capítulo I

Biodiversidade, Unidades de Conservação, Indicadores Ambientais

Biodiversidade vegetal e do solo em ecossistemas agrícolas e naturais de Mata Atlântica na região Serrana do Estado do Rio de Janeiro

Aboim[1,3] M.C. R., Barbosa[2,3] J.C., Freitas W.K.[4], Magalhães L.M.[4], Correia E.[5], Reis L.L.[5], Rosado A. S.[1], Coutinho H. L. C.[3]
[1]IMPPG-UFRJ; [2]graduação Ecologia UFRJ; [3]Embrapa Solos; [4]IF-UFRRJ; [5]Embrapa Agrobiologia
joyceb@biof.ufrj.br

1. Introdução

A Mata Atlântica no Brasil vem sendo devastada nos últimos 500 anos para fins agropecuários e de extração madeireira, além da especulação imobiliária. Atualmente restam apenas cerca de 8% da floresta original. Destes, a maior parte está sob precária condição e sofrendo contínua perda de biomassa vegetal e erosão genética, particularmente no Estado do Rio de Janeiro. Além disso, os solos tropicais são conhecidos por sua reduzida fertilidade natural, se comparados com os de países temperados e, portanto, são os recursos naturais não-renováveis mais limitantes para o desenvolvimento de agroecossistemas com baixa dependência de insumos externos, necessários para assegurar sustentabilidade econômica a sistemas de agricultura familiar.

Na região serrana do Estado do Rio de Janeiro, uma das atividades econômicas mais relevantes dos pontos de vista social e econômico é a produção de tubérculos e grãos para o abastecimento da capital do Estado. Grande parte dos agricultores familiares da região adotam, dentro de suas propriedades, o sistema de cultivo que chamamos de agricultura migratória, caracterizado pelo cultivo de inhame, milho e feijão durante 3 anos em glebas que são posteriormente deixadas em pousio. Nesta etapa, ocorre o crescimento da vegetação espontânea, e estabelece-se um processo de sucessão ecológica até o momento de retorno da área ao cultivo agrícola, após um período de 3 a 7 anos.

Apesar de estarem localizadas em áreas de elevada declividade, algumas propriedades que adotam este sistema permanecem produtivas após 40 anos de cultivo, indicando que o período de pousio e o desenvolvimento vegetal resultante possibilitam a conservação da capacidade destes solos em sustentar e promover o crescimento de plantas. Com o recrudescimento da fiscalização ambiental nesta região, os produtores estão encurtando o período de pousio, para que as árvores em crescimento não cheguem a DAP maiores que os permitidos pela legislação vigente (cinco centímetros), impossibilitando o corte. Especula-se que o encurtamento do período de pousio torne o sistema insustentável, levando a degradação do solo, empobrecimento do produtor, podendo levar a inviabilização da propriedade.

Considerando-se que o objetivo da legislação e de sua fiscalização seja a conservação da já combalida biodiversidade da Mata Atlântica e que a capacidade produtiva do solo depende de sua qualidade, medida por indicadores biológicos, físicos e químicos [2], desenvolvemos um trabalho de pesquisa em uma propriedade rural de base familiar que adota o sistema de agricultura migratória. Além de glebas sob cultivo e pousio, a área contém fragmentos de floresta em estágios sucessionais distintos. Isto possibilitou uma investigação sobre a dinâmica da biodiversidade vegetal e do solo em uma paisagem heterogênea, constituida de um mosaico de terras sob uso antrópico e vegetação natural.

2. Material e Métodos

Tratamentos: Localizada no município de Bom Jardim, RJ, Distrito de Barra Alegre, a propriedade Sítio da Cachoeira está na região de cabeceira do Córrego do Pito Aceso, inserido na Bacia do rio Paraíba do Sul. Seu proprietário, há mais de 50 anos, implementa um sistema de produção caracterizado pela divisão das propriedades em glebas, onde cultiva culturas anuais em rotação (inhame, milho e feijão) durante 3 anos, sendo depois deixadas em pousio, quando ocorre o crescimento de vegetação de capoeira primária. A reincorporação das glebas ao sistema de produção ocorre de 3 a 7 anos após o início do pousio. A área de estudo inclui ainda fragmentos florestais em estágios sucessionais distintos.

- Pasto
- Plantio de café*
- Plantio de banana*
- Primeiro ano de cultivo (C1)
- Segundo ano de cultivo (C2)
- Terceiro ano de cultivo (C3)
- Primeiro ano de pousio (P1)
- Pousio entre 3 e 5 anos (P3-5)
- Pousio entre 5 e 7 anos (P5-7)
- Mata secundária com cerca de 15 anos (M15)
- Mata secundária com cerca de 30 a 35 anos (M30-M35)
- Mata secundária com mais de 70 anos (M>70)

*Apenas diversidade microbiana do solo

Diversidade de bactérias do solo: De cada parcela foram coletadas amostras compostas de solos da profundidade 0-5cm. A extração do DNA total do solo foi feita segundo o protocolo do Kit FastDNA® SPIN Kit for soils da Bio 101. O DNA total foi preservado à –20°C até o momento da análise. Este então foi amplificado por PCR, utilizando-se iniciadores que reconhecem os flancos da região do gene que codifica a subunidade beta da RNA polimerase *rpo*B. O produto de PCR é analisado em gel de agarose 1,4%. Por fim, os produtos de PCR também foram analisados em um gel de gradiente de desnaturação, em uma unidade DGGE da Bio-Rad [3, 4]. O gel foi corado com SYBER Green I, observado em U.V. 366nm e fotografado A partir do registro dos dados de presença e ausência de bandas, foi feita a análise de agrupamento [1] aplicando-se o algoritmo de Pearson através do programa STATYSTICA.

Análise Florística: Nas áreas de florestas foram delimitados transectos de 10m x100m, divididos em dez subparcelas de 10m x 10m, numa amostragem de 1000 m^2 por transecto. Nas capoeiras incorporadas ao sistema de produção (pousios) foram demarcadas parcelas de 10m x10m. Em uma área de pousio com um ano de idade (P1) foi definida uma parcela (100 m^2),duas parcelas (200 m^2) em uma área de pousio de cerca de três anos (P3) e quatro parcelas (400 m^2) em uma área de pousio de cerca de cinco anos (P5). A lista florística obtida nestas diferentes áreas originou uma matriz qualitativa com 6 estações (amostras) e 94 descritores (espécies) [5]. A classificação foi realizada a partir da análise de agrupamento, com o auxílio do programa Fitopac. O coeficiente de similaridade utilizado foi o de *Kulczynsi* e o método de aglomeração o UPGMA (Unwegeighted Pair-Group Average).

Fauna do Solo: Em todos os tratamentos foram retirados 6 blocos de solo medindo 25 x 25 x 30 cm. Em cada ponto de amostragem a serapilheira e o solo nas profundidades de 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm foram examinados e os invertebrados encontrados foram coletados. No laboratório procedeu-se à triagem da fauna de solo, onde os animais foram separados primeiramente ao nível de grandes grupos taxonômicos (ordens e famílias) e anotadas as suas densidades. Com os dados obtidos foi realizada uma análise de agrupamento com o auxílio do programa STATYSTICA 5.0, utilizando-se a distância City-block (Manhatan) expressa em porcentagem e como método de aglomeração o UPGMA (Unweighted Pair-Group Average).

3. Resultados

A diversidade de bactérias é alta em todos os tratamentos e bastante modificada com relação à encontrada na mata mais antiga nos solos sob cultivo. Dois grandes grupos foram formados. Num agrupam-se as amostras de solo sob cultivo, pousio de 1 ano e café. No outro, agruparam-se as amostras de solos de pousios de 3 a 5 e de 5 a 7 anos (P3-5 e P5-7), e das matas secundárias de 15 e de 30 a 35 anos, além de do pasto e plantio de banana. A estrutura de

comunidades de bactérias do solo sob pousio há um ano foi similar à encontrada no solo sob cultivo, evidenciando serem comunidades em transição. A mata mais antiga (com mais de 70 anos) apresentou um estrutura bastante distinta das demais amostras.

No caso da fauna de solo, houve a formação de três grupos: um reuniu as matas M30-35 e M>70, o segundo englobou os pousios P3-5 e P5-7, e no terceiro e mais heterogêneo dos grupos, foram reunidos os cultivos (C1, C2 e C3), o pasto, o pousio P1 e a mata M15. Os grupos da fauna de solo que mais contribuíram para a formação destes agrupamentos foram: Oligochaeta, Araneae, Larvas de Coleoptera e Formicidae.

A análise florística revelou que os grupos foram formados de acordo com o estágio seral, [6] similar ao encontrado na biodiversidade do solo. O primeiro grupo demonstrou que os pousios de 1 e de 3 a 5 anos apresentaram maior semelhança em função da presença de uma espécie *(Vernonia polyantha). O* segundo grupo é formado pelas matas secundárias de 15 e de 30 a 35 anos, que caracterizam-se pela presença de espécies típicas de formações de estágio inicial de sucessão, tais como: *Cecropia glaziovii, Cletha scabra, Eupatorium compressum, Lithraea molleoides, Tibouchina granulosa,* entre outras. A mata com mais de 70 anos constitui o terceiro grupo e demonstrou a ocorrência de espécies típicas de estágios sucessionais mais avançados, destacando: Apuleia leiocarpa, Brosimun lactescens, Citronella paniculata, Euterpe edulis, Ocotea divaricata, Odorifera puberula, Swartzia flemmingii, Trichilia *sp*, Virola bicuyba, e outras.

4. Discussão e Conclusões

As análises de agrupamento mostraram um processo de sucessão nas comunidades de bactérias e fauna do solo, que apresentaram alterações em suas estruturas de acordo com o estágio sucessional e com o uso agrícola do solo. Esta tendência foi acompanhada pela diversidade florística nos transectos examinados. Os resultados sugerem que o manejo do solo e as modificações química e física resultantes, induzem alterações drásticas em sua biodiversidade. O início do processo de reversão desta alteração ocorre em algum momento entre 1 e 3 anos de pousio. Após este período, a dinâmica de sucessão de biodiversidade do solo aparenta estar acompanhando a da diversidade florística. Nossas pesquisas terão continuidade buscando elucidar possíveis relações entre os fatores abióticos dos ecossistemas e a biodiversidade sobre e sob o solo, que ainda permanece uma caixa-preta para a ciência.

5. Referência Bibliográfica

1-ALDENDERFER, M. S. & BLASHFIELD, R. K. (1984). Series Quantitative Applications in the social sciences: Cluster Analysis. *London: Sage Publication Ltda.*

2-DORAN, J.W. & PARKIN, T.B. (1994) Defining and assessing soil quality. In: Defining Soil Quality for a Sustainable Environment *(J.W. Doran et al., eds.). SSSA 35 Special Publications, Madison, EUA.*

3-MUYZER, G.; DE WAAL, E.C.; UITTERLINDEN, A.G. (1993). Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis anaysis o polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. Appl. Environ. Microbiol. *V. 59.*

4-PEIXOTO R.S., COUTINHO H.L.C., RUMJANEK N.G., MACRAE A. & ROSADO A.S. (2002) Use of rpoB *and 16S rRNA genes to analyse bacterial diversity of a tropical soil using PCR and DGGE.* Lett Appl Microbial *v. 35.*

5-SIQUEIRA, M. F. (1994). Análise florística e ordenação de espécies de espécies arbóreas da Mata Atlântica através de dados binários. *(Dissertação de Mestrado) Campinas. UNICAMP.*

6-TABARELLI, M & MANTOVANI,W.(1999). A riqueza de espécies arbóreas na floresta atlântica de encosta no estado de São Paulo (Brasil). Rev. bras. Bot. *v.22.(2). São Paulo.*

(Este trabalho é parte do Projeto "Desenvolvimento de sistemas agroflorestais para recuperação e sustentabilidade de áreas de Mata Atlântica", financiado pelo Prodetab, com recursos do Banco Mundial, e gerenciado pela Embrapa.)

Espécies Vegetais Exóticas e Invasoras: problemas e soluções.

Abreu, R. C. R. de[a]; Iguatemy, M. A.[a]; Rodrigues, P. J. F. P.[b].*
*[a] Estagiário IC/ Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro/ Graduação UNIRIO *(rodolfobiologia@yahoo.com.br);[b] Pesquisador do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.*

1.Introdução

Espécies exóticas são aquelas que não ocorrem originalmente em determinado ecossistema ou ambiente. Segundo Cronk & Fuller (1995), uma planta invasora é uma exótica que se propaga naturalmente (sem interferência humana) em habitat natural ou seminatural. Esta pode ser capaz de alterar a composição, estrutura e processos naturais do ecossistema.

As plantas invasoras ocorrem em praticamente todo o mundo destacando-se o arquipélago Havaiano (Henneman & Memmot, 2001), as Ilhas Tiwi (Fensham & Cowie, 1998), a África do Sul (Enright, 2000; Pimentel et al., 2001), os Estados Unidos (Cronk & Fuller, 1995; Pimentel et al., 2001; Stohlgren et al., 2002), a Austrália (Hobbs, 2001; Pimentel et al., 2001; Kriticos et al., 2003) e o Brasil (Pivello et al., 1999; Rodrigues et al., dados não publicados). Nestes locais, há indícios de que as plantas invasoras possam permanecer durante anos em baixas densidades e caso ocorram perturbações, podem proliferar continuamente transformando-se em pragas (Myers et al., 2000).

Considerando o cenário atual de fragmentação e perturbações recorrentes experimentados por diversos ecossistemas brasileiros, o risco de invasões torna-se evidente. A Mata Atlântica, por exemplo, com apenas cerca de 7,6% de sua área original (Morellato & Haddad, 2000) disposta grande parte em fragmentos está teoricamente dentre os ecossistemas mais vulneráveis. Dentre estes, podemos destacar também o Cerrado o qual tem sido sistematicamente degradado principalmente para expansão de fronteiras agrícolas. Neste sentido, o mesmo tem ocorrido com a Floresta Amazônica que apresenta ainda extração predatória de madeira e vários outros impactos relacionados.

Por serem extremamente nocivas e afetarem localmente as comunidades das áreas invadidas, indica-se a erradicação destas espécies. Esta erradicação em termos conceituais consiste na remoção de todo indivíduo potencialmente reprodutivo ou ainda na redução das densidades populacionais abaixo de níveis sustentáveis (Myers et al., 2000).

Este trabalho teórico alerta para potenciais invasões de ecossistemas brasileiros e salienta a importância dos estudos acerca das espécies que invadem tais ambientes.

2.Discussão

Os estudos acerca das espécies invasoras no Brasil são escassos, e a ocorrência destas pode ser relativamente comum. Há indícios de que plantas exóticas, geralmente, ao encontrarem condições favoráveis nas novas regiões, podem ter estabelecimento e propagação favorecidos. Além disso, em alguns casos podem tornar-se maiores, reproduzirem-se mais e viver mais tempo do que nos locais de origem. Isto porque nos novos ambientes, tais plantas em geral encontram-se livres de patógenos e herbívoros reguladores de suas populações, além dos inimigos naturais das plantas nativas estarem presentes regulando as populações destas (Keane & Crawley, 2002). Assim sendo, teoricamente por exclusão competitiva as plantas exóticas podem atingir grandes densidades ao excluir plantas nativas.

