

# ESTUDO DAS COMUNIDADES DE ARANHAS (ARACHNIDA: ARANEAE) EM AMBIENTE DE MATA ATLÂNTICA - PARQUE METROPOLITANO DE PITUAÇU (SALVADOR – BAHIA) – RESULTADOS PRELIMINARES<sup>1</sup>

Gutemberg da Silva Cazais Ferreira e Luciano Raimundo Alardo Souto<sup>2</sup>  
Alder Oliveira Alves e Marcelo Alves Dias<sup>3</sup>

## 1. INTRODUÇÃO

As aranhas pertencem ao filo Arthropoda, subfilo Chelicerata, classe Arachnida, ordem Araneae (Brusca & Brusca, 1990). Estes animais representam um grupo megadiverso, e habitam uma porção significativa de ambientes no planeta (PLATNICK, 1995). Foram descritas cerca de 37.972 espécies (PLATNICK, 2003); no entanto, estima-se que o número real deve variar entre 60.000 e 170.000 (PLATNICK, 1999), compreendendo uma significativa porção da diversidade de artrópodes terrestres (TOTI *et al.*, 2000).

A distribuição e a densidade populacional das aranhas em seus habitats não são acidentais, mas variam em função de vários fatores ambientais, como temperatura, umidade, vento, intensidade luminosa, estrutura da vegetação, disponibilidade de alimento, competidores e inimigos (WISE, 1993; FOELIX, 1996). A estrutura do habitat pode influenciar bastante a composição e a riqueza das comunidades de aranhas de florestas tropicais (UETZ, 1991; SANTOS, 1999). Devido à grande riqueza em espécies e à sensibilidade a diversos fatores ambientais, as aranhas formam um grupo taxonômico indicado para avaliar o estado de conservação de fragmentos florestais. Höfer & Brescovit (1997) sugerem o uso das mesmas como bioindicadores para diagnóstico de uma determinada área.

A área de estudo, o Parque Metropolitano de Pituáçu (PMP), compreendido entre as coordenadas geográficas 12° 56' S e 38° 24' W, onde os pontos estudados, centro e borda, pouco se diferem no que diz respeito ao aspecto físico geral, a densidade de árvores não variou expressivamente, apresentando poucos ou nenhum troncos-caídos. A vegetação é bastante diversificada, com predominância de vegetais de hábito arbóreo e arbustivo, tendo baixa incidência de Bromeliaceas. Ambos também apresentam camada de serrapilheira pouco espessa e vegetação local perenifolia. O Parque é uma das maiores unidades de conservação de Mata Atlântica dentro da área urbana da Região Metropolitana do Salvador, compreendendo 442 hectares de área conservada com imensa lagoa; apesar de ser um fragmento remanescente secundário de Mata Atlântica (MORAES *et al.*, 1996), sofre diversas ações antrópicas. O impacto de perturbações naturais na estruturação biológica de comunidades é amplamente reconhecido (LEVEY, 1988). As perturbações aumentam a diversidade de espécies, promovendo a heterogeneidade de habitat, permitindo a especialização e a divisão de recursos entre as espécies e prevenindo assim a exclusão competitiva (CONNELL, 1978; DENSLOW, 1980; SOUZA, 1984; PICKET & WHITE, 1985). Segundo Odum (1988), uma área de transição entre duas ou mais comunidades diversas, como por exemplo, entre florestas e campo, é denominada ecótone. Essas fronteiras naturais são regiões de súbita substituição de espécies ao longo do gradiente (largura da fronteira) (RICKLEFS, 1996). O Efeito de Borda (EB) é um fenômeno que ocorre no ecótone promovendo o aumento da densidade e riqueza em espécie (ODUM, 1988). No entanto, em ambientes fragmentados que sofrem intensa ação antrópica, pode ocorrer um efeito inverso ao proposto, verificando uma redução na densidade e

---

<sup>1</sup> Pesquisa desenvolvida sob a orientação do Professor Mestre Marcelo César Lima Peres, Coordenador do Centro de Ecologia e Conservação Animal – ECOA/ICB/UCSal.

<sup>2</sup> Acadêmicos do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Católica do Salvador – UCSal, Estagiários do Centro de Ecologia e Conservação Animal – ECOA/ICB/UCSal e Bolsistas de Iniciação Científica da FAPESB/ECO/UCSal.

<sup>3</sup> Acadêmicos do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Católica do Salvador – UCSal e Estagiários do Centro de Ecologia e Conservação Animal – ECOA/ICB/UCSal.

riqueza em espécie, assim como uma alteração na estrutura e dinâmica das comunidades de plantas (LAURENCE *et al.*, 1998; citado por ESPIRITO-SANTO, 2002). Desta forma, o EB possivelmente está entre um dos mais evidentes e significativos fatores que atuam sobre o PMP.

O objetivo deste trabalho foi o de realizar um inventário qualitativo e quantitativo das espécies e/ou morfoespécies de aranhas em um fragmento de Mata Atlântica no nordeste brasileiro, visando gerar subsídios com o intuito de diagnosticar o estado de conservação desta região e promover maior conscientização e participação efetiva da sociedade na conservação deste bioma.

