



O QUE DETERMINA A ABUNDÂNCIA DE ARANHAS EM UM GRADIENTE DE PLANTAÇÃO DE EUCALIPTO A FLORESTA NATIVA?

A. P. Mól¹

T. S. P. Toma¹; L. G. S. Soares¹; A. F. Van de Koken²; C. F. Sperber¹

¹Laboratório de Orthopterologia, Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa - abelmol@gmail.com.

²Laboratório de Bioinformática e Evolução, Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa

INTRODUÇÃO

A ordem Araneae constitui o segundo maior grupo da Classe Arachnida e o sétimo dentre o Filo Arthropoda, com 40.700 espécies incluídas em 109 famílias, sendo menor, em número de espécies, apenas do que a ordem Acari e cinco ordens de insetos (Parker 1982; Platnick 2009).

Aranhas são predadores intermediários abundantes e com ampla distribuição nos ecossistemas terrestres (Wise 1993). A maioria das espécies de aranhas é sensível a diversos fatores físicos, como temperatura, umidade, vento e intensidade luminosa, e biológicos, como estrutura da vegetação e disponibilidade de alimento (Wise 1993; Foelix 1996). Da mesma forma, a abundância, a diversidade e o comportamento das espécies de uma área estão relacionadas com a complexidade estrutural do ambiente (McNett & Ripstra 2000).

Em relação à disponibilidade de recurso alimentar, embora muitos autores façam referências sobre a sua importância (Breene *et al.*, 1993; Wise 1993), existem poucos estudos experimentais, principalmente em florestas tropicais, que quantifiquem ou qualifiquem a influência direta ou indireta da disponibilidade de recurso alimentar sobre a comunidade de aranhas (Benati *et al.*, 005).

A abundância de aranhas e outros invertebrados pode ser afetada pelas mudanças estruturais da vegetação devido à fragmentação (Didham 1997). Isto porque, com o processo de fragmentação, surgem áreas de contato entre o habitat original e o entorno, que são conhecidas como bordas, onde podem ocorrer mudanças mais ou menos drásticas conforme a natureza das interações entre os dois ambientes (Oliveira 1999; Lovejoy *et al.*, 1986; Kapos *et al.*, 1997). Tais mudanças podem afetar o microclima, a estrutura e os processos dinâmicos da vegetação. Assim, o estabelecimento de espécies características de áreas abertas pode ser favorecido (Lovejoy *et al.*, 1984, Laurance *et al.*, 1998, Tabarelli *et al.*, 1998), o que as torna capazes de competir com as espécies nativas e alterar as características naturais do ambiente.

A magnitude dos efeitos da fragmentação pode, por vezes, estar relacionada à matriz existente em torno do fragmento

(Murcia 1995). Matrizes compostas por grandes extensões de pastagens ou monoculturas são intransponíveis para diversas espécies de animais de interior de floresta (Bierregaard *et al.*, 1992). Por outro lado, alguns tipos de matriz podem funcionar, na prática, como uma continuação do fragmento, permitindo o fluxo biológico e promovendo a manutenção de grande parte da biota, como é o caso das matas ripárias, reflorestamentos com espécies nativas, e sistemas agroflorestais, que se assemelham à estrutura do fragmento (Restauna 2002, Metzger 1997).

O eucalipto (*Eucalyptus spp.*), originário da Austrália, vem sendo utilizado em programas de reflorestamento homotípico por ter rápido crescimento, alta produção de celulose e resistência às adversidades das condições ambientais e às doenças, sendo alternativa ao uso de madeira de floresta nativa (Araújo *et al.*, 2004, Melo & Santos 1990). No entanto, entre os impactos ecológicos estão a ausência de estratificação no caso de monocultura, escassez de fauna e o uso recorrente de biocidas e insumos químicos (Brack 2007). Aqui avaliamos a abundância de aranhas ao longo de gradientes floresta nativa-plantação de eucalipto, em relação à disponibilidade de recursos potenciais, condições abióticas, e heterogeneidade e complexidade estruturais.