Em bordas, por exemplo, é freqüente encontrar espécies exóticas, uma vez que estes locais teoricamente estão mais sujeitos a invasão (Fensham & Cowie, 1998; Stohlgren et al.,2002). Além disto, invasões também podem ser facilitadas quando localmente ocorrem atividades que aumentem o nitrogênio disponível, tais como: fogo, poluição atmosférica, fertilização e plantas fixadoras de nitrogênio. Há indícios também de que a proximidade com

áreas já invadidas pode facilitar a invasão. Neste sentido, muitas espécies exóticas colonizam beiras de estradas, áreas de baixada e zonas ripárias, as quais podem funcionar como verdadeiros corredores de invasão (Dukes & Mooney, 1999; Stohlgren et al.,2002).

Em ecossistemas brasileiros, invasões a partir das bordas têm sido relatadas para o Cerrado (Pivello et al.,1999) e para a Mata Atlântica (Rodrigues et al., dados não publicados). Na Mata Atlântica, a espécie Artocarpus heterophyllus Lamk (Jaqueira) é freqüentemente associada a atividades antrópicas como a caça, por exemplo. Desta forma, a introdução de uma exótica com frutos atrativos para a fauna pode auxiliar a caça. Caçadores, têm atuado como introdutores desta espécie e de outras tais como bananeiras (Musa paradisiaca L.). Assim sendo, é freqüente observar em algumas florestas, mesmo em Reservas Biológicas, "girais" de caça próximos a estas frutíferas (Rodrigues et al., dados não publicados).

Problemas Associados

Dentre os problemas causados por plantas exóticas nos ambientes invadidos destacam-se as alterações dos recursos disponíveis, a co-introdução de agentes patogênicos, a alteração do estado dos nutrientes do solo e a maior susceptibilidade do solo a queimadas (Pimentel et al., 2001).

Sobre os recursos disponíveis, Enright (2000) cita casos onde toda água do lençol freático foi consumida. Isto ocorre quando a vegetação natural dos campos graminóides ou florestas arbustivas é substituída por plantações de Pinus e Eucalyptus, uma vez que as raízes destas plantas alcançam o lençol freático. Neste caso experimentos com corte das plantações e restabelecimento da vegetação nativa indicaram aumento do nível do lençol freático.

Ainda neste contexto, estudos já mostram que em apenas três meses, algumas destas espécies podem alterar a comunidade microbiológica do solo, modificando a estrutura e a função deste (Kourtev et al., no prelo). Zin et al. (2002), descrevem alterações que ocorrem no solo do Cerrado em áreas de reflorestamento feito com espécies de Pinus caribaea var. hondurensis Barret e Golfari e de Eucalyptus camaldulensis Dehnh, apontando o horizonte mais superficial do solo (camada de serapilheira) como a camada mais sensível às mudanças. Outros estudos também observaram o esgotamento do Carbono Orgânico do Solo (COS) na Amazônia (Smith et al.,2002) quando a vegetação original foi substituída por plantações de Pinus e no Cerrado (Zin et al.,2002), quando foi feito o reflorestamento supra citado. É importante considerar que algumas modificações observadas referem-se a ambientes agrícolas. Contudo, tais alterações podem ocorrer caso estas espécies invadam ecossistemas naturais.

Dispersão e Sucesso de Estabelecimento

A capacidade de dispersão é um fator importante para o sucesso do estabelecimento de plantas. Há indícios de que a dispersão zoocórica seja responsável pelo sucesso de muitos invasores (Rejmánek, 1996).

Para espécies anemocóricas, Rejmánek (1996) mostrou que quanto menor a massa da semente, maior pode ser a capacidade de invasão. Desta forma, algumas espécies de Pinus (gênero exclusivo do hemisfério Norte) destacam-se como invasores no hemisfério Sul (Rejmánek, 1996; Enright, 2000). Outras espécies de dispersão anemocórica como gramíneas, foram introduzidas para atender demandas agropecuárias. Atualmente, têm grande destaque como invasoras do Cerrado: Melinis minutiflora Beauv., Brachiaria decumbens Stapf, Hyparrhenia rufa (Nees) Stapf, Andropogon gayanus Kunth e Panicum maximum Jacq., se propagam naturalmente com relativa facilidade e erradicam competitivamente as gramíneas nativas (Pivello et al., 1999). Neste contexto, o estudo de Klink (1996) aponta a alta produção de sementes, associada com a rápida e alta capacidade de germinação no início da época das chuvas, como fatores importantes para o sucesso de colonização de A. gayanus Kunt var. bisqualus (Hochst.) Hack neste ambiente.

Erradicação e Restauração

A simples erradicação das invasoras não é suficiente para que o ecossistema recupere suas funções, caso não haja uma boa recuperação da vegetação nativa, solos serão mais vulneráveis à erosão e o futuro estabelecimento das espécies nativas pode ser lento (Enright, 2000). Neste contexto, Reis (2003) indica que a associação de diferentes métodos de restauração da vegetação nativa aumenta o ritmo da sucessão desta. E com a simples erradicação as áreas estão sujeitas à re-invasão e ao abandono do local pela fauna nativa por não haver comida ou abrigo (Zavaleta et al.,2001).

A re-invasão deve ser prevenida, pois a erradicação será apenas temporária se o fluxo de indivíduos continuar e a detecção de espécies invasoras enquanto encontram-se em densidades relativamente baixas deve ser possível (Myers et al.,2000).

Além disto, a restauração também deve ser aplicada uma vez que alguns invasores alteram o ambiente de tal forma que este torna-se inóspito para o estabelecimento das plantas nativas (Zavaleta et al.,2001).

3.Conclusões

A remoção das espécies exóticas, principalmente das invasoras, é então indicada, e Programas de Erradicação devem ser incentivados, especialmente em Unidades de Conservação considerando que estas se destinam a preservar as características naturais dos ecossistemas. Nestes Programas, estudos ecológicos acerca da espécie alvo e do ecossistema em questão são fundamentais para a escolha correta dos métodos de remoção. Este fator determinará o sucesso do Programa de Erradicação.

Conforme Wilcove & Chen (1998), ações como a remoção de plantas e animais exóticos, queimadas programadas de espécies adaptadas ao fogo, ou controle de predadores e parasitas que ameaçam espécies raras estão se tornando ferramentas essenciais para a manutenção da biodiversidade.

4.Referências Bibliográficas

Cronk, Q.C.B. & Fuller, J.L. , 1995. Plant Invaders. Chapman & Hall, London, UK.

Dukes, J.S. & Mooney, H.A., 1999. Does global change increase the success of biological invaders?. Trends in Ecology and Evolution. 14(4):135-139.

Enright, W.D., 2000. The Effect of Terrestrial Invasive Alien Plants on Water Scarcity in South Africa. Phys. Chem. Earth (B), 25(3):237-242.

Fensham, R.J. & Cowie, I.D., 1998. Alien plant invasions on the Tiwi Islands. Extend, implications and priorities for control. Biological Conservation 83(1):55-68.

Henneman, M.L. & Memmott, J., 2001. Infiltration of a Hawaiian Community by Introduced Biological Control Agents. (296):1314-1316.

Hobbs, R.J., 2001. Synergisms among Habitat Fragmentation, Livestock Grazing, and Biotic Invasions in Southwestern Australia. Conservation Biology 15(6):1522-1528.

Keane, R.M. & Crawley, M.J., 2002. Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. Trens in Ecology & Evolution 17(4):164-170.

Klink, C.A., 1996. Germination and seedling establishment of two native and one invading African grass species in the Brazilian cerrado. Journal of Tropical Ecology 12:139-147.

Kourtev, P.S., Ehrenfeld, J.G., Häggblom, M., no prelo. Soil Biology & Biochemistry.

Kriticos, D.J., Brown, J.R., Maywald,G.F., Radford, I.D., Nicholas, D.M., Sutherst, R.W., Adkins, S.W., 2003. SPAnDX: a process-based population dynamics model to explore management and climate change impacts on an invasive alien plant, Acacia nilotica. Ecological Modelling 3242:1-22.

Pimentel, D., McNair, S., Janecka, J., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connel, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., Tsomondo, T., 2001. Economic and environmental threats of alien plant, and microbe invasions. Agriculture, Ecosystems & Environment 84:1-20.

Pivello, V.R., Shida, C.N., Meirelles, S.T., 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. Biodiversity and Conservation 8:1281-1294.
Morellato, L.P.C. & Haddad, C.F.B. , 2000. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. Biotropica 32(4b): 786-792.
Myers, J.H., Simberloff, D., Kuris, A.M., Carey, J.R., 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. Trends in Ecology & Evolution 15(8):316-320.
Reis, A.; Bechara F.C.; Espindola, M.B.; Vieira, N.K.; Souza, L.L., 2003. Restoration of damaged areas: using nucleation to improve successional processes. Natureza & Conservação 1(1):85-92.
Rejmánek, M., 1996. A Theory of Seed Plant Invasiveness: The First Sketch. Biological Conservation 78:171-181.
Smith, C.K., Oliveira, F.A., Gholz, H.Z., Baima, A., 2002. Soil carbon stocks after forest conversion to tree plantations in lowland Amazonia, Brazil. Forest Ecology and Management 164:257-263.
Stohlgren, T.J., Chong, G. W., Schell, L.D., Rimar, K.A., Otsuki, Y., Lee, M., Kalkhan, M.A., Villa, C.A., 2002. Assessing Vulnerability to Invasion by Nonnative Plant Species at Multiple Spatial Scales. Environmental Management 29(4):566-577.
Wilcove, D.S. & Chen, L.Y., 1998. Management Costs for Endangered Species. Conservation Biology 12(6):1405-1407.
Zavaleta, E.S., Hobbs, R.J., Mooney, H.A., 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. Trends in Ecology & Evolution 16(8):454-459.
Zinn, Y.L., Resck, D.V.S., Silva, J.E., 2002. Soil organic carbon as affected by afforestation with Eucalyptus and Pinus in the Cerrado region of Brazil. Forest Ecology and Mannagment 166:285-294.

Estado Atual de Conservação do Parque Estadual do Bacanga, São Luís – MA, Brasil

Adriana Alves Santos Andrade

1. Introdução

Por séculos, as atividades humanas vêm causando transformações nas paisagens naturais. Todavia, nos últimos cem anos, a capacidade de alteração vem sendo incrementada em virtude do crescimento populacional humano e, especialmente, de sua associação com inúmeras transformações tecnológicas (MACHLIS & TICHNELL, 1985). Diante desses fatos, surgiu a necessidade de preservar certas frações de ecossistemas naturais para minimizar perdas da diversidade biológica e melhorar a qualidade de vida das populações atuais e futuras.

As UCs, localizadas em São Luís, sofreram e vêm sofrendo alterações das suas características físico-químicas e biológicas, provocadas, principalmente, pelo desordenado crescimento demográfico de São Luís, demonstrando que, como citado por Morsello (2001), a simples seleção e delimitação de unidades de conservação não encerra a solução do problema de conservação. Dessa forma é necessário a elaboração e implantação de Plano de Manejo para a manutenção das características ambientais da unidade.

O Parque Estadual do Bacanga é uma categoria de UC do grupo de Proteção Integral. Essa categoria mantém os mesmos objetivos dos Parques Nacionais presentes no SNUC (2000), ou seja,... "a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitando a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, na recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico.

O Parque localiza-se na região centro-oeste da Ilha do Maranhão e parte da zona central do município de São Luís. Foi criado pelo Decreto Estadual nº 7.545 de 02 de março de 1980, com uma área de 3.065 ha, correspondendo à parte restante da antiga Floresta Protetora dos Mananciais da Ilha de São Luís (criada pelo Decreto Federal nº 6.833 de 26 de agosto de 1944).

A área atual do Parque, segundo ELETRONORTE (2002), é de 2.634,06 ha, correspondendo, aproximadamente a 86% da área original. A redução dessa unidade deve-se às exclusões de áreas irregularmente ocupadas no entorno do Parque.

Das UC presentes no Município de São Luís, apenas o Parque Estadual do Bacanga possui Plano de Manejo, elaborado em 1992 pela extinta SEMATUR (Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Turismo) com o apoio da CVRD (Companhia Vale do Rio Doce) e ENGE – RIO (Engenharia e Consultoria S.A.).

Entretanto, a maioria dos programas propostos pelo plano de manejo desta UC não foi implementada, o que, certamente contribuiu para agravar os problemas presentes na área. Este trabalho teve como objetivo levantar as causas dos impactos da área do Parque Estadual do Bacanga.

2. Metodologia

Foram realizadas visitas a campo para o reconhecimento da área e levantamento dos principais aspectos impactantes, que vêm ocorrendo na área do Parque Estadual do Bacanga. A metodologia utilizada envolveu análises bibliográficas de todas as informações disponíveis sobre o Parque Estadual do Bacanga, os mapas contidos no Plano de Manejo do Parque Estadual do Bacanga - SEMATUR, 1992, e do mapa contido no documento de atualização do Plano de Manejo do Parque Estadual do Bacanga - Eletronorte, 2002.

3. Resultados e Discussão

A Companhia de águas e esgoto do Maranhão (CAEMA) mantém várias estradas na área do Parque que dão acesso á represa do Batatã, ao Sistema do Rio da Prata e aos nove poços artesianos instalados por essa companhia. A ELETRONORTE também mantém áreas desmatadas ao longo da linha de transmissão, referentes à linha de servidão. Essas estradas expõem o Parque a inúmeras atividades degradadoras e facilitam a interiorização dessas atividades, tornando as porções mais centrais da UC mais acessíveis às atividades clandestinas.

Durante os últimos 10 anos, vários povoados se instalaram na área do Parque. Aqueles da periferia do Parque levaram o Estado a redefinir os limites dessa Unidade, através da exclusão das áreas invadidas. Na área mais interna do Parque, de acordo com informações da Fundação Nacional de Saúde, existem 13 povoados, com uma população estimada em 679 pessoas. É importante frisar que algumas dessas áreas são usadas para recreação em fins de semana.

Esses fatores contribuem para a ocorrência de atividades ilegais observadas nas visitas a campo realizadas em 2002, na companhia de um soldado do Batalhão Florestal. Os aspectos impactantes observados foram: extração de areia, no manancial na zona primitiva; extração de madeira, em várias zonas, inclusive em mata de galeria; queimadas, nas zonas de recuperação, uso extensivo e uso intensivo; desmatamentos de áreas de juçareiras e buritizais; lixo acumulado na zona primitiva, adjacente à Vila Conceição; lixo acumulado na área do Batalhão Florestal (quentinhas, etc.); pequenas áreas com cultivo de arroz, milho, banana e cana-de-açúcar nas zonas de uso extensivo e intensivo.

Em pesquisas realizadas por Machilis & Tichnell (1985), as ameaças às UCs parecem ser diferentes entre os países mais desenvolvidos e os menos desenvolvidos. Enquanto em países desenvolvidos, as ameaças mais comuns são a poluição química, mineração e invasão de espécies exóticas; nos países de baixos índices de desenvolvimento, as ameaças mais comuns são a invasão ilegal da área, queimada, caça e remoção ilegal de madeira. As ameaças ao Parque Estadual do Bacanga não são diferentes, das citadas pelo autor para unidades de conservação de países em desenvolvimento.

A insularização do Parque condicionado pela ocupação irregular nos perímetros norte, leste e sul e a pela presença do Rio Bacanga em seu perímetro oeste, rio comprovadamente impactado pelo lançamento de efluente doméstico e lançamento de lixo, provavelmente favorecem a perda da diversidade biológica do Parque

Estadual do Bacanga, devido a diminuição gradativa da mata da zona primitiva e conseqüente redução de habitats favoráveis à manutenção de espécimes da fauna, principalmente daqueles de maior tamanho, que necessitam de maior espaço territorial para a manutenção de suas populações.

