílias de aranhas errantes (que não utilizam teia para captura de alimentos). Na primeira análise as famílias que representam aranhas de teia são Araneidae, Pholcidae e Theridiidae, enquanto Anyphaenidae e Salticidae representam as aranhas errantes. Na segunda análise, ao invés de Araneidae, a análise se baseou no gênero *Miagrammopes*, que pertence à família Uloboridae, também construtora de teia.

Até o presente momento, os resultados demonstraram que o tratamento de exclusão teve impacto em duas famílias — Anyphaenidae e Theridiidae — conforme visualizado na primeira análise. Em Anyphaenidae, o resultado vai de acordo com o esperado para o trabalho, visto que, mesmo sendo uma família de aranhas errantes, ainda sim um tamanho corporal maior bem como a garra da quelícera maior podem ser importantes para que as

aranhas possam subjugar e imobilizar as presas até que o veneno faça efeito, já que essa família não utiliza teias para a captura de alimento.

Já em Theridiidae o tamanho corporal e da garra da quelícera foi maior no tratamento controle, ao contrário do esperado neste trabalho. Uma das possíveis explicações para esses dados é o fato de que uma maior disponibilidade de alimentos (tratamento controle) faz com que as aranhas da família tenham um tamanho corporal maior quando comparadas às encontradas no tratamento de exclusão, levando em conta que se trata de uma família de aranhas construtoras de teia, que são mais dependentes dos insetos aquáticos emergentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

De Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S. et al. 2010. Rumo a uma avaliação de múltiplos processos e serviços ecossistêmicos por meio de características funcionais. *Biodiversity and Conservation* 19: 2873–2893.

Dias, S. C., Carvalho, L. S., Bonaldo, A.B., & Brescovit, A. D. (2009). Refining the establishment of guilds in Neotropical spiders (Arachnida: Araneae). *Journal of Natural History*, 44:3-4, 219–239.

Foelix, R. F. 2011. *Biology of Spiders*. 3ª ed. New York: Oxford University Press.

Gullan, P.J. e Cranston, P.S. 2017. *Insetos: fundamentos da entomologia*. 5ª ed. Rio de Janeiro: Roca.

Henschel, JR, Mahsberg, D. e Stumpf, H. (2001), Insetos aquáticos alóctones aumentam a predação e diminuem a herbivoria nas teias alimentares das margens dos rios. *Oikos*,93:429-438.

Kato, C., Iwata, T., Nakano, S. e Kishi, D. 2003. Dynamics of aquatic insect flux affects distribution of riparian web-building spiders. *Oikos* 103: 113-120.

Krell, B., Röder, N., Link, M., Gergs, R., Entling, M. H. e Schäfer, R. B. 2015. Aquatic prey subsidies to riparian spiders in a stream with different land use types. *Limnologica* 51: 1- 7.

Marczak, L. B., e Richardson, J. S. 2007. Spiders and subsidies: results from the riparian zone of a coastal temperate rainforest. *Journal of Animal Ecology* 76: 687-694.

Polis, G. A., Anderson, W. B. e Holt, R. D. 1997. Toward an integration of landscape and food web ecology: the dynamics of spatially subsidized food webs. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 289-316.

R Core Team (2024). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Recalde, F. C., Postali, T. C., & Romero, G. Q. (2016). Unravelling the role of allochthonous aquatic resources to food web structure in a tropical riparian forest. *The Journal of animal ecology*, 85(2), 525–536.

Recalde, F. C., Breviglieri, C. P. B., Kersch-Becker, M. F. e Romero, G. Q. 2021. Contribution of emergent aquatic insects to the trophic variation of tropical birds and bats. *Food Webs* 29: e00209.

Recalde, F. C., Breviglieri, C. P. B. e Romero, G. Q. 2020. Allochthonous aquatic subsidies alleviate predation pressure in terrestrial ecosystems. *Ecology* 101: e03074.

Richardson, J. S., Zhang, Y. e Marczak, L. B. 2010. Subsídios de recursos na interface terra-água doce e respostas em comunidades receptoras. *River Research and Applications* 26: 55–66.

Sugiura, S. 2020. Predators as drivers of insect defenses. *Entomological Science* 23: 316-337.

Viera, C. e Gonzaga, M. O. (eds.). 2017. *Behaviour and Ecology of Spiders: Contributions from the Neotropical Region*.

Yuen, E. Y. L. e Dudgeon, D. 2016. Dietary dependence of predatory arthropods on volant aquatic insects in tropical stream riparia. *Biotropica* 48: 218-228.