OBJETIVOS

Verificar quais fatores determinam a abundância de aranhas em um gradiente de interior de plantação de *Eucalyptus* a interior de floresta nativa. Testamos as seguintes hipóteses: a abundância de aranhas é afetada por (i) disponibilidade de recursos, (ii) condições abióticas, (iii) heterogeneidade de habitat, (iv) complexidade do habitat.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O presente trabalho foi realizado em dois fragmentos de florestas estacionais semidecíduas da Zona da Mata de Mi-

nas Gerais (floresta nativa) e em plantações de eucalipto de aproximadamente dois anos, adjacentes a estes fragmentos, localizados na cidade de São Miguel do Anta, Minas Gerais, Brasil.

Desenho amostral

Traçamos um transecto de 140 m, perpendicular e centralizado ao perímetro da floresta nativa. O transecto foi subdividido em oito parcelas de 10 x 10 metros para alocação dos pontos de coleta. Todas as árvores dentro de cada parcela, ou com circunferência à altura do peito (CAP) igual ou maior que 50 cm para floresta nativa, foram numeradas para sorteio de uma árvore por parcela, totalizando quatro árvores no eucalipto e quatro na floresta nativa, onde foram feitas as amostras. Em cada árvore sorteada foram amostrados três estratos: dossel, sub - bosque e solo.

Amostragem de dossel

Em cada árvore amostrada, foram escolhidos arbitrariamente três ramos em uma região na copa da planta nos quais as aranhas e insetos foram coletados pelo método de batimento, padronizando - se 10 batimentos para cada ramo. Este método consiste na utilização de um guarda - chuva entomológico que segue os padrões propostos por Basset (1999), modificados por Ribeiro *et al.*, (2005). O acesso ao dossel foi realizado através da técnica de escalada livre em corda.

Amostragem de sub - bosque

Na floresta nativa amostramos três arbustos entre 0,5 m e 1,5 m de altura, sob a copa de cada árvore amostrada, nos quais foram feitos 10 batimentos com o guarda - chuva entomológico. Os artrópodes coletados foram armazenados em álcool 70%, e triados em laboratório. O eucalipto estudado não apresentou sub - bosque.

Amostragem de solo

Sob a copa de cada árvore amostrada, instalamos três armadilhas de queda (pitfall), com 9 cm de profundidade e 10 cm de diâmetro, sem tampa, contendo solução de 75% de álcool, 24% de água e 1% de detergente. As armadilhas foram retiradas do campo após 72 h, e o material levado para o laboratório para a triagem das aranhas e insetos.

Medidas da heterogeneidade e complexidade do habitat

Em cada um dos 16 pontos de coleta foram medidos: (i) altura máxima do dossel: altura do solo ao ponto mais alto da copa; (ii) número de estratos foliares descontínuos que tocam a árvore coletada, verificado ao longo da escalada; (iii) número de espécies arbóreas que tocam a árvore coletada, verificado ao longo da escalada; (iv) número de indivíduos arbóreos que tocam a árvore coletada; e (v) tamanho da copa, baseado no comprimento (altura) e largura da copa.

Medida das condições abióticas

Em cada um dos 16 pontos de coleta foram medidas a temperatura ($^{\circ}\text{C}$), velocidade do vento (m/s) e umidade do ar ao nível do solo (%). Para tal, utilizamos o termo - higro anemômetro digital Kestrel 3000.

Análise estatística

Para testar a hipótese de que a disponibilidade de recursos determina a abundância de aranhas, fizemos uma análise de regressão log - linear, ajustando modelos lineares generalizados, com erros Poisson substituídos por quase - Poisson para dados com sobredispersão. Para testar as hipóteses de

condições abióticas, heterogeneidade e complexidade, utilizamos modelos mistos, com ponto amostral como efeito aleatório, para evitar pseudo - repetição, uma vez que dispúnhamos de uma única medida das variáveis explicativas para cada ponto amostrado. Todos os modelos foram submetidos à análise de resíduos. As análises foram realizadas com no ambiente R (R Development Core Team, 2008).

RESULTADOS

Foram coletados 2280 indivíduos, sendo 198 aranhas (8,68%) e 2082 insetos (91,32%). Deste total, 71 aranhas e 212 insetos foram coletados no dossel, 47 aranhas e 106 insetos no sub - bosque, e 80 aranhas e 1764 insetos no solo. Não observamos relação significativa entre o número de aranhas e o número de insetos ($F_{1,38}=0.59$, $p=0,44$), o que nos levou a descartar a primeira hipótese de que a abundância de aranhas responderia a disponibilidade de recursos. Para a hipótese das condições abióticas, observamos que tanto a temperatura ($X^2=3,84$, $p=0,049$) quanto a velocidade do vento ($X^2=7,04$, $p=0,0079$) interagiram significativamente e negativamente com o número de aranhas, enquanto a umidade ($X^2=5,49$, $p=0,019$) está positivamente relacionada. Para a hipótese da heterogeneidade do habitat, o número de espécies vegetais que tocam a árvore selecionada para a coleta não apresentou relação com a abundância de aranhas ($X^2=0,5925$, $p=0,44$). Para a hipótese da complexidade estrutural, testamos a relação entre abundância de aranhas de dossel e a área da copa, altura da árvore, número de indivíduos vegetais e de estratos que tocam a árvore. Verificamos que a abundância de aranhas de dossel responde a uma interação entre altura da árvore e número de indivíduos vegetais que tocam a árvore, tal que quanto maior a árvore ($p < 0,0001$) e quanto menor o número de toques ($p=0,005$), maior o número de aranhas. A ausência de relação entre o número de aranhas e o número de insetos pode ser explicada com base em estudo de Benati *et al.*, (2005), que sugerem diferenças na preferência alimentar de aranhas por diferentes ordens de insetos. As espécies de insetos que não são comumente predadas por aranhas podem ter mascarado a correlação que se esperava encontrar entre os grupos, já que a abundância é uma medida que não distingue comportamentos específicos. Baldissera (2005) sugere que insolação e vento são dois fatores importantes na estruturação de comunidades de aranhas. A influência desses fatores deve - se ao aumento da perda de água e do dano às teias pela ação do vento, o que, por sua vez, influencia na escolha do ambiente pelas aranhas (Wise, 1993). Considerando que a disponibilidade de radiação solar influencia na variação da temperatura (Pezopane, 2001), utilizamos a temperatura como variável para explicar a abundância de aranhas na área estudada, bem como umidade e velocidade do vento, que são variáveis correlacionadas. Assim, era esperado um gradiente crescente de umidade no sentido eucalipto-floresta nativa, enquanto temperatura e velocidade do vento seriam menores no interior do fragmento quando comparadas ao eucalipto. Os resultados mostraram - se como o esperado, corroborando o que foi proposto por Baldissera (2005) e Wise (1993).

Não houve relação entre heterogeneidade estrutural e abundância de aranhas. Porém, espera-se que exista uma correlação positiva entre heterogeneidade estrutural e riqueza de espécies de aranhas, uma vez que a heterogeneidade estrutural baseia-se na diversidade de plantas.

Vários estudos demonstraram que a estrutura dos ambientes tem uma profunda influência na captação de recursos alimentares de aranhas (Uetz, 1991). Sugerimos que as aranhas de dossel têm maior sucesso na captura de presas em árvores mais altas cuja copa não é tocada por outras árvores.

CONCLUSÃO

Concluimos que o que determina a abundância de aranhas em um gradiente de plantação de eucalipto à floresta nativa são, de um modo geral, as condições abióticas. Para o dossel, a abundância de aranhas é determinada também pela complexidade estrutural.

AGRADECIMENTOS: FAPEMIG.

REFERÊNCIAS

Araújo, C. V. M., Alves, L. J., Santos, O. M. & Alves, J. M., 2004. Micorriza arbuscular em plantações de *Eucalyptus cloeziana* F. Muell no litoral norte da Bahia, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 18(3): 513 - 520.

Baldissera, R., Ganade, G. & Fontoura, S. B., 2004. Web spider community response along an edge between pasture and Araucaria forest. *Biological Conservation*, 118: 403 - 409.

Basset, Y., 1999. Diversity and abundance of insect herbivores collected on *Castanopsis acuminatissima* (Fagaceae) in New Guinea: Relationships with leaf production and surrounding vegetation. *European Journal of Entomology*, 96(4): 381 - 391.

Benati, K. R., Souza - Alves, J. P., Silva, E. A., Peres, M. C. L. & Coutinho, E. O., 2005. Aspectos comparativos das comunidades de aranhas (Araneae) em dois remanescentes de Mata Atlântica do Estado da Bahia, Brasil. *Biota Neotropica*, 5(1a).

Bierregaard, R. O. JR., Lovejoy, T. E., Kapos, V., Santos, A. S. & Hutchings, R. W. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience*, 42: 859 - 866.

Breene, R. G., Dean, D. A., Nyffeler, M., Edwards, G. B., 1993. Biology, predation and significance of spiders in Texas cotton ecosystems - with a key to the species. *Department of entomology*, Texas A & M University College Station, Texas.

Brack, P. As monoculturas arbóreas e a biodiversidade. *Inga Estudos Ambientais*. Disponível em <http://www.inga.org.br/docs/monoculturas_e_a_biodiversidade.pdf> (acessado em junho de 2009).

Didham, R. K. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in central Amazonia, pp. 55 - 70. *In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr. (ed.), Tropical forest remnants: ecology,*

management, and conservation of fragmented communities, Chicago University Press, Chicago.

Didham, R. K., 1998. Altered leaf - litter decomposition rates in tropical rates in tropical forest fragments. *Oecologia*, 116: 397 - 406.

Foelix, R. F., 1996. *Biology of Spiders*. 2 ed. Oxford University Press, Oxford.

Kapos, V., Wandelli, E., Camargo, J. L. & Ganade, G., 1997. Edgerelated changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia, pp. 33 - 44. *In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr. (ed.), Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, Chicago University Press, Chicago.

Laurance, W. F., Ferreira, L. V., Rankin - De - Merona, J. M., Laurance, S. G., Hutchings, R. W. & Lovejoy, T. E., 1998. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in amazonian tree communities. *Conservation Biology*, 12: 460 - 464.

Lovejoy, T. E., Bierregaard, R. O. JR., Rylands, A. B., Malcom, J. R., Quintela, C. E., Harper, L. H., Brown, K. S. JR., Powell, A. H., Schubart, H. O. R. & Hays, M. B., 1986. Edge and other effects of isolation on amazonian forests fragments, pp. 237 - 256. *In: M. E. Soulé (ed.), Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, Sinauer Associates, Sunderland.

Lovejoy, T. E., Rankin, J. M., Bierregaard, R. O., Brown, K. S., Emmons, L. & Van Der Vort, M. E., 1984. Ecosystem decay of amazon forest remnants, pp. 295 - 325. *In: M. H. Nitecki (ed.), Extinction*, Chicago University Press, Chicago.

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.

Melo, E. F. R. Q. & Santos, O. S. 1990. Importância do Boro para o Eucalipto. *Revista Centro de Ciências Rurais*, 20(1 - 2): 185 - 202.

Metzger, J. P. M., 1997. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South - East Brazil. *Land Urban Plan.*, 37: 29 - 35.

Murcia, C., 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2): 58-62.

Oliveira, R. J., 1999. *Dinâmica de plântulas e estrutura da Mata Atlântica secundária de encosta, Peruíbe, SP*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 125p.

Parker, S. P., 1982. *Synopsis and classification of living organisms*. Vol. 2, New York, McGraw - Hill Ed.

Platnick, N. I., 2009. *The world spider catalog*, version 9.5. American Museum of Natural History, disponível em <<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/index.html>> (acessado em junho de 2009).

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. ISBN 3 - 900051 - 07 - 0, URL <http://www.R-project.org>.

Restauna, 2002. *Projeto RESTAUNA: fauna, flora e conservação de Una, sul da Bahia*, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.

Ribeiro, S.P., Borges, P.P., Gaspar, C., Melo, C., Serrano, A.R.M., Amaral, J., Aguiar, C., Andre, G. & Quartau, J.A., 2005. Canopy insect herbivores in the Azorean laurisilva forests: key host plant species in a highly generalist insect community. *Ecography* (in press).

Tabarelli, M., Baider, C. & Mantovani, W., 1998.

Efeitos da fragmentação na floresta atlântica da bacia de São Paulo. *Hoehnea*, 25: 169 - 186.

Uetz, G. W., 1991. Habitat structure and spider foraging. In: Bell, S. S., McCoy, E.D., Mushinsky, H.R. (Eds.), *Habitat structure: The Physical Arrangement of Objects in Space*. London, pp. 325 - 348.

Wise, D.H., 1993. *Spiders in ecological webs*. University Press, Cambridge.