## **METODOLOGIA**

Foram utilizados dois métodos de coletas: guarda-chuva entomológico (GE) e coleta manual noturna – *look up* e *look down* (CMN), empregados em 12 pontos amostrais escolhidos de forma aleatória, e divididos em 6 pontos de borda e 6 pontos de centro. O esforço amostral dos pesquisadores foi de 1h de CMN ida e volta, dentro de um raio de 30m de comprimento, por 2,5 de largura para ambos os lados; para o GE foram considerados 10 arbustos, como sendo uma unidade amostral dentro de cada ponto. Nesta avaliação preliminar, avaliamos apenas o material proveniente da CMN de 10 pontos (5 de borda e 5 de centro) da primeira campanha de coleta, totalizando um esforço de 10h. Neste trabalho a classificação das guildas foi baseada no proposto por Höfer & Brescovit (2001) para uma comunidade de aranhas da floresta amazônica. Segundo Root (1967), o termo “guilda” define um grupo de espécies que exploram uma mesma classe de recurso ambiental de maneira similar. A análise estatística foi feita utilizando o programa *Biostat 2.0* (Ayres *et al.*, 2000). Para comparar os pontos de borda e de centro, no que diz respeito à distribuição dos indivíduos entre diferentes grupos ecológicos (=guilda), foi utilizado o teste não paramétrico de Kolmogorov-Smirnov (KS). O material coletado foi triado, identificado e depositado na coleção científica do Centro de Ecologia e Conservação Animal – ECOA/ICB/UCSAL.

## **RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Foram coletados 197 indivíduos, distribuídos em 15 famílias, sendo um total de 139 (70,56%) espécimes em ambiente de centro e 58 (29,44%) em ambiente de borda. Das famílias identificadas na área de estudo, 12 foram encontradas no centro e 12 na borda, e um total de 9 famílias simultaneamente nos dois ambientes, sendo três exclusivas de centro (Scytodidae 03 espécimes, Sparassidae 03 e Uloboridae 01) e três de borda (Anyphaenidae 03 espécimes, Dictynidae 01 e Oxyopidae 01). Na área de estudo, as famílias com maior número de indivíduos foram: Pholcidae (31,47%) e Araneidae (25,89%), sendo que no centro as famílias mais abundantes foram: Pholcidae (41,73%) e Araneidae (25,18%), e na borda Araneidae (27,59%) e Salticidade (24,14%).

Houve uma diferença significativa no que diz respeito ao número de indivíduos entre as famílias na borda e no centro (KS,  $d=0,27$ ,  $p<0,01$ ). A maior abundância de indivíduos no centro deve-se ao fato de que neste ambiente a vegetação arbustiva é possivelmente mais densa e a camada de serrapilheira mais espessa; diversos autores têm demonstrado a influência destes fatores sobre a densidade das aranhas (UETZ, 1979, UETZ, 1991; WISE, 1993; FOELIX, 1996). A diferença significativa na distribuição de indivíduos encontrados nas famílias do centro, quando comparados à borda, corrobora o proposto por Laurence *et al.* (1998), que afirma que fatores ambientais são mais pronunciados na borda do fragmento onde existe um contato abrupto com o ambiente circundante, o que provoca alterações na composição de espécies, estrutura e dinâmica nas comunidades de plantas. Sendo assim, a comunidade de aranhas sofre intensa influência da estrutura da vegetação, como foi demonstrado por Santos (1999), que sugere que a escassez de microhabitats sombreados, resultado de vegetação esparsa, tornaria pouco propícia a sobrevivência de algumas famílias como

Uloboridae, Pholcidae, Scytodidae, e por Liljeström *et al.* (2002), que propõem que a diversidade de aranhas sofre influência da diversidade da vegetação.

Desta forma, nossos resultados sugerem que na área amostrada os fatores ambientais atuam de forma distinta entre borda e centro, sendo que na borda tais fatores atuam mais abruptamente, provocando alterações na comunidade de aranhas. As guildas mais abundantes foram: a sedentária construtora de teia lençol (TL - 31,47%) e a construtora de teia aérea orbicular (TO - 30,45%), sendo que no ambiente de borda foi a forrageadora aérea noturna (FA - 32,75%) e a TO (31,03%), e no centro foi a TL (41,72%) e TO (30,21%). No que diz respeito ao número de indivíduos nas guildas, houve diferença significativa entre borda e centro (KS,  $d=0,34$ ,  $p < 0,01$ ). O grupo de aranhas construtoras de teia foi dominante na área em estudo (61,92%), visto que a área possivelmente favorece aranhas como as da família Araneidae (TO), que necessitam de hastes para a fixação das teias (WISE, 1993) e aranhas como da família Pholcidae (TL), que apresentam alta especificidade de microhabitat, sendo encontradas com grande frequência em locais úmidos e sombreados (SANTOS, 1999). Acreditamos que, apesar de ser uma área bastante antropizada, a vegetação herbácea e arbustiva seja bastante abundante, favorecendo a sobrevivência e a dominância destes grupos. Quando se compara o centro com borda, as aranhas tecedeiras (TO e TL) dominam no centro, o que não é observado na borda, pois nesta ocorre a predominância das forrageadoras aéreas noturnas (FA), o que sugere que as aranhas dessa guilda que foram coletadas, como a família Salticidae, sejam bem adaptadas ao ambiente urbano. Isto corrobora com Coyle (1981) e Santos (1999), que propõem a adaptação destas à interferência antrópica, visto que estas aranhas possuem alta capacidade migratória, se adaptando tanto em ambientes conservados quanto em ambientes degradados.