Morsello (2001) comenta sobre a perda de diversidade biológica após a insularização de áreas protegidas, através dos resultados do trabalho de Soulé e outros pesquisadores em 1974 e do trabalho de Newmark em 1987. Estes pesquisadores concluíram que com a degradação de áreas adjacentes às unidades de conservação e com a conseqüente insularização, ocorre considerável declínio do número de espécies da área.

Daí a necessidade de criação e manutenção de uma zona de amortecimento no entorno das UC e da criação de corredores ecológicos para viabilizar a manutenção da riqueza de espécies na área, entre outras vantagens.

A área do Parque Estadual do Bacanga não possui uma área de amortecimento, ao contrário, cada vez mais a população está ultrapassando os limites do parque.

4. Considerações Finais

As intenções de criação do Parque Estadual do Bacanga e elaboração do Plano de Manejo de 1992 foram boas. Contudo, se ações específicas e eficazes para a recuperação e conservação dessa UC, não forem tomadas em breve, a área do Parque Estadual do Bacanga será considerada irrecuperável, da mesma forma que as áreas do Coroadinho, Vila Itamar, Vila Conceição, Vila Esperança, dentre tantas outras que faziam parte da área do Parque e que foram excluídas.

Trabalhos para a conscientização da população, sobre a importância dessa área como uma unidade de conservação, têm de começar rapidamente.

Para o melhor gerenciamento da unidade, deve ser formado um conselho gestor, no qual, necessariamente, a população residente deve fazer parte, de modo a integrá-la aos objetivos da UC.

Um novo zoneamento da área deverá ser realizado para estabelecer as normas de uso e ocupação do solo, estabelecimento de atividades compatíveis com os objetivos da unidade e que possam retornar em benefícios para a comunidade.

5. Referências Bibliográficas

ELETRONORTE, Superintendência de Meio Ambiente. Parque Estadual do Bacanga: Atualização do Plano de Manejo. São Luís, 2002. 30 p.

MARANHÃO, Secretaria de Meio Ambiente e Turismo. Plano de manejo do Parque Estadual do Bacanga. São Luís, 1992. 125 p.

MACH, G. E.; TICHNELL, D. L. The state of the world's parks. London: Westview Press, 1985. 131 p.

MORSELLO, C. Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo. São Paulo: Anablume, 2001. 343p.

Produtos da Fauna de uso não alimentar comercializados em Manaus-AM.

Adriana Kulaif Terra[1] (adriana-terra@bol.com.br), George Henrique Rebêlo[2]. 1,2, INPA - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

1. Introdução

Em Manaus, existe uma grande diversidade de produtos de origem animal à venda. Entre esses produtos, grande parte é destinada à alimentação. Porém, é notável a grande diversidade de produtos de origem animal de caráter não alimentar, que são comercializados. Muitos deles são atrativos para os turistas, que vêm à Manaus, já que tais produtos são, em sua maioria, constituídos de frações de animais nativos. O presente trabalho foi realizado no Mercado Municipal e Feira Permanente de Artesanato, dois dos principais locais de venda de artesanato, medicinas e magias da cidade de Manaus, Amazonas e tem como objetivo conhecer os produtos de origem animal, de uso não alimentar que são comercializados no principal centro consumidor da Amazônia Central, bem como verificar as categorias de uso, a fração do animal utilizada, a procedência, a aplicabilidade desses produtos e comparar os locais em termos de diversidade de espécies utilizadas e usos.

2. Métodos

Após um levantamento sobre os locais, da cidade de Manaus, em que são comercializados, diariamente, produtos não alimentares derivados de animais e suas frações, escolhemos: o Mercado Municipal Adolpho Lisboa, localizado à Rua dos Barés, n° 46 e a Feira Permanente de Artesanato, localizada na Praça Tenreiro Aranha s/n°, ambos no centro da cidade.

Para o levantamento elaboramos um questionário aberto contendo 11 questões, sobre os seguintes aspectos: 1) produto comercializado; 2) etnoespécie utilizada; 3) categoria de uso; 4) parte do animal utilizada; 5) aplicação do produto; 6) fornecedor; 7) procedência; 8) apresentação; 9) preço; 10) estocagem e; 11) procura.

Em cada estabelecimento, entrevistamos vendedores sobre a presença de artesanato, medicinas ou objetos mágicos de origem animal de uso não alimentar comercializados. Explicamos brevemente sobre os objetivos do trabalho e todos foram informados que sua participação era de livre escolha na pesquisa. Aos que concordaram em participar o questionário foi aplicado e as informações registradas. Alguns produtos foram fotografados, outros adquiridos, para que as espécies fossem identificadas através de bibliografia especializada. Os animais foram identificados com o auxílio de: Ferreira et al. (2000), Schaunesee e Phelps (1990), Amaral (1978), Emmons e Feer (1990).

Para calcular o índice de diversidade nos dois estabelecimentos, utilizou-se: 1) o número de espécies (s), ou seja, a riqueza, 2) a distribuição dos indivíduos entre as espécies (H), ou equitabilidade (índice de Shannon), 3) a proporção do total de ocorrências em cada espécie (D), ou seja, índice de Simpson.

Para efeito de análise, os animais e suas frações foram agrupados em 3 diferentes categorias de uso: artesanato, remédio e remédio espiritual. Entendendo-se artesanato como os produtos produzidos manualmente, utilizados principalmente com enfeites e bijuterias, remédio como medicamento para curar doenças físicas, como asma, sinusite, tuberculose e remédio espiritual como medicamento para tratar incômodos como "mal de chifre" (traição), falta de dinheiro e "atração de marido".

3. Resultados

Os produtos comercializados destinam-se a diversos fins como, por exemplo, enfeites, "chamas" e remédios. As peças artesanais são formadas, principalmente, por penas de aves, como as de araras (*Ara* spp) e os remédios, muito utilizados pela população local, são principalmente banhas, como a da cobra sucuriju (*Eunectes murinus*).

Em seis visitas aos locais escolhidos, entre fevereiro e maio de 2003, entrevistamos 14 comerciantes, sendo 7 no Mercado Municipal e 7 na Feira de Artesanato.

Foram 107 citações de animais, distribuídas da seguinte maneira: 63% na feira e 37% no mercado. Das citações, 28 foram de peixes, 24 de répteis, 26 de aves, 25 de mamíferos e 4 de invertebrados. Desse total de citações, foram classificadas pelos comerciantes 47 etnoespécies, sendo 14 de peixes, 10 de répteis, 7 de aves, 13 de mamíferos e 3 de invertebrados.

Na feira observamos uma maior diversidade de espécies sendo comercializadas, ou seja, a riqueza de espécies foi maior: na feira s = 41 e no mercado s = 20. Quanto a equitabilidade na feira, H = 1,24300 e no mercado H = 1,19994. Com o índice de Simpson, obteve-se na feira D = 0,98224 e no mercado D = 0,94467.

Obtivemos:

Artesanatos

No mercado foram citados 24 animais, os mais citados foram: piranha, piranha caju, piranha preta, pirarucu, tambaqui, cobra,

jacaré, arara, galinha, gavião real, papagaio, tucano, boi e quandu.

Na feira foram citados 46 animais, os mais citados foram: arari, cuiu-cuiu, lambari, peixe, peixe-agulha, piranha, pirarucu, surubim, traíra, tucunaré, cobra, coral, jabuti, jacaré, jibóia, sucuri, tracajá, arara, galinha, gavião-real, peru e tucano.

Remédios

No mercado foram citados 14 animais usados como remédios, classificados pelos comerciantes principalmente das seguintes etnoespécies: jacaré, sucuriju, tartaruga, boto, carneiro e peixe-boi.

Na feira foram citados 11 animais, classificados pelos comerciantes como procedentes principalmente das seguintes etnoespécies: coral, jabuti, jacaré, anta, boto, capivara, queixada, tatu e uruçu.

Remédios espirituais

No mercado 2 animais foram citados como sendo de uso espiritual ou mágico, : boto e uruçu.

Na feira foram citados 10 animais, classificados nas seguintes etnoespécies: arraia, jibóia, tamanquaré, japiin, tucano, cutia, macaco-prego, quatipuru, treme-treme.

Das espécies citadas acima, foram utilizadas para confecção dos produtos, diferentes frações animais e, também, o animal inteiro. No mercado foram identificadas 10 diferentes partes animais utilizadas, como banha, chifre, escama, espinha, esporão, osso, penas, unha, vaginal (vagina) e animal todo. A banha foi a mais citada (36%). Já na feira, identificou-se 22 diferentes partes animais, sendo banha, bico, cabeça, casco, chifre, concha, costela, crânio, dente, escama, espinha, esporão, ferrão, língua, mão (pata), osso, pata, pele, penas, rabo, vaginal (vagina), animal todo, sendo que foi citado um maior número de vezes (25%) a utilização do animal todo.

Na feira, dois comerciantes apresentaram as maiores diversidades de frações animais à venda. Do total de espécies citadas (41), um índio possuía 21 delas e uma mulher 14. Além disso, a maioria das espécies comercializadas por ambos não era encontrada em nenhuma outra localidade. No mercado, uma mulher apresentou a maior diversidade com 7 frações de um total de 20 espécies.

Os produtos são oriundos de diversas regiões da Amazônia, sendo produzidos, povos indígenas, artesãos locais e caboclos ribeirinhos. A maioria dos produtos da feira provém dos índios Sateré-Maué, que vivem na região de Maués (36%), sendo que também foram citados como fornecedores: artesãos indeterminados, artesãos de Manaus, artesãos de Janauari, os próprios entrevistados, a loja da FUNAI (Fundação Nacional do Índio), índios indeterminados e o povo Wai-Wai. No mercado, os "caboclos" é que contribuíram com o maior número de mercadoria trazidas (39%), mas também vieram de: artesãos indeterminados, artesãos de Janauari, artesãos do outro lado do rio, de Belém, de índios indeterminados, não souberam responder, e dos Sateré-Maué e Wai-Wai.

Quase 100% dos entrevistados alegaram não ter estoque das mercadorias, pois estas têm grande probabilidade de estragar e, também, devido a rápida reposição dos produtos, que são trazidos semanalmente pelos produtores.

4. CONCLUSÃO

Se nossa amostra for representativa dos usos não alimentares da fauna na Amazônia central, então uma grande diversidade de espécies é utilizada e tem alguma aplicação como artesanato, remédio ou objeto mágico. Em uma amostra de dois importantes locais de venda de Manaus, encontramos 47 etnoespécies diferentes de animais, cujas frações, e às vezes o animal estavam à venda. Muitos desses produtos se aplicam à medicina popular e também ao artesanato, sendo procuradas principalmente por turistas, que vêm à região, mas também por populares em busca de remédios baratos ou soluções mágicas para seus problemas. A maior diversidade de espécies foi encontrada na feira, sendo que um único comerciante contribuiu com quase a metade das etnoespécies classificadas. Mas a distribuição de indivíduos entre as espécies e a proporção do total de ocorrências em cada espécie foram bastante semelhantes.

Peixes e répteis são os grupos mais importantes mais importantes de uso alimentar na Amazônia central, este estudo sugere que também são os animais mais importantes para usos não alimentares, mas constituem basicamente sub-produtos de caçadas e pescarias. Banhas como remédios e pequenos animais inteiros como artesanato, diferenciam o mercado da feira, respectivamente.

Alguns vendedores (homens e mulheres) também são grandes conhecedores dos usos e aplicações, concentrando grande diversidade de produtos e também conhecimento. Caboclos ribeirinhos forneceram a maioria dos remédios e índios a maioria dos artesanatos, ainda que hajam fornecedores em todas as categorias.

5. BIBLIOGRAFIA

AMARAL, A. Serpentes do Brasil: iconografia colorida. 2 ed. São Paulo: Melhoramentos, 1978. 247p.

EMMONS, L.H., FEER, F. Neotropical rainforest mammals: a field guide. Chicago: The University of Chicago Press, 1990. 281p.

FERREIRA, E.J.G., ZUANON, J.A.S., SANTOS, G.M. Peixes comercias do médio Amazonas: região de Santarém, Pará. Brasília: Edições IBAMA, 1998. 214p.

SCHAUENSEE, R.M., PHELPS, W.H. A guide to the Birds of Venezuela. Princeton: Princenton University Press, 1978. 425p.

Observações sobre a biologia e ecologia de *Haplopodus submarginalis* (Coleoptera: Curculionidae: Hyperinae) no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba

Adriana Souza de Abreu; Viviane Grenha & Margarete Valverde de Macedo.
Laboratório de Ecologia de Insetos – Departamento de Ecologia, CP 68020, Instituto de Biologia, UFRJ, CEP 21941-590, Rio de Janeiro, Brazil (adriana1@biologia.ufrj.br)

1. Introdução

Os membros da família Curculionidae apresentam, em sua maioria, a cabeça mais ou menos projetada em forma de focinho. É o maior grupo da ordem Coleoptera, com cerca de 45.000 espécies descritas. Praticamente todas as espécies se alimentam de matéria vegetal e a maioria das larvas são brocas, infestando sementes, frutos, troncos, etc (Borror & DeLong, 1969).

A subfamília Hyperinae apresenta rostro cilíndrico, mais longo que a cabeça, olhos quase transversais e grandes, às vezes contíguos na frente, protórax sem lóbulos oculares, ou com estes muito pouco desenvolvidos e garras tarsais livres (Costa Lima, 1956). Ainda segundo este autor, as larvas de Curculionidae são normalmente endofíticas, mas na subfamília Hyperinae, vivem sobre as folhas de que se alimentam. As larvas cobrem-se parcialmente de excrementos, como medida defensiva, como acontece nos Chrysomelidae e Curculionidae como os Gonipterinae (Costa Lima,1956).

Besouros desta subfamília podem ocorrer em plantas das famílias Fabaceae (Hatch,1971), Polygonaceae (Puttler, *et al.* 1973), Bombacaceae (Diniz & Morais) e Sterculiaceae (Janzen, 1979). No Brasil, três espécies de *Phelypera* são conhecidas por estarem associadas com espécies de Bombacaceae (Costa Lima,1956; Silva *et al.*1967; Ferreira & Camargo, 1989). Para *Haplopodus submarginalis* (Boheman, 1840) não há qualquer registro de hospedeiro.

O objetivo do trabalho é descrever alguns aspectos da biologia, ecologia e comportamento do besouro *Haplopodus submarginalis* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

2. Material e Métodos

O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba abrange municípios de Macaé, Carapepus e Quissamã, e está situada entre as coordenadas 22º e 22º23'S e 41º 15' e 41º 45'W (Martin *et al.*, 1993). A

área de estudo localiza-se próxima a lagoa de Cabiúnas, Macaé, RJ, onde as plantas hospedeiras de *H. submarginalis* são acompanhadas.

A vistoria é realizada uma vez ao mês, onde são vistoriadas as sete plantas encontradas no local. Nelas são conferidas o número de ovos, larvas, pupas e adultos. As folhas são classificadas quanto a sua idade relativa e os insetos encontrados têm anotados sua localização. A fenologia da planta é anotada sempre no momento de cada vistoria, ou seja, se está em período de floração, se apresenta ramos novos, além do grau de herbivoria pelo inseto.

3. Resultados e Discussão

Haplopodus submarginalis foi encontrada reproduzindo-se em meados da primavera até o início do verão do ano de 2000, alimentando-se de folhas novas de uma espécie ainda não identificada de Bombacaceae. Durante o outono e inverno, nenhum indivíduo foi observado na planta. O ciclo de vida se assemelha ao descrito por Diniz & Morais (1996), para *Phelypera schuppeli*. Fêmeas de *H. submarginalis* colocam seus ovos isolados sobre as folhas da planta hospedeira e os cobrem com fezes. As larvas alimentam-se de folhas da planta hospedeira e vão acumulando suas próprias fezes em seu dorso ao longo do seu desenvolvimento. Este comportamento muito se assemelha ao de larvas de Chrysomelidae, cujos escudos de fezes têm sido freqüentemente associados à defesa contra inimigos naturais e condições abióticas. (Olmstead, 1994). Este comportamento, contudo, não foi descrito para a espécie de Hyperinae que também se alimenta de Bombacaceae (Diniz e Morais, 1996).

Ao final do seu desenvolvimento, as larvas empupam sobre as folhas, tecendo casulos globosos de seda em forma de rede, onde as pupas se localizarão. Este comportamento foi descrito para para outros Hyperinae (Costa Lima, 1956; Diniz & Morais (1996) e Janzen, 1979). O adulto de *H. submarginalis* emerge em poucos dias desse casulo e apresenta coloração escura, medindo aproximadamente 0,6cm. O ciclo de vida dos Hyperinae é rápido, durando cerca de um mês (Costa Lima,1956).

4. Conclusões

H. submarginalis apresenta reprodução restrita a poucos meses do ano e desenvolve-se alimentando-se de folhas de uma espécie de Bombacaceae no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. Apresenta comportamento pouco comum entre os Curculionídeos ao alimentar-se externamente e acumula fezes em seu dorso, possivelmente como forma de defesa.

5. Referências Bibliográficas

Borror, D. J. & DeLong, D. M. 1969. *Introdução ao Estudo dos Insetos*. Editora Edgard Blücher Ltda., São Paulo. 653 pp.

Costa Lima, A.C. 1956. Insetos do Brasil-Coleopteros (10° tomo). Escola nacional de Agronomia, Série didática n°12; Rio de Janeiro, Brasil. 373 p.

Diniz, I.R. e Morais, H.C. 1996. Herbivory by the weevil *Phelypera schuppeli*, feeding on the tree *Pachira aquatica* and parasitoid attack. *Revista de Biologia Tropical*. Costa Rica. 44:919-921.

Hatch, M.H. 1971. The beetles of the Pacific Northwest. Part V: Rhipiceroidea, Sternoxi, Phytophaga, Rhynchophora, and Lamellicornia. University of Washington *Publications in Biology,* Volume 16. Seattle, WA. 662 pp.

Janzen, D.H. 1979. Natural history of *Phelypera distigma* (Boheman), Curculionidae, a Costa Rican defoliator of *Gazuma ulmifolia* Lam. (Sterculiaceae). *Brenesia* 16:213-219.

Martin, L.;Suguio,K. & Flexor, J.M. 1993. As flutuações de nível do mar durante o quaternário superior e a evolução geológica de "deltas" brasileiros. *Bol. IG-USP,Publ.Esp.*15:1-186.

Olmstead, K. L. 1994. *Waste products as chrysomelid defenses* [pp. 311-318]. In: P.H. Jolivet, M. L. Cox and E. Petitpierre (eds.), *Novel aspects of the biology of Chrysomelidae*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands. xxiii + 582 pp.

Puttler, B., S.E. Thewke and R.E. Warner. 1973. Bionomics of tree Nearctic species, one new, of *Hypera* (Coleoptera: Curculionidae), and their parasites. *Annals of the Entomological Society of America.* 66: 1299-1306.

Agradecimentos:

Ao Dr. Sérgio A. Vanin (Museu de Zoologia USP) pela identificação do besouro. Apoio: CNPQ-PELD e IBAMA.

Fragmentação Florestal, Trilhas e a Comunidade de Macroartrópodos Edáficos na Floresta de Tabuleiros do Espírito Santo

Afonso Henrique Leal [a] *& Irene Garay* [b]

[a] *Graduação em Ciências Biológicas UFRJ (leal-ah@scientist.com)* [b] *Professora da UFRJ*

1. Introdução

A Floresta de Tabuleiros é um dos núcleos florestais mais representativos do bioma da Mata Atlântica (Garay & Silva, 1995) e sua distribuição geográfica é de uma faixa litorânea que vai desde Pernambuco ao Rio de Janeiro, mas sua área central situa-se no sul da Bahia e norte do Espírito Santo (Rizzini, 1979).

É nesse ecossistema que desenvolvemos um trabalho cujo objetivo é identificar indicadores do grau de heterogeneidade florestal usando como instrumento as comunidades de macroartrópodos edáficos. Comunidades estas, que têm sido usadas em estudos de simples caracterização (Silva del Pozo & Blandin, 1991 a) como também de determinação de efeitos de mudanças da cobertura vegetal sobre elas (Silva del Pozo & Blandin, 1991 b; Pellens & Garay, 1999 a, b) e, assim como outros animais do solo são de grande importância para seu funcionamento e manutenção (Hole, 1981).

2. Métodos

Foram comparadas amostras desses animais retiradas do solo de um grande remanescente de Floresta Atlântica de Tabuleiros e de dois pequenos fragmentos da mesma formação florestal. Nesses dois fragmentos, foram consideradas duas situações: áreas de vegetação bem preservada e trilhas. As amostragens foram feitas na estações chuvosa e seca com o intuito de se ter uma idéia da evolução sazonal dessas comunidades. Para representar a estação chuvosa, usou-se os meses de março e abril e a seca, os meses de agosto e setembro do ano 2000. A área de estudo situa-se na região norte do estado do Espírito Santo, Brasil, no Município de Sooretama.

Em ambas as estações e em cada um dos três sítios de amostragem, a REBIO Sooretama, o fragmento florestal da Fazenda Pasto Novo e o fragmento Bioparque, foram coletadas doze amostras nas áreas de mata, tendo sido mais doze coletadas nas trilhas de cada fragmento. A fauna foi extraída das amostras de folhiço e solo segundo o método Berlese-Tullgreen durante dez dias. Os animais foram classificados em grandes grupos e contados, tendo suas riquezas médias e densidades de indivíduos comparadas entre as diversas situações usando o Teste U de Mann-Whitney.

3. Resultados e Discussão

Um dos principais resultados do estudo foi que a densidade total da fauna mostrou-se sem diferenças sazonais significativas na REBIO, com uma densidade média de 4860±980 ind./m^2 na estação chuvosa e 6350±1200 ind./m^2 na seca. Enquanto isso, nas matas dos fragmentos, as densidades foram de 4560±400 ind./m^2 e 3600±450 ind./m^2 para Pasto Novo na chuvosa e na seca, respectivamente e de 3600±310 ind./m^2 e 2360±250 ind./m^2 para o Bioparque. Isto significou uma redução estatisticamente significativa da estação chuvosa para a seca nessas áreas. Nas trilhas, as variações sazonais foram extremamente significativas para ambos os fragmentos, com 8190±1330 ind./m^2 na estação chuvosa e 3030±330 ind./m^2 na estação seca para Pasto Novo e 7130±1360 ind./m^2 na chuvosa e 1550±250 ind./m^2 na seca para o Bioparque.

Outros resultados apresentaram os formicídeos mostrarando-se grandemente sensíveis à fragmentação florestal e, de alguma forma às trilhas. Tal fato já era de certa forma esperado, uma vez que resultados semelhantes foram registrados para comparações de floresta primária outro tipo de vegetação que a tenha substituído (Lavelle & Pashanini, 1989; Pellens & Garay, 1999 a, b). Os pseudo-escorpiões revelaram-se muito sensíveis às trilhas mas nem tanto à fragmentação. A sensibilidade desses animais a impactos já é registrada por Pellens & Garay em seus estudos com plantação de café (1999 a) e de eucalipto (1999 b). Os auquenorrincos, heterópteros e tricópteros indicaram ser positivamente afetados pela fragmentação florestal e ainda mais pelas trilhas onde apresentaram altíssimos efetivos, sobretudo na estação chuvosa. Eles também sofreram grande variação sazonal em seus efetivos, que foi crescente da REBIO para os fragmentos e depois para as trilhas. Pinheiro (1996) considera tais animais como não funcionais no ambiente edáfico. No entanto, consideramos que falta conhecimento sobre suas histórias de vida e o real motivo pelo qual são encontrados em amostras de solo.

Finalmente, comparando-se os fragmentos um com o outro, nota-se uma clara diferença de composição e variação sazonal de suas comunidades, o que afasta o fragmento da Fazenda Pasto Novo do Bioparque e o aproxima da Reserva Biológica de Sooretama.

4. Conclusões

O exame dos resultados leva-nos a inferir que a diminuição de efetivos de alguns animais no solo, principalmente formigas e pseudo-escorpiões, é um indicador de perturbação no ambiente florestal e que o mesmo é indicado por elevadas densidades de outros tais como auquenorrincos, heterópteros e tricópteros. Além disso, através das comunidades de macroartrópodos edáficos, confirma-se o estudo da comunidade arbórea (Agarez, 2002) que sugere o melhor estado de conservação do fragmento florestal da Fazenda Pasto Novo em detrimento do Bioparque.

5. Referências Bibliográficas

Agarez, F. V., 2002. Contribuição para a Gestão de Fragmentos Florestais com Vista à Conservação da Biodiversidade em Floresta Atlântica de Tabuleiros. Tese de Doutorado, Programa de Pós Graduação em Geografia – UFRJ

Garay, I & Silva B. A. O.,1995. Húmus Florestais: Síntese e Diagnóstico das Interrelações Vegetação/Solo. Oecologia Brasiliensis, Volume 1: Estrutura, Funcionamento e manejo de Ecossistemas Brasileiros: 19 – 46.

Hole, F., 1981.Effects of Animals on Soil. Geoderma, 25: 75 – 112.

Lavelle, P. & Pashanini, B., 1989. Soil Macrofauna and Land Management in Peruvian Amazonia (Yrimaguas, Loreto). Pedobiologia 33, 283-291.

Pellens, R. & Garay, I., 1999 a. A Comunidade de Macroartrópodos Edáficos em uma Plantação de *Coffea robusta* Linden (Rubiaceae) e em uma Floresta primária em Linhares, Espírito Santo, Brasil. Revista. Brasileira de Zoologia 16 (1): 245 - 258.

Pellens, R & Garay, I, 1999 b. Edaphic Macroarthropod Communities in Fast-Growing Plantations of *Eucaliptus grandis* Hill ex Maid (Myrtaceae) and *Acacia mangium* Wild (Leguminosae) in Brazil. European Journal of Soil Biology, 35 (2): 77 – 89.

Pinheiro, L. B. A., 1996. Estudo de Solos Cultivados com Cana-de-açúcar, sob Diferentes Manejos de Colheita – Crua e Queimada. Dissertação de Mestrado, Curso de Pós-Graduação em Ciência do Solo – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 98 pp.

Rizzini, C. T. 1979. Tratado de Fitogeografia do Brasil, Aspéctos Sociológicos e Florísticos 2, HUCITEC – Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo. 374 pp.

Silva del Pozo, X & Blandin, P., 1991 a. Les Macroarthropodes Édaphique d'une Forêt Mésothermique primaire de L'Équateur Occidental: Abondance Saisonaire et Distribution Spaciale. Revue d'Écologie et du Biologie du Sol, 28 (4) : 421-433.

Silva del Pozo, X & Blandin, P., 1991 b. Le Peuplements de Macroarthropodes Édaphique à Différentes Étapes de la Reconstitution de la Forêt Mésothermique en Équateur Occidental. Revue d'Écologie et du Biologie du Sol, 28 (4) : 435-442.

Avaliação preliminar da riqueza de espécies de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) e similaridade, em sete áreas da Chapada Diamantina (Bahia, Brasil).

Aguiar, C.M.L, Gimenes, M & Rebouças-Oliveira, P.
Dept°. de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Feira de Santana. claguiar@uefs.br

1. Introdução

Os estudos sobre a diversidade de abelhas no Brasil tem despertado crescente interesse, tanto pela rápida velocidade da perda da biodiversidade, quanto pela necessidade de conservação de polinizadores nativos, cujas populações podem ser manejadas com vistas ao uso na agricultura. Investigações sobre a diversidade de abelhas tem sido realizadas em diferentes tipos de habitats no Brasil, incluindo cerrados, caatinga, restingas e florestas. Na região da Chapada Diamantina (Bahia), o conhecimento da fauna de abelhas ainda é bastante incipiente. Dentre os estudos realizados nesta região estão o levantamento em uma área de cerrado com elementos de campo rupestre, em Lençóis (Martins, 1994; Viana *et al*., 1997), de uma área de campo rupestre em Palmeiras (Pereira, 2003) e outras três em Lençóis (Almeida & Gimenes, no prelo). Esta abordagem inicial revelou uma elevada riqueza de espécies de abelhas nativas, incluindo algumas espécies novas.

A Chapada Diamantina compreende um mosaico de tipos de formações vegetais com fisionomia e composição florística distintas em curtas distâncias e é esperado que haja também uma elevada diversidade de insetos visitantes de flores associados a estas plantas. Alguns estudos têm mostrado que diferentes localidades na mesma região podem apresentar grandes diferenças na composição de certos grupos de insetos, especialmente abelhas, geralmente associados aos diferentes habitats sob diferentes regimes climáticos. Morato (1994) observou que também podem ocorrer diferenças de composição e abundância em pontos de amostragem próximos, em um estudo com euglossines na região Norte. Deste modo, apenas através da realização de estudos com vários pontos de coleta, em tipos de vegetação diferentes, pode-se obter uma amostragem representativa da diversidade de insetos visitantes de flores. Estes estudos além de aumentarem o conhecimento sobre a biodiversidade regional, auxiliam a busca de padrões de distribuição das espécies e de ocupação de microhabitats.

O presente trabalho faz parte de um projeto que pretende realizar o inventário rápido de biodiversidade na Chapada Diamantina, desde sua porção norte até a sul, compreendendo uma extensão de aproximadamente 1.500.000 ha. A distribuição das espécies e a riqueza da fauna e flora de cada área subsidiarão a delimitação de áreas prioritárias para conservação. Este estudo trata do subprojeto referente ao levantamento das abelhas nas áreas selecionadas.

2. Métodos

A metodologia utilizada para a realização do inventário foi a de Avaliação Ecológica Rápida, segundo a qual deve-se distribuir o esforço de amostragem pelo maior número de tipos de vegetação possível. Para o levantamento da biodiversidade foram selecionados oito pontos amostrais em diferentes tipos de vegetação, em seis municípios, através dos quais se estende a Chapada Diamantina em direção norte-sul: Morro do Chapéu (caatinga), Lençóis (duas áreas de mata semi-decídua (I e II), vegetação de alagados + mata semi-decídua adjacente), Palmeiras (cerrado), Mucugê (cerrado),

Rio de Contas (cerrado) e Jussiape (caatinga), sendo que nesta última apenas uma coleta ocasional de abelhas foi realizada. Os pontos foram selecionados após a análise de imagens de satélite e da realização de um sobrevôo, além da investigação prévia das áreas para verificar a representatividade da vegetação. O projeto prevê que cada ponto seja amostrado duas vezes, uma na estação seca e outra na estação úmida.

A coleta de abelhas foi realizada com rede entomológica a partir da procura em flores, utilizando iscas-odores atrativas para machos de euglossíneos e iscas com líquidos açucarados (mel, suco de frutas) para meliponíneos. Cada área foi amostrada por dois coletores ao longo de um dia, aproximadamente entre 08:00 e 16:00 h. As coletas foram realizadas nos meses de dezembro/2002 (Lençóis/ Palmeiras), março/2003 (Mucugê/ Rio de Contas/ Jussiape) e maio/2003 (Lençóis/ Morro do Chapéu).

As abelhas foram sacrificadas em câmaras mortíferas contendo acetato de etila. Posteriormente foram montadas a seco e incorporadas à Coleção Entomológica da Universidade Estadual de Feira de Santana (CUFS). A identificação das espécies foi realizada pelo Dr. Fernando C. V. Zanella (UFPB).

A similaridade entre as áreas foi cálculada duas a duas, usando o índice de Sorensen, que varia de 0 a 1, a partir da fórmula S=2a/ 2a+b+c.

3. Resultados e Discussão

Foram obtidos 390 indivíduos, pertencentes a 95 espécies, representando quatro famílias de abelhas. Apidae foi a família com maior número de espécies e indivíduos (65 e 292, respectivamente), seguida por Halictidae (16 e 27), Megachilidae (13 e 28) e Colletidae (1 e 1). As tribos com maior riqueza em espécies foram Apini (25 espécies, sendo 16 de meliponíneos, 7 de euglossíneos e 2 de *Bombus*), Centridini (16), Augochlorini (15), Megachilini (8), Tapinotaspidini (6) e Anthidiini (5). Dentre os gêneros que se destacaram por sua representatividade em número de espécies, encontram-se *Centris* (9 espécies) e *Epicharis* (7 espécies) (Centridini/Apidae), *Augochlora* (7 espécies) e *Augochloropsis* (5 espécies) (Augochlorini/Halictidae), *Megachile* (7 espécies) (Megachilini/Megachilidae) e *Paratetrapedia* (6 espécies) (Tapinotaspidini/ Apidae).

A riqueza em espécies de cada área amostrada variou de 12 a 28 espécies, gerando o seguinte ordenamento das áreas em ordem decrescente de riqueza: mata I/ Lençóis (28 espécies) > alagado + mata /Lençóis (25) > cerrado/Rio de Contas (22) > cerrado/Palmeiras (20) > cerrado/Mucugê (16) > mata II/ Lençóis (13) > caatinga/Morro do Chapéu (12). O baixo número de espécies em Mucugê e na mata II pode ter sido influenciado pelas condições climáticas desfavoráveis durante a coleta (dia nublado com chuviscos ocasionais). Combinando-se as áreas por tipo de vegetação, foram obtidas 53 espécies nas matas, 47 espécies nos cerrados e 14 espécies nas caatingas.

As comunidades de abelhas estudadas parecem apresentar diferenças marcantes, especialmente em relação à importância ecológica dos diferentes grupos de abelhas na composição das comunidades. Na caatinga de Morro do Chapéu, meliponíneos (4 espécies) e *Centris* (2 espécies) são os grupos mais diversificados. Nos cerrados é notável a importância das abelhas coletoras de óleo, dentre elas *Epicharis* .(5 espécies em Mucugê e 2 em Palmeiras), *Centris* (2 em Mucugê, 4 em Rio de Contas e 2 em Palmeiras), *Paratetrapedia* e *Tetrapedia* (3 e 2, respectivamente, em Palmeiras). Além das abelhas coletoras de óleo, *Megachile* foi bem representada em Rio de Contas (5 espécies). Nas matas de Lençóis, meliponíneos foram o grupo com mais espécies: 3 na mata II, 6 na mata I e 7 na mata + alagado. Nesta última área, *Augochlora* foi o gênero com maior número de espécies (6), enquanto na mata I foram *Epicharis* (5) e *Centris* (4).

Quanto à ocorrência das espécies, observou-se que a maioria das espécies foi registrada em uma ou duas das sete áreas. Apenas cinco espécies foram representadas em três áreas e duas espécies (*Euglossa* sp., *Eulaema cingulata*) ocorreram em quatro áreas. Nenhuma espécie foi registrada em todas as áreas.

De um modo geral, as áreas foram pouco similares entre si, com a similaridade (S) variando entre 0 e 0,302. A caatinga (Morro do Chapéu) foi a área com menor similaridade em relação a todas as outras: compartilhou apenas uma espécie (*Centris fuscata*) com o cerrado (Rio de Contas) ($S_{caatinga/cerrado\ RC}$ = 0,059) e duas com as matas (*Geotrigona mombuca* e *Trigona spinipes*; $S_{caatinga/\ mataII}$ = 0,080 e $S_{caatinga/mata+alagado}$ = 0,054), enquanto a similaridade com as outras áreas foi zero.

As áreas de cerrados apresentaram também similaridade baixa entre si, com no máximo 5 espécies em comum entre as duas áreas. Apenas *Eufriesea* sp. e *Euglossa* sp. foram comuns às três áreas. A similaridade entre as áreas de cerrado foi $S_{Palmeiras/Mucugê}$ = 0,278; $S_{Palmeiras/Rio\ de\ Contas}$ = 0,238; $S_{Mucugê/Rio\ de\ Contas}$ = 0,214. A similaridade entre as áreas de mata de Lençóis foi bastante variável, desde muito baixa ($S_{mata\ I/mata\ II}$ = 0,049) até o maior valor entre duas áreas neste estudo ($S_{mata\ I/\ mata\ +\ alagado}$= 0,302), com um valor próximo para a $S_{mata\ II/\ mata\ +\ alagado}$ (0,263).

O número de espécies obtido (95) foi bastante elevado, apesar do esforço de amostragem por área ter sido pequeno. Martins (1994) obteve 147 espécies em uma área de cerrado com elementos de campo rupestre em Lençóis, Pereira (2003) coletou 30 espécies em uma área de campo rupestre (Palmeiras) e Almeida & Gimenes (no prelo) amostraram 24 espécies, em três áreas de campo rupestre (Lençóis/Palmeiras), embora o esforço de coleta nestes estudos tenha sido diferente. Das espécies obtidas no presente estudo, 21 não tinham sido anteriormente citadas nos levantamentos de abelhas na Chapada Diamantina, e duas espécies (uma de *Dicranthidium* e uma de *Moureanthidium*) provavelmente ainda não foram descritas (F.C.V. Zanella, com. pessoal). Além disso, os gêneros *Ptiloglossa*, *Diadasina*, *Moureanthidium*, *Mesonychium*, *Osiris*, *Paratrigona*, *Scaptotrigona*, *Tetragonisca* e *Trigonisca* não foram até então citados nos outros levantamentos feitos na Chapada Diamantina. Foi notável a elevada quantidade de espécies de *Paratetrapedia* (6), sendo que anteriormente apenas uma espécie havia sido citada por Martins (1994).

4. Conclusão

A metodologia utilizada apresenta algumas vantagens para os estudos de biodiversidade em amplas áreas geográficas, já que amostrando diferentes tipos de vegetação é esperado aumentar a representatividade da riqueza regional de espécies. Todavia, os resultados precisam ser interpretados com cautela, fazendo-se as ressalvas de que estes dados são influenciados pelos distintos padrões de sazonalidade das abelhas e do florescimento das plantas, e pelo esforço de amostragem em cada área. Através de repetições de amostragem nas mesmas localidades em diferentes períodos do ano, será possível traçar uma figura mais consistente das comunidades de abelhas das áreas estudadas.

5. Bibliografia

Almeida, G.F. & Gimenes, M. (no prelo). Abelhas e plantas visitadas em áreas restritas de campo rupestre na Chapada Diamantina - Ba. Sitientibus, Feira de Santana.

Martins, C.F. 1994. Comunidade de abelhas (Hym., Apoidea) da caatinga e do cerrado com elementos de campo rupestre do estado da Bahia, Brasil. Rev. Nordestina Biol. 9 (2): 225-257

Morato, E.F. 1994. Abundância e riqueza de machos de Euglossini (Hym.: Apidae) em mata de terra firme e área de derrubada, nas vizinhanças de Manaus (Brasil). Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, Zool. 10 (1):95-105.

Pereira, V.S. 2003. Comunidade de abelhas e vespas sociais visitantes de flores em área restrita de campo rupestre (Chapada Diamantina/ Bahia, Brasil). Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana, 69 p.

Viana, B.F.; A.M.P, Kleinert & V.L., Imperatriz-Fonseca. 1997. Abundance and flower visits of bees in a cerrado of Bahia, Tropical

Brazil. Stud. Neotrop. Fauna Environ. 32:212-219.
(Trabalho financiado pelo CNPq/PROBIO e pela Universidade Estadual de Feira de Santana).

Artrópodes de folhiço como bioindicadores de solos contaminados por poluentes atmosféricos

Alessandra Argolo do Espírito Santo [a,b,c] (laviet@ufba.br); Josanídia Santana Lima[a,c]; Maria Betânia Figueiredo[a,c]; Gilson Correia de Carvalho[a,b,e] & Ariomar de Castro Aguiar[a,c].
[a] Universidade Federal da Bahia; [b] Programa de Pós-graduação em Ecologia e Biomonitoramento/IBIO;
[c]LAVIET – Laboratório de Alternativas Viáveis a Impactos em Ecossistemas Terrestres;
[e]Numerical Ecology – Análise de dados Ecológicos (www.numericalecology.hpg.com.br)

1. Introdução

O processo intensivo de industrialização e os avanços tecnológicos são responsáveis pelo atual estado de desenvolvimento em que se encontra a humanidade. Esse "desenvolvimento" vem implicando, cada vez mais, em uma maior produção de poluentes e resíduos, responsáveis por graves desequilíbrios ambientais.

A atividade industrial surge como um importante fator no processo de degradação ambiental uma vez que desencadeiam uma série de reações, que podem levar a morte da vegetação, desestruturação do solo com o respectivo desaparecimento da vida.

Segundo Frighetto (2000), o desenvolvimento e ou adaptação de métodos para monitorar o impacto antropogênico sobre os processos biológicos do solo, se tornou um grande desafio. Até mesmo recentemente, o solo era tido como um filtro ambiental capaz de assegurar a qualidade da água e do ar. Atualmente, reconhece-se que o solo não é apenas um eficiente remediador de poluentes potenciais, por isso suas características físicas, químicas e biológicas devem ser mantidas e monitoradas. Nesse sentido, parâmetros biológicos têm recebido cada vez mais importância como indicadores rápidos e sensíveis tanto de estresse como de processos de reabilitação do solo, já que são capazes de refletir diferentes aspectos da qualidade do mesmo, nos mais diversos tipos de ecossistemas.

O estudo da comunidade de artrópodes associados ao folhiço, bem como a presença de organismos específicos e sua população podem indicar alterações na estrutura e na taxa e decomposição do solo. É importante ressaltar que o uso da fauna como índice de qualidade do solo, pode ser dificultado devido a variações espaciais e temporais. De qualquer modo, procedimentos de amostragem estratificados tendem a mitigar alguns desses problemas e a fauna do folhiço bem como a do solo têm sido amplamente utilizadas como indicadores de equilíbrio em ecossistemas terrestres, já que as mesmas se constituem em ferramentas eficazes e de baixo custo (Brussaard, 1998).

Diante do exposto o presente trabalho teve por objetivo avaliar o efeito de poluentes atmosféricos na estrutura da comunidade de artrópodes de folhiço nas adjacências de uma indústria produtora de cobre.

2. Métodos

A área de estudo está localizada no entorno de uma metalúrgica de cobre, no pólo Petroquímico de Camaçari, situado a 45 Km de Salvador, e integrou uma área sob influência direta das emissões atmosféricas provenientes do processo de produção de cobre, ou seja, emissões ricas em material particulado, metais (cobre, principalmente) e dióxido de enxofre.

Com o objetivo de obter variáveis explicativas para a interpretação de padrões emergentes na estrutura das comunidades dos artrópodes, foi realizada coleta de solo (0 a 10 cm), em um transecto delimitada ao longo de um gradiente de poluição. Foram amostrados 09 pontos e cada um contou com 05 repetições. A comunidade de artrópodes foi amostrada pelo método dos quadrados, sendo o folhiço coletado, acondicionado em sacos e enviado para o laboratório onde procedeu-se a separação dos organismos usando funis de Berlesse. Os organismos foram fixados em álcool a 70% e morfotipados com auxílio de literatura específica (Borror & Delong, 1963).

Em laboratório o solo coletado foi seco ao ar (TFSA) e peneirado em malha de 2 mm de abertura e em seguida, caracterizado física e quimicamente (granulometria, CRA e densidade do solo, pH em água, condutividade, matéria orgânica, macronutrientes, alumínio, enxofre e metais – Fe, Cu, Zn, Mn) de acordo com metodologia descrita pela EMBRAPA (1997).

Para facilitar a compreensão, as variáveis foram agrupadas em duas categorias: variáveis ambientais (parâmetros físico-químicos do solo e poluentes - Cu e enxofre) e variáveis bióticas (estrutura da comunidade de macrofauna do folhiço).

A avaliação da diversidade da macrofauna foi realizada utilizando-se o índice de riqueza de Margalef, o índice de equitabilidade de Pielou e a diversidade de Shannon-Weiner (log e). Para cada um desses índices foram calculados desvio padrão e intervalo de confiança a 95 % de probabilidade, considerando-se 5 réplicas amostrais. A integração multivariada entre as variáveis ambientais e a estrutura das comunidades foi realizada através da análise canônica de correspondência (ACC). O poder desta análise foi testado com um modelo de ordenação livre de pressupostos (escalonamento multidimensional não-métrico - NMDS). Para realização das análises multivariadas foram utilizados os pacotes estatísticos CANOCO v.4.5 (Canonical Community Ordination) e PRIMER v.5.0. Com base nos resultados obtidos na ACC foram confeccionados gráficos de ordenação (NMDS) com superposição em escala relativa de valores de algumas espécies selecionadas como indicadoras.

3. Resultados e discussões

3.1. Efeito da poluição atmosférica na diversidade de artrópodes de folhiço: índices de diversidade.

Ao longo do transecto definido no gradiente de poluição os três primeiros pontos apresentaram baixa diversidade, quando comparados aos demais.

Considerando a riqueza houve um evidente acréscimo, do ponto 1 para os pontos 4, 5, 6, 7 e 9. O ponto 8 foi o mais significativamente diverso. Ressalta-se que o ponto 5 apresentou uma diversidade levemente menor que os pontos 4, 5, 6, 7 e 9.

A equitabilidade apresentou uma grande homogeneidade refletindo que, as alterações provenientes do efeito da poluição estão associadas à redução na componente da diversidade denominada riqueza de espécies. O ponto 5 teve uma equitatividade significativamente inferior aos demais sugerindo que, nesse caso, características ambientais estão favorecendo a dominância de determinadas espécies em relação às outras.

O índice de Shanon (que inclui riqueza e equitabilidade), confirmou o padrão observado nos outros índices evidenciando, de maneira geral, um aumento de diversidade na direção dos pontos mais poluídos para os menos poluídos.

A diversidade é formada por dois componentes: riqueza e equitabilidade. De acordo com Indeherberg *et al.*(1998) a maioria dos estudos enfocando o efeito da poluição em comunidades de artrópodes de folhiço tem mostrado que a densidade e/ou o número de espécies decresce significativamente em direção ao local poluído. Essa expressão quantitativa (redução de espécies) relacionada ao efeito da poluição pode acarretar na extinção local de determinadas espécies.

3.1. Efeito da poluição atmosférica na diversidade de artrópodes de folhiço: integração multivariada.

Na integração multivariada da estrutura das comunidades com os parâmetros ambientais, a ACC explicou 56,2% da variação dos dados. O Eixo I foi responsável pela explicação de 34,9% e foi interpretado como gradiente poluição. Nesse eixo, os pontos 1,2,3

e 6 foram plotados à esquerda do diagrama e as estações 8 e 9 plotadas à direita do mesmo. Já as estações 4, 7 e 5 estiveram localizadas no centro do diagrama com relação ao eixo, estando portanto em uma condição intermediária no gradiente de impacto.

As variáveis ambientais densidade aparente, fósforo, Cobre, e sulfato estiveram correlacionadas com as estações 1,2 3 e 6, consideradas portanto, como as mais impactadas. A correlação de cobre e sulfato com as estações de baixa diversidade foi interpretada como efeito da poluição. Estas estações são as mais próximas da fonte poluidora.

O escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) corroborou o padrão apresentado pela ACC sugerindo que esse padrão pode estar representando de fato as alterações sofridas pela comunidade de artrópodes em função das emissões atmosféricas ricas em enxofre (sulfato e cobre).

Collembola sp1 e *Aranea sp6* estiveram correlacionadas com as estações 2, 3 e 6 e aos poluentes cobre e sulfato sendo portanto, consideradas espécies indicadoras de impacto nas condições estudas. A capacidade de indicação do impacto foi mais evidente para a espécie *Collembola sp1*. Indeherberg *et al.*(1998) relatam que existem evidências de que Collembola e Aranea mantêm sua densidade em locais comtaminados, principalmente por metais pesados (cobre, por exemplo). Segundo os autores, os Collembola possuem um mecanismo altamente eficiente na excreção desses contaminantes. Características como especificidade na alimentação, níveis de resistência, biologia reprodutiva e habilidade de dispersão também foram citadas como possíveis razões da resistência desses organismos ã locais impactados. Os pontos 8 e 9 estiveram, na ACC, associados a diversidades maiores e a parâmetros ambientais como elevada capacidade de troca catiônica, teor de matéria orgânica e nitrogênio, indicando serem esses pontos de melhor qualidade do solo. As espécies relacionadas a esse ponto, provavelmente são espécies indicadoras de solos "saudáveis".

O Eixo II explicou 21,3 % da variação nos dados. O ponto 5 esteve fortemente associado ao eixo II enquanto que o pontos 8 e 6 estiveram associados negativamente a este eixo. A baixa diversidade encontrada no ponto 5 foi interpretada como efeito de outro fator ambiental que não o gradiente de impacto por cobre e sulfato. Este fator está fracamente relacionado a aumentos dos valores de alumínio no solo que podem ter gerado um gradiente de poluição com efeitos diferentes dos observados para o gradiente de cobre e sulfato.

4. Conclusão

As emissões atmosféricas, ricas em poluentes como enxofre e cobre (material particulado), podem estar modificando da estrutura da comunidade de artrópodes de folhiço da área estudada, o que pôde ser constatado através do decréscimo em direção aos pontos menos poluídos dos índices de riqueza de Margalef e Shanon e Pielou.

Os grupos taxionômicos divergiram em sensibilidade. Portanto, a poluição pode também estar alterando a disparidade ou distinção taxionômica encontrada naturalmente na comunidade. *Collembola sp 1* e *Aranea sp6* foram selecionadas como espécies resistente, portanto indicadoras, nas condições estudadas de áreas impactadas.

5. Bibliografia

Frighetto, R. T. S & Valarini, P. J. (2000). Indicadores biológicos e bioquímicos da qualidade do solo: *manual técnico. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 198p.*

Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária (Embrapa). (1997). Manual de métodos de análises de solo. *Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. ed. Revisada atualizada. Rio de Janeiro. 212 p.*

Brussaard, L.(1998). Soil fauna, guilds, functional groups and ecosystem process. Applied Soil Ecology, *9 (1-3): 123-135.*

Borror, D. J.; Delong, D. M. (1963). An introduction to the study of insects.Holt, Rinehart and Wisnton, NY.819p.

Indeherberg, M. B. M; Vocht, A. J. P; Gestel, C. A. M. (1998). Biological interactios:Effects on and the use of soil invertebrates in relation to soil contamination and in situ soil reclamation. *In: Metal-contaminated soils:in situ inactivation and phytorestoration/ ed: Vangronsveld, J; Cunningham,S. Library of Congress Cataloging-in-Publication data. NY.*

Ao redor da natureza: percepção ambiental no entorno da estação biológica de Santa Lúcia, Santa Teresa – ES.

Alessandra Fontana & Marta de Azevedo Irving
Estudos Interdisciplinares de Comunidades e Ecologia Social – EICOS / IP / UFRJ
alessandrafontan@hotmail.com

1. Introdução

O Brasil conta hoje com um quadro extenso de Unidades de Conservação (U.C.´s), mas que demonstra uma insuficiência no percentual de áreas protegidas para a conservação da biodiversidade no país, em virtude de algumas dessas áreas encontrarem-se sobrepostas, aumentando apenas numericamente essa porcentagem. Além disso, muitas U.C.'s não atingiram os objetivos que motivaram sua criação, outras encontram-se ameaçadas pelo avanço da urbanização e pela ocupação humana de seus entornos e existem, ainda, aquelas que carecem de regulamentação e recursos para manutenção e gerenciamento.

Embora o Brasil seja o detentor da maior biodiversidade do planeta, até julho de 2000, com a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, Lei nº 9.985, a legislação que regia a implementação e regulamentação das áreas protegidas era esparsa, sem ordenação e dissociada de objetivos estratégicos, fazendo com que as Unidades de Conservação fossem criadas de forma aleatória em todo o país. (BRASIL, 2000).

As áreas protegidas são de relevante interesse no que diz respeito aos recursos naturais, principalmente em termos de preservação de *habitat* e da diversidade genética e de espécies. Estas áreas contribuem, também, para a manutenção do equilíbrio dinâmico dos ecossistemas - que, por sua vez, evita catástrofes climáticas - e, por isso, devem ser preservadas integralmente, em cuja forma mais adequada são as U.C.'s.

Mas não são apenas os recursos naturais que possuem relevância, os fatores socioeconômicos e culturais também devem ser considerados no processo de preservação da natureza, afinal o ser humano é parte dela, interagindo e afetando diretamente o meio em que vive.

Dourojeanni (2000), salienta que a América Latina possui o maior crescimento no que diz respeito às áreas protegidas, mas também se destaca pelo alto número de conflitos sociais em relação ao estabelecimento e manejo destas áreas, em cujo panorama o Brasil está inserido.

É neste contexto que se torna premente a necessidade de conhecer a relação das comunidades residentes em áreas contíguas às áreas protegidas e de que maneira afetam e são afetadas pela existência dessas áreas. Não basta apenas que cientistas, acadêmicos e especialistas digam o quanto é importante manter determinada área preservada, é necessário que a população entenda seu valor e possua um sentimento de pertencimento à natureza, para que possa compreender o porquê preservar.

Os mais recentes estudos têm utilizado a percepção ambiental como forma de entender as diferentes relações do ser humano com o meio em que está inserido, principalmente em comunidades próximas a áreas de preservação da natureza.

A proposição da Unesco (1973 *apud* MAROTI, 1997) ressalta a importância da pesquisa em percepção ambiental para o planejamento do ambiente. Salienta, ainda, que a diferença nas percepções dos valores e da importância que os diversos grupos têm sobre os ecossistemas naturais é uma das dificuldades encontradas nesse planejamento.

Pesquisas relacionadas ao gerenciamento de ecossistemas e às relações "Homem-Ambiente" necessitam incluir estudos sobre a

percepção dos grupos sócio-culturais interatuantes, porque contribuem para a utilização racional dos recursos naturais e, com isso, possibilitam a participação das comunidades no desenvolvimento e planejamento regional. Além disso, é possível registrar e preservar as percepções e os sistemas de conhecimento do ambiente e proporcionar uma integração do conhecimento local (comunidades) com o conhecimento exterior (científico), como instrumento educativo e de transformação. (WHYTE,1978 *apud* MAROTI, 1997).

É neste sentido que o presente trabalho visa ao entendimento da relação do ser humano com o meio ambiente, com o intuito de promover a inserção da comunidade no planejamento e na gestão da área protegida de que trata este projeto, por intermédio da metodologia participativa no levantamento da percepção ambiental.

2. Objetivos

Este trabalho visa o levantamento da percepção ambiental da comunidade residente no entorno da Estação Biológica de Santa Lúcia (EBSL), no Município de Santa Teresa, Estado do Espírito Santo. A finalidade é entender o valor e a importância de uma área protegida de proteção integral para essa comunidade, de que forma a influencia e é influenciada pela existência dessa área. Os dados obtidos com a pesquisa pretendem fornecer subsídios à elaboração de um plano de manejo e ao planejamento e gerenciamento da EBSL.

3. Abordagem Metodológica

A metodologia utilizada neste estudo é participativa. A pesquisa participante consiste em incentivar processos de autodiagnóstico e autoconhecimento, através da conscientização das causas e busca de soluções pelas próprias comunidades e da síntese entre o estudo dos processos sociais e o envolvimento do pesquisador nesses processos. Esta metodologia de pesquisa vem sendo utilizada em levantamentos qualitativos e, apesar de ser simples, tem-se mostrado bastante eficiente em levantamentos envolvendo a relação ser humano – meio ambiente.

Segundo Machado (1996), "a pesquisa convencional não fornece descrições adequadas da experiência, porque separa pessoa e mundo; pessoa (corpo, mente, emoção, vontade) e mundo estão engajados em um só processo, que implica fenômeno perceptivo e não pode ser estudado como um evento isolado, nem pode ser isolável da vida cotidiana das pessoas. É, portanto, o homem quem percebe e vivencia as paisagens, atribuindo a elas significados e valores." (p. 98).

Um dos objetivos da pesquisa participante, segundo Demo (1984), é a identificação totalizante entre sujeito e objeto, de forma a eliminar a característica de objeto. Ou seja, o objeto da pesquisa, entendido como uma comunidade, por exemplo, é convidada a participar do processo investigativo, intervindo diretamente nele. Desta forma, a pesquisa passa a ser um instrumento que possibilita à comunidade assumir seu papel na sociedade.

Segundo as idéias de Fals Borda, esse esforço é encarado como uma ruptura do esquema sujeito ´ outro, para que se possa trabalhar entre cooperadores que se entendam e respeitem. A verdadeira participação é praticada quando há simetria entre o trabalho de pesquisa e a vida da comunidade, ou seja, quando há uma relação de sujeito - a - sujeito. (DEMO, 1984)

Neste enfoque, será valorizada a observação participante, método a partir do qual o pesquisador cria um contato real e constante com os pesquisados, participando de suas vidas cotidianas e estabelecendo vínculos de confiança, através dos quais pode compreender a realidade da comunidade estudada.

A inserção na comunidade é o processo pelo qual o pesquisador procura atenuar a distância que o separa do grupo social com quem pretende trabalhar. É a condição necessária para que a pesquisa possa ser realizada dentro do grupo com a participação de seus membros enquanto protagonistas e não simples objetos. (OLIVEIRA & OLIVEIRA, 1982). A partir da leitura de Foote-Whyte (1980), essa inserção é a condição necessária ao ganho de confiança, que é mais facilmente conseguido através de informantes-chave – pessoas de influência que possibilitam essa condição.

3.1. Sujeitos da Pesquisa

Esta pesquisa será direcionada aos moradores maiores de 18 anos, trabalhadores rurais, do entorno da Estação Biológica de Santa Lúcia, residentes em propriedades limítrofes e localizadas na área de influência da área protegida, conhecida como entorno.

A faixa etária delimitada deve-se ao fato da pesquisa ser voltada a adultos trabalhadores rurais, pela presunção de serem sujeitos com maior tempo de relação, interpretação e apreensão da realidade e, portanto, do ambiente natural, em conformidade com sua inserção na sociedade. A perspectiva da percepção de um grupo de pessoas que tenha uma base de formação e apreensão individualizada da realidade é um dos pressupostos da escolha dos sujeitos da pesquisa.

3.2. Procedimentos Metodológicos

Primeiramente foi selecionada a área protegida de proteção integral. A EBSL, apesar de não ser uma Unidade de Conservação descrita no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), pois não é uma Reserva Biológica ou uma Estação Ecológica, tem as finalidades conservacionistas e as atividades equiparadas às legalmente descritas para estas categorias de U.C.'s, sendo voltada para a pesquisa científica e visitações com fins educacionais.

Feito o reconhecimento da área e de seu entorno, foram realizadas três idas a campo: a primeira em setembro de 2002, a segunda em novembro de 2002 e a terceira em julho de 2003, com o intuito de iniciar a inserção do pesquisador na comunidade e coletar dados a respeito do modo de vida social.

Conforme a quantidade de moradores, será delimitada mais precisamente a área de estudo, tendo como critério, inicialmente, as propriedades vizinhas e, posteriormente, a área de influência da área protegida (entorno), da seguinte forma: se o número de moradores limítrofes à área for muito pequeno, a área de atuação será ampliada, englobando também moradores da área de influência.

Para o levantamento prévio da população residente no entorno, tem sido utilizada a observação participante, através, do contato com indivíduos-chave, que será procedida da aplicação de questionários. Estes questionários visam o levantamento de dados relativos à quantidade de moradores da residência, faixa etária, nível de escolaridade, etc, tornando possível um diagnóstico a respeito da população e possibilitando a delimitação do universo amostral desta pesquisa.

Concluída a fase de diagnóstico, se procederá ao levantamento da percepção ambiental através das entrevistas semi-estruturadas - definidas como o roteiro a partir do qual pode-se apreender o ponto de vista dos atores sociais - servindo como instrumento facilitador da comunicação entre pesquisador e entrevistado.

Tendo sido identificadas as diferentes visões das comunidades em relação à existência e manutenção da área protegida, os dados passarão por uma análise de conteúdo que permitirá dividir os dados em categorias que fornecerão indicadores sobre a questão levantada. Os dados coletados nesta pesquisa, passarão por uma análise de conteúdo, que consiste em uma técnica de investigação com a finalidade de descrever objetiva, sistemática e quantitativamente o conteúdo manifesto da comunicação, buscando extrair as conseqüências ou efeitos de um enunciado, através da inferência. A utilização da análise de conteúdo, como instrumento de avaliação dos dados coletados, tem como intuito possibilitar o conhecimento de informações que permitirão alcançar os objetivos propostos.

4. Resultados esperados

Espera-se que o levantamento da percepção ambiental forneça dados a respeito do valor e da importância da área protegida para a comunidade do entorno e qual a relação que estabelecem.

Os dados coletados, após a análise de conteúdo, deverão servir de subsídio à elaboração de propostas que apresentem soluções -

econômica e socialmente viáveis - para os problemas existentes no gerenciamento da ESBL, na categorização da área como Unidade de Conservação efetiva, inserida no SNUC, e à delimitação de estratégias que possibilitem a implementação de medidas de integração da comunidade com a natureza. Além disso, esse levantamento poderá fomentar a proposição de formas de planejamento ambiental e gerenciamento da área protegida, que visem a integração dos interesses sociais com os objetivos da área, através de estratégias de conservação, manejo e educação ambiental.

5. Referências Bibliográficas

BRASIL. Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 19 jul. 2000. p. 13 – 14.

DEMO, P. Pesquisa Participante: Mito e Realidade. Senac: Rio de Janeiro, 1984. 112 p.

DOUROJEANNI, M. Conflictos Sócio-Ambientales en Unidades de Conservación de America Latina. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 2., 2000, Campo Grande, MS. Anais... Campo Grande: 2000, v. 1. p.37 – 56.

FOOTE-WHYTE, W. Treinando a Observação Participante. In : GUIMARÃES, A. Z. (Org.) Desvendando Máscaras Sociais. Rio de Janeiro: Francisco Alves Editora, 1980. p.77 – 86.

MACHADO, L.M. A Serra do Mar como Espaço e como Lugar. In: DEL RIO, V.; OLIVEIRA, L. (Org.). Percepção Ambiental: a Experiência Brasileira. São Paulo: Studio Nobel; São Carlos, SP: Universidade Federal de São Carlos, 1996. 265 p.

MAROTI, P.S.; SANTOS, J.E. Percepção Ambiental Voltada à uma Unidade Natural de Conservação (Estação Ecológica de Jataí). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, 1., 1997, Curitiba, PR. Anais... Curitiba: 1997, v.2. p. 333 – 344.

OLIVEIRA, R.D.; OLIVEIRA, M.D. Pesquisa Social e Ação Educativa: conhecer a realidade para poder transformá-la. In: BRANDÃO, C. R. (Org.). Pesquisa Participativa. São Paulo: Brasiliense, 1982. p. 17 – 33. 211 p.

Distribuição de Lepidópteros em dois hábitats do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ)

Alexandre Pimenta Esperanço, Elisa Vieira Herkenhoff & Ricardo Ferreira Monteiro*
Laboratório de Ecologia de Insetos – Departamento de Ecologia – Instituto de Biologia – Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ
** pimentas@yahoo.com*

1. Introdução

As restingas são ecossistemas muito importantes que ocupam grande parte do litoral brasileiro, sendo localizadas na interface entre ambientes marinhos e continentais (Lacerda *et al.*, 1984). Devido a sua localização, esses ambientes vem sendo degradados desde a colonização européia até os dias de hoje, com a especulação imobiliária. Apesar disso, estudos faunísticos são escassos, principalmente da entomofauna (Monteiro & Macedo, 1990). Estudos da fauna são de extrema importância para que conheçamos o potencial faunístico de áreas preservadas e possamos comparar com áreas degradadas, tendo assim, condições de avaliar os efeitos antrópicos (Marinoni & Dutra, 1991). Devido ao seu curto ciclo de vida e baixa resiliência, os lepidópteros respondem rapidamente a sutis mudanças, sendo por isso considerados bons bioindicadores (Brown Jr., 1996). O conhecimento da dinâmica das comunidades de lepidópteros é portanto um dado importante para o monitoramento e manejo desse ecossistema.

O objetivo do presente estudo foi investigar a variação espacial e temporal das comunidades de lepidópteros do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

1. Material e Métodos

Área de Estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ) que se localiza nos municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, entre as coordenadas 22° 00' e 22° 23'S e 41° 15' e 41° 45'W. As coletas foram realizadas na área de abrangência da Lagoa Comprida, em duas das dez formações vegetais existentes no PNRJ: formação de Mata Periodicamente Inundada e Moita de Vegetação Arbustiva Aberta de *Clusia* (Araújo *et al.*, 1998).

2. Metodologia

Foram realizadas coletas mensais utilizando-se de 30 armadilhas de isca (15 em cada formação vegetal), as quais capturam lepidópteros frugívoros. A isca da armadilha consiste de banana d'água fermentada por alguns dias com aguardente de cana (modificado de DeVries, 1988) e ficava 48 horas no campo, sendo a isca trocada após 24 horas. Os animais coletados foram acondicionados em envelopes entomológicos (macrolepidópteros) ou tubos de ensaios (microlepidópteros) para posterior montagem e identificação. O período das coletas foi de julho de 2001 a julho de 2002, totalizando 13 meses. Foi analisada a distribuição das espécies de lepidópteros nas duas formações através da similaridade de Sörensen e análise multivariada e verificado-se também a dinâmica temporal das comunidades de lepidópteros.

3. Resultados e Discussão

A similaridade das comunidades de lepidópteros das duas formações foi baixa (0,15), mostrando que as duas formações vegetais apesar de serem adjacentes uma a outra possuem comunidades distintas de lepidópteros. Isso se deve ao fato de cada formação vegetal possuir uma composição de espécies vegetais diferentes, o que potencialmente já faz com que também tenham espécies de lepidópteros diferentes, pois normalmente suas larvas são especialistas; e das formações possuírem características abióticas (temperatura, umidade, ventos etc.) também diferentes.

A análise multivariada mostrou que o tipo de vegetação é o principal fator de agrupamento das espécies (explicando 59,28%), sendo a distância em relação ao mar um fator um pouco menos importante (explicando 39, 72%). Esse resultado corrobora com o de similaridade, e ainda mostra que características ligadas a proximidade do mar, como salinidade, vão ter uma grande influência na estrutura das comunidades.

Na dinâmica temporal das comunidades de lepidópteros foi visto que quando ocorre um aumento do número de indivíduos ocorria também o aumento do número de espécies. Mas o período mais seco foi o que teve maior abundância de indivíduos e maior riqueza de espécies nas duas formações. Os meses de menor riqueza e abundância foram aqueles logo após o período de maior chuva. Esse fato mostra que apesar de em um primeiro momento clima o período mais seco ser mais limitante, os lepidópteros já estariam bem adaptados a essa situação, e que a chuva que ocorreu intensamente em janeiro pode ter reduzido a sua capturabilidade já que esta depende da atividade dos insetos.

As espécies dominantes em geral ocorreram em poucos meses do ano, enquanto muitas espécies com poucos indivíduos se mantiveram constantes durante todo período. Padrão semelhante a este foi encontrado por Halffter (1991) em coleópteros neotropicais.

4. Conclusões

O principal fator para separar as comunidades de lepidópteros foi o tipo de formação vegetal, embora a distância em relação ao mar também parece ser um fator de grande influência.

As espécies menos abundantes se mantiveram estáveis ao longo do ano, enquanto que todas as dominantes se ocorreram em poucos meses, sendo uma substituindo a outra ao longo do tempo.

O padrão de dissimilaridade entre as comunidades de insetos nos dois tipos de formações vegetais mostra a necessidade de se

preservar cada uma dessas formações para que a diversidade de lepidópteros e provavelmente de outros organismos seja mantida.

5. Referências Bibliográficas

Araújo, D.S.D. de; Scarano, F.R.; Sá, C.F.C. de; Kurtz, B.C.; Zaluar, H.L.T.; Montezuma, R.C.M.; Oliveira, R.C. de. 1998. Comunidades Vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *In*: Esteves, F.A. (ed.) *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ*). NUPEM. UFRJ. 39-62.

Brown Junior., K.S. 1996. Conservation of threatened species of Brazilian butterflies. *Decline and Conservation of Butterflies in Japan III*: 45-62.

DeVries, P.J. 1988. Stratification of fruit-feeding nymphalid butterflies in a Costa Rican rainforest. *Journal of Research on the Lepidoptera 26*: 98-108.

Lacerda, L.D.; Araújo, D.S.D.; Cerqueira, R & Turcq, B. orgs. 1984. *Restingas; origem, estruturas e processos*. CEUFF, Niterói. 477p.

Marinoni, R. C. & Dutra, R. R. C 1991. Levantamento da fauna entomológica no estado do Paraná. I. Introdução. Situações climáticas e florística de oito pontos de coleta. Dados faunísticos de agosto de 1986 a julho de 1987. *In: Revista brasileira de zoologia.* Vol. 8 n1/2/3/4, jan.-dez. 1991. Sociedade Brasileira de Zoologia. Curitiba. 31-73.

Monteiro, R. F. & Macedo, M. V. 1990. Perspectivas do estudo de ecologia de insetos em restingas. *In*: ACIESP (org.). II Simpósio de ecossistemas da costa sul sudeste brasileira. *Anais*. Vol. 3. Águas de Lindoia, São Paulo. 403-410.

Halffter, G. 1991. Historical and ecological factors determining the geographical distribuition of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Folia Entomologica Mexicana* 82: 195-238.

(Apoio: CNPq/PELD, IBAMA)

Estimativa da riqueza total de noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae) empregando curvas assintóticas de acumulação de espécies.

Alexandre Specht [a] & Elio Corseuil [b]
[a] Curso de Ciências Biológicas, CARVI – UCS (aspecht@ucs.br). [b] Programa de Pós-Graduação em Biociências, PUCRS (corseuil@pucrs.br);

1. Introdução

A diminuição da diversidade biológica vem se acelerando a cada dia, grande número de organismos estão se extinguindo sem serem conhecidos pela ciência. Assim é importante desenvolver mecanismos que permitam estimar a biodiversidade total de todos os ambientes antes que eles sejam completamente destruídos e também para que se possam priorizar áreas de interesse para conservação (Reaka-Kudla et al. 1997). Nas últimas décadas, em estudos desta natureza, vêm-se introduzindo a utilização dos invertebrados, especialmente dos artrópodes, ampliando-se as informações com grande redução de tempo e custo na obtenção dos dados. Sua mega diversidade proporciona grande número de informações, os métodos de amostragens são rápidos, de fácil realização, simples e baratos (Oliver e Beattie 1996). Os insetos destacam-se entre os artrópodes por apresentarem espécies-chave para conservação, grupos indicadores de padrões de riqueza de espécies; além disso, coleções de referência são facilmente mantidas indefinidamente a baixos custos para estudos posteriores, evidenciando caracteres morfológicos que permitem classificação e análises rápidas, especialmente em grupos mais conhecidos (Kremen et al. 1993).

Vários estudos para estimar a diversidade total (local, regional ou global) foram levados a efeito utilizando insetos (Beccaloni e Gaston 1995, Dolphin e Quicke 2001). Para isto várias ferramentas matemáticas foram desenvolvidas destacando-se a distribuição de abundância específica que permite comparações com modelos matemáticos, como a distribuição Log Normal (eg. Preston 1948) mas, por serem modelos paramétricos, seus resultados dependem da adequação dos dados ao modelo (Magurran, 1988), o que nem sempre se observa. Alternativamente, os métodos não paramétricos de estimativa por extrapolação tem sido desenvolvidos, especialmente curvas assintóticas de acumulação de espécies (Colwell e Coddington 1994). Estas já foram utilizadas em estudos que estimam a riqueza total de determinados táxons em inventários estruturados (Soberón-Mainero e Llorente-Bousquets 1993, Longino e Colwell 1997, León-Cortés et al. 1998, Landau et al. 1999, Specht 2001).

Devido as mariposas serem atraídas por fontes luminosas, sendo coletadas em grande número de espécies e de indivíduos, tornam-se particularmente apropriadas para estudos de ecologia. Foram empregadas desde os primeiros trabalhos sobre diversidade (Preston 1948) até os dias de hoje (Barlow e Woiwod 1989, Holloway e Barlow 1992, Landau et al 1999). Assim, este estudo avalia o emprego de curvas assintóticas de acumulação de espécies para estimar a diversidade total dos noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae), através das mariposas coletadas com armadilhas luminosas, em Salvador do Sul, RS.

2. Métodos

As atividades de campo foram efetuadas em Salvador do Sul, RS, em dois pontos (29º 27' 46'' S; 51º 30' 12'' O e 29º 28' 22'' S; 51º 31' 27'' O; altitude 610m). As mariposas foram capturadas com armadilhas luminosas INTRAL AL 012, correspondendo ao modelo Pensilvânia (Frost 1957), providas de lâmpadas fluorescentes ultravioleta F15 T12 LN, com comprimentos de onda variando de 290 a 450 e pico ao redor de 340 nanômetros. Cada aparelho foi instalado a 2,7m do nível do solo ficando ligado do ocaso até o início da manhã seguinte quando verteu-se o álcool com os insetos coletados para recipientes devidamente etiquetados. As amostragens foram realizadas simultaneamente utilizando uma armadilha luminosa em cada ponto de coleta. O experimento constou de capturas sistematizadas feitas semanalmente de 22 de julho de 1994 até 15 de julho de 1995 e de capturas esporádicas, visando eventual complementação do inventariamento, nos mesmos locais, de setembro de 1995 até dezembro de 1999.

Exemplares representativos de cada espécie foram montados em alfinetes entomológicos, sendo os demais conservados em álcool 96GL, todos incorporados à coleção de Entomologia (MCTP) do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS. A identificação foi realizada com base na coleção de referência formada por estudos de inventariamento faunístico regional do MCTP (Specht e Corseuil 1996, 1998, 2001, 2002a).

Através do programa "Estimates Richness Estimator" versão 6.0b1 (Colwell 2000) foram geradas estimativas de riqueza de espécies utilizando os procedimentos estatísticos não paramétricos Jackknife de primeira e segunda ordens, Bootstrap e Michaelis-Menten, empregando-se 100 casualizações com abundância de classes igual a 10.

3. Resultados e Discussão

Nas coletas sistematizadas, levadas a efeito durante um ano, foram amostrados 4.017 noctuídeos, pertencendo a 108 espécies; nas demais, de caráter apenas qualitativo, efetuadas nos quatro anos seguintes, foram capturadas mais 189 espécies. O grande número de noctuídeos registrados ao longo das coletas esporádicas indica que existe maior número de espécies, a ser levantado em observações futuras.

A proporção de espécies dos noctuídeos capturados nas coletas sistematizadas (36,2%) em relação ao total observado na área é similar aos resultados de Barlow e Woiwod (1989) na Malásia, cujas diferenças relacionadas ao número de espécies podem ser atribuídas à diferença de latitude. O fato das espécies coletadas em um ano representarem apenas pouco mais de um terço das demais

indica que para efeito de inventariamento, mesmo para amostragens com a finalidade de análises ecológicas, se faz necessária a obtenção de amostragens maiores, quer pelo aumento do número de armadilhas ou de coletas, principalmente nos períodos de maior diversidade. Deve-se ressaltar que a maior parte das espécies (53,7%) esteve representada por cinco indivíduos ou menos (18 por apenas um e 10 por apenas dois), coletados especialmente nos períodos de primavera e verão (Specht e Corseuil 2002b).

O fato do número muito pequeno de espécies e de indivíduos coletados durante um ano, em relação ao que ocorre no local estudado, é explicado, pelo menos em parte, pela reduzida capacidade de atração da luz, nas armadilhas, em apenas alguns metros (McGeachie 1988).

A série de dados quali-quantitativos (104 coletas) permitiu estimar a riqueza total através das curvas assintóticas de acumulação de espécies por quatro procedimentos. Os valores máximos estimados pelo Jacknnife de primeira ordem foi de 214,96 espécies e, pelo de segunda ordem 320,88 espécies. O procedimento de Bootstrap estimou 147,54 e a curva de Michaelis Menten, 325,81 espécies.

O conhecimento de que na área ocorrem pelo menos 297 espécies (108 observadas nas coletas sistematizadas e 189 obtidas pelas coletas esporádicas) indicou serem mais adequados os valores obtidos pela curva de Michaelis-Menten e Jackknife de segunda ordem que estimaram os maiores valores de riqueza total esperada. Concordando com os dados apresentados neste estudo, a curva de Michaelis-Menten também é indicada como a melhor alternativa por Leon-Cortez et al. (1998) para estimar a riqueza total de esfingídeos (Lepidóptera, Sphingidae) no México. O estimador Jackknife de segunda ordem, que leva em conta o número de espécies representadas por dois indivíduos (doubletons), além dos representados por um indivíduo (singletons) tem sua utilização recomendada por Palmer (1991) na sua reavaliação onde corrigiu a fórmula deste método. De forma semelhante à observada neste estudo o Jackknife de segunda ordem foi responsável pela maior estimativa de mariposas no estudo de Landau et al (1999).

Quanto aos valores relativamente baixos obtidos pelos procedimentos Bootstrap e Jackknife de primeira ordem, deve-se salientar que seus valores limitam-se a duas vezes o valor de espécies presentes no total das amostragens (Krebs, 1999). Desta forma, a utilização destes procedimentos, mesmo em levantamentos estruturados de comunidades, requer a observância de que o número de amostragens tenha permitido inventariar pelo menos a metade das espécies.

4. Conclusões

Para que se obtenham estimativas de riqueza total de Noctuidae, é necessário que sejam feitas amostragens sistematizadas por períodos superiores a um ano, com grande número de oportunidades ou de armadilhas.

Os procedimentos Jackknife de segunda ordem e curva de Michaelis-Mentem foram os procedimentos que melhor estimaram o número de espécies, com valores mais próximos aos observados na área de estudo, motivado pelo grande número de espécies representadas por apenas um ou dois indivíduos.

5. Referências Bibliográficas

Barlow, H.S.; Woiwod, I.P. (1989). Moth diversity of a tropical forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 5:37-50, Cambridge

Beccaloni, G.W.; Gaston, K.J. (1995). Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (Lepidoptera: Nymphalidae) as indicators. *Biological Conservation* 71:7-86, Oxford.

Colwell, R.K. (2000). EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 6.0b1. Online User's Guide Draft 20 September 2000, published at: http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates6.

Colwell, R.K.; Coddington, J.A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 345:101-118, London.

Dolphin, K.; Quicke, D.L.J. (2001). Estimating the global species richness of an incompletely described taxon: an example using parasitoid wasps (Hymenoptera: Braconidae). *Biological Journal of the Linnean Society* 73:279-286, London.

Frost, S.W. (1957). The Pennsylvania Insect Light Trap. *Journal of Economic Entomology* 50(3): 287-292, College Park.

Holloway, J.D. & H.S. Barlow. (1992). Potential for loss of biodiversity in Malaysia, illustrated by the moth fauna, p. 293-311. *In*: Aziz, A.; Kadir, S.A.; Barlow, H.S. (Eds.) *Pest management and the environment in 2000*. CAB International & Agricultural Institute of Malaysia. 401p, Wallingford.

Krebs, C.J. (1999). *Ecological Methodology*. 2. ed. Benjamin Cummings, 620p. Mento Park.

Kremen, C.; Colwell, R.K.; Erwin, T.L.; Murphy, D.D.; Noss, R.F.; Sanjayan, M.A. (1993). Terrestrial arthropod assemblages: Their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7(4): 796-808, New York.

Landau, D.; Prowell, D.; Calton, C.E. (1999). Intensive versus long-term sampling to assess lepidopteran diversity in a Southern Mixed Mesophytic Forest. *Annals of the Entomological Society of America* 92(3): 435-441. Washington.

León-Cortés, J.L.; Soberón-Mainero, J.; Llorente-Bousquets, J. (1998). Assessing completeness of Mexican sphinx moth inventories through species accumulation functions. *Diversity and Distributions* 4:37-44, London.

Longino, J.T.; Colwell, R.K. (1997). Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecological Applications* 7(4): 1263-1277, Washington.

Magurran, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton. 179p, New Jersey.

McGeachie, W.J. (1988). A remote sensing method for the estimation of light-trap efficiency. *Bulletin of Entomological Research* 78:379-385, Canterbury.

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, Washington.

Palmer, M.W. (1991). Estimating species richness: The second-order jackknife reconsidered. *Ecology* 72(4):1512-1513, New York.

Preston, F.W. (1948). The commonness, and rarity, of species. *Ecology* 29:254-83, New York.

Reaka-Kudla, M.L.; Wilson, D.E.; Wilson, O. (1997). *Biodiversity II*. Joseph Henry Press, 551p. Washington.

Soberón-Mainero, J.; Llorente-Bousquets, J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology* 7(3):480-488, New York.

Specht, A. (2001). Diversidade e aspectos ecológicos dos noctuídeos (Lepidoptera: Noctuidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. 71 f. Tese (Doutorado em Zoologia). Faculdade de Biociências. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

Specht, A.; Corseuil, E. (1996). Lista documentada dos noctuídeos (Lepidoptera: Noctuidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências* 4(2):131-170. Porto alegre.

Specht, A.; Corseuil, E. (1998). Novas ocorrências de noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências* 6(1):123-129, Porto Alegre.

Specht, A.; Corseuil, E. (2001). Ocorrência de noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. Nota suplementar I. *Biociências* 9(2):97-103, Porto Alegre.

Specht, A.; Corseuil, E. (2002a). Ocorrência de noctuídeos

(Lepidoptera, Noctuidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. Nota suplementar II. *Biociências* 10(1):169-74, Porto Alegre.

Specht, A.; Corseuil, E. (2002b). Diversidade dos noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae) em Salvador do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19(supl. 1):281-298, Curitiba.

Aspectos ecológicos de *Leucanella viridescens* (Walker, 1855) (Lepidoptera: Saturniidae: Hemileucinae) no Rio Grande do Sul, Brasil.

Aline Carraro Formentini [a], Alexandre Specht [a], Liane Terezinha Dorneles [a], Elio Corseuil [b] & Hudson Barreto Abella [c]

[a] Curso de Ciências – Habilitação Biologia; DCEN – CARVI - Universidade de Caxias do Sul. (acformen@ucs.br). [b] Programa de Pós-graduação em Biociências, PUCRS. [c] Centro de Informações Toxicológicas do Rio Grande do Sul, FEPPS-CIT/RS.

1. Introdução

As lagartas de algumas borboletas e mariposas apresentam em seu corpo estruturas que produzem e às vezes até inoculam substâncias químicas dotadas de ação urticante. Ao entrar em contato com a pele das pessoas podem causar acidentes com grande diversidade de efeitos que dependem de vários fatores, especialmente da espécie da lagarta, da área atingida pelo contato, da sensibilidade e estado de saúde da pessoa envolvida. A maioria das lagartas urticantes provocam apenas irritação cutânea de curta duração, mas ocorrem casos mais graves podendo, inclusive levar os indivíduos à morte, quando estão envolvidas substâncias de efeito hemorrágico, como as produzidas pelos representantes do gênero *Lonomia* Walker, 1855.

O homem vem influenciando a composição da vegetação dos ambientes devido à crescente ampliação das atividades agrícolas e também de urbanização. Estas alterações acabam provocando um desequilíbrio limitante para o desenvolvimento de algumas espécies e favorecimento de outras. Acredita-se ser este o principal fator que vem favorecendo o aumento populacional de algumas espécies de mariposas, especialmente dos gêneros *Automeris* Hübner, [1819]; *Hylesia* Hübner, 1820; *Lonomia* Walker, 1855 e, ultimamente, *Leucanella* Lemaire, 1969; provocando vários acidentes pelo contato com suas lagartas que tem ação urticante (Lima 1950).

Com o objetivo de gerar e difundir conhecimentos sobre lepidópteros de importância médica no rio grande do sul iniciou-se, em março de 2003, um projeto inter-institucional entre a Universidade de Caxias do Sul (UCS), Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS) e Centro de Informações Toxicológicas do Rio Grande do Sul da Secretaria da Saúde (CIT/RS). abrange tanto lagartas urticantes como adultos causadores de dermatites. Entre as atividades propostas encontra-se o recebimento de material entomológico que desde o início do projeto revelou a existência de grande número de lagartas do gênero *Leucanella*, de cor preta com "espinhos" de coloração "amarelo-vivo" muito urticantes.

O gênero *Leucanella*, conforme lemaire (1996) abriga 26 espécies, das quais *L. gibbosa* (Conte, 1906), *L. janeira* (Westwood, [1854]), *L. memusae* (Walker, 1855) e *L. viridescens* (Walker, 1855) ocorrem no Rio Grande do Sul (Corseuil, Specht & Lang 2002). Bourquin (1944) relaciona a *Erythrina crista-galli* L. (Leguminosae) vuklgarmente conhecida como corticeira como hospedeiro preferencial de *L. viriIdescens* na Argentina, relacionando a cor e a presença de venação bem marcada nas asas, que lhe conferem mimetismo com as folhas da planta hospedeira. Também no Brasil e no Uruguai os estudos que relacionam suas plantas hospedeiras indicam *Erythrina* entre outras (Mabilde 1896, Biezanko et al. 1957, Silva et al 1968, Biezanko et al. 1974). Entretanto, observa-se que, ao longo do tempo, esta espécie tem ocorrido em plantas de diferentes grupos tornando-se cada vez mais freqüente a ocorrência de suas lagartas junto ao homem. O principal objetivo deste trabalho concentra-se no relacionamento das diversas plantas hospedeiras das lagartas desta espécie e uma reflexão sobre a sua plasticidade ecológica.

2. Métodos

Para a obtenção dos dados foram realizadas atividades de revisão bibliográfica e exame de material entomológico depositado nas coleções Andrej Menchoy Bertels do Centro Nacional de Pesquisa de Terras Baixas da EMBRAPA e Museu Entomológico Ceslau Biezanko da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da UFPel, ambas em Pelotas; Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, incluindo as coleções Mabilde, Palombini e Ronna; Setor de Entomologia da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul; Museu Anchieta de Porto Alegre; Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul e Museu Ramiro Gomes Costa da Fundação Estadual de Pesquisa Agropecuária.

Além disso foram efetuadas coletas de lagartas em municípios do Rio Grande do Sul destacando-se Bento Gonçalves, Farroupilha, Garibaldi, Salvador do Sul, São Francisco de Paula e Veranópolis. Vários exemplares foram trazidos por diversas pessoas e serviços de vigilância pública, mas especialmente por alunos do curso de Biologia do Campus Universitário da Região dos Vinhedos (CARVI) da Universidade de Caxias do Sul.

No laboratório as lagartas foram alimentadas com a planta hospedeira até a formação das crisálidas. Muitas vezes lagartas foram trazidas sem a indicação da planta hospedeira E nestes casos as lagartas foram alimentadas com folhas de corticeira *E. crista-galli*. Em outros, esta mesma planta foi utilizada para alimentar as lagartas na falta da planta hospedeira original.

Alguns representantes em cada fase de desenvolvimento foram incorporados no acervo do Laboratório com a finalidade de documentar a pesquisa e servir para estudos de taxonomia e morfologia. As formas imaturas foram conservadas em meio líquido, álcool 70% e os adultos foram preparados a seco em alfinetes entomológicos.

3. Resultados e Discussão

As lagartas coletadas ou trazidas, ainda nos estágios iniciais ficavam juntas, de forma gregária formando grupos compactos, o que é comum se observar em representantes de Saturniidae (Stehr 1987). Em alguns grupos de até 40 indivíduos este comportamento permaneceu até o final da fase larval, em outros porém as lagartas se dispersaram a partir da metade do desenvolvimento, especialmente quando em plantas diferentes de *E. crista-galli*. Apesar da preferência por esta planta (Bourquin 1944, Biezanko et al. 1957) diversos grupos de suas lagartas foram coletados em outras espécies deste gênero: *E. falcata* Benth – corticeira-da-serra e *E. speciosa* Andrews - candelabro (ornamental).

Com relação À diversidade de PLANTAS hospedeiras destaca-se o registro da ocorrência em: Actinidiaceae (*Actinidia chinensis* Planch. - kiwi); Anacardiaceae (*Schinus terebenthifolius* Raddi – aroeira vermelha); Aquifoliaceae (*Ilex paraguariensis* St. Hil. - erva-mate); Araliaceae (*Hedera* sp. – hera); Asteraceae (*Vernonia polyanthes* (Spreng.) Less. – assa-peixe); Bignoniaceae (*Jacaranda* mimosifolia Don - jacarandá); Caprifoliaceae (*Lonicera japonica* Thumb. - madressilva); Compositae (*Senecio* sp. – maria-mole); Dennstaedtiaceae (*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn – samambaia do campo); Gramineae (*Zea maiz* L. - milho); Lauraceae (*Persea americana* Mill. - abacateiro); Leguminosae (*Bauhinia candicans* Benth. – pata-de-vaca); Malvaceae (*Hibiscus rosasinensis* L. - hibisco, *Sida rhombifolia* L. guanxuma); Meliaceae (*Melia azedarach* L. - cinamomo); Myrtaceae (*Psidium guajaba* L. - goiabeira); Oleaceae (*Olea europeia* L. - oliveira); Oleraceae (*Ligustrum japonicum* Thumb. - ligustro); Palmae (palmeiras); Polygonaceae (*Rumex* sp. – língua-de-vaca); Rosaceae (*Prunus domestica* L. - pereira, *Prunus persica* L. - pessegueiro); Salicaceae (*Populus canadensis* Moench – álamo do

Canadá, *Populus deltoides* Marshall – álamo da Carolina, *Populus nigra italica* (Moench) Koehne – álamo italiano); Solanaceae (*Cestrum parqui* L'Hérit. – dama da noite, *Solanum auriticulatum* (Aiton) O. Kuntze – fumo-bravo, *S. bonariense* L.; *S. melongena* - beringela, *S. tuberosum* L. – batata inglesa).

Cabe salientar que em várias ocasiões foram trazidas lagartas desta espécie sem a indicação de planta hospedeira, e sempre que se ofereceu alguma espécie do gênero *Erytrina* houve aceitação imediata. Quando as lagartas foram trazidas com a planta hospedeira, pode-se continuar a alimentação até o final da fase, mas sem trocar de planta, a não ser que fosse alguma espécie de corticeira. Isto indica que apesar da polifagia estes lepidópteros experimentam, quando iniciam a alimentação desde o início em uma determinada planta, uma indução à preferência específica (Jermy et al. 1968).

A polifagia é bastante comum entre os representantes da ordem Lepidoptera (Stehr, 1987). Segundo Bernays e Minkenberg (1997) os insetos herbívoros e polífagos têm dois benefícios fundamentais: (1) disponibilidade quase ilimitada de alimento e (2) possibilidade de fazer um balanceamento adequado de nutrientes, sendo que deve se alimentar de diversas plantas diferentes. No caso dos lepidópteros não se aplica a segunda vantagem em função de seu tamanho reduzido e pouca mobilidade quando larva, devendo utilizar outras estratégias. Assim, a maior dificuldade encontrada para a utilização de variadas fontes alimentares de forma única a cada geração consiste em contornar as defesas físicas e químicas da planta absorvendo os nutrientes em quantidades suficientes para o completo e perfeito desenvolvimento até a fase adulta. Segundo Scriber e Fenny (1979) os lepidópteros generalistas não são necessariamente menos eficientes que os especialistas ao explorar suas diferentes plantas hospedeiras e seus dados sugerem que eles carregam um arsenal metabólico capaz de "desintoxicar" os efeitos dos metabólitos secundários das plantas e, apesar de normalmente conseguirem completar seu desenvolvimento, sua eficiência varia muito entre as plantas hospedeiras que atacam naturalmente. Deve-se considerar que as espécies polífagas são altamente especializadas em ocupar recursos alimentares de diferentes fontes, com várias adaptações fisiológicas que podem incluir até a microbiota intestinal (Sittenfeld et al. 2002).

Os resultados indicam que o aumento da ocorrência de *L. viridescens* entre os ambientes ocupados pelos humanos está relacionado com sua grande plasticidade ecológica, aqui discutida apenas sob o ponto de vista da capacidade de adaptação às plantas hospedeiras de diversos grupos vegetais, especialmente as cultivadas já relacionadas. Outros aspectos ainda podem ser considerados em estudos mais aprofundados como a influência de inimigos naturais (parasitóides), que não foram constatados neste estudo, maior ou menor atratividade à luz pois é encontrada dentro das cidades, entre outros.

4. Conclusões

Este estudo demonstrou que lepidópteros polífagos como *L. viridescens*, capazes de se alimentarem de um grande número de plantas de diversos grupos vegetais, apresentam uma maior plasticidade ecológica. Em função disto, em determinadas épocas podem aumentar suas populações de forma expressiva em ambientes ocupados pelo homem, causando surtos de ocorrência.

5. Referências Bibliográficas

Bernays, E.A.; Minkenberg, O.P.J.M. (1997). Insect herbivores: different reasons for