Ressalvamos que nossos resultados são preliminares e, portanto, sujeitos a alterações, visto que foi analisado apenas o material proveniente da CMN da primeira campanha de coleta, e os parâmetro ambientais (temperatura, umidade, densidade da serrapilheira) ainda não foram mensurados.

## REFERÊNCIAS

AYRES, M.; AYRES JR. M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. **Bioestat 2.0**. São Paulo: Universidade São Paulo, 2000.

BRUSCA, R. C. & BRUSCA, G. J. *Invertebrates*. Sunderland. Massachusetts, USA: Sinauer Associates Inc. Publishers, 1990. 922 p.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. *Science*, 199, 1978, pp. 1302-1310.

COYLE, F. A. Effects of clearcutting on the spiders community of a Southern Appalachian forest. *Journal of Arachnology*, 9, 1981, pp. 285-298.

DENSLOW, J. S. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica*, 12, 1980, pp.45-47.

ESPIRITO-SANTO, F. D. B.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. de; MACHADO, E. L. M.; SOUZA, J. S.; FONTES, M. A. L.; MARQUES, J. J. G. DE S. M. Variáveis Ambientais e a Distribuição de Espécies Arbóreas em um Remanescente de Floresta Estacional Semidecídica Montana no Campus da Universidade Federal de Lavras, MG. *Acta bot. Bras.* 16, 3, 2002, pp. 331-356.

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

HÖFER, H., BRESOVIT, A. D. Contribuição para o conhecimento da gama diversidade de aranhas (Araneae) na Amazônia. *Papo de Aranhas*, 1997, 4.(Boletim informativo dos Aracnólogos do Brasil)

HÖFER, H. & BRESOVIT, A. D. 2001 Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. *Andrias*, 15, 2001, pp. 99-119.

LAURENCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M. & LAURENCE, S. G. Rain Forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology* 79, 6, 1998, pp.2032-2040.

LEVEY, D. J. 1988. Tropical wet forest treefall gaps and distributions of understory birds and plants. *Ecology*, 69, 4, 1988, pp.1076-1089.

LILJESTHRÖM, G.; MINERVINO, E.; CASTRO, D.; GONZALEZ, A. La Comunidad de Arañas del cultivo de Soja en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Neotropical Entomology* 31, 2, 2002, pp. 197-210.

MORAES, E. P. de F.; SAMPAIO, D. F.; FREITAS, M. A. de; FONSECA, E. M. **Observando a Fauna de Pituacu**: Guia de Campo. Salvador, BA: Grupo Ambientalista da Bahia, 1996. 36p.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 1988.

PICKETT, S. T. & P. S. WHITE. 1985. **The ecology of natural disturbances and patch dynamics**. Orlando, Florida: Academia Press, 1985.

PLATNICK, N. I. **An abundance of spiders**. *Natural History*. 1995

\_\_\_\_\_. **Dimension of biodiversity**: Targeting megadiverse groups. 1999. pp.33-52.

\_\_\_\_\_. 2003. The World Spider Catalog, version 3.0 (online)

Disponível em: <<http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog8187/COUNTS.htm>>  
Acesso: 16/06/2003.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 3. ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan. , pp: 333-337.

ROOT, R. B. The exploitation pattern of the blue-grey gnacatcher. *Ecology Monograph*, 37, 1967, pp.317-350.

SANTOS, A. J. dos. Diversidade e composição em espécies de aranhas da Reserva Florestal da Companhia Vale do Rio Doce (LINHARES/ES). (Dissertação de Mestrado) Unicamp. Campinas – SP, 1999, 109 pp.

SOUZA, W. P. The role disturbance in natural communities. *Annual Review of Ecology and Systematic*, 15, 1984, pp. 353-391.

TOTI, D. S.; COYLE, F. A. & MILLER, J. A. 2000. A structured inventory of appalachian grass bald and heath bald spider assemblages and a test of species richness estimator performance. *Journal of Arachnology*, 28:329-345.

UETZ, G. W. 1979. The influence variation in Litter Habitats on Spider Communities. *Oecologia* (Berl.) 40. pp. 29-42

UETZ, G. W. 1991. Habitat structure and spider foraging. *In*: S.S. Bell, E.D. McCoy, H.R. Mushinsky Habitat structure: The physical arrangement of objects in space, eds., pp. 325-348. London, Chapman and hall.

WISE, D. H. 1993. Spiders in ecological webs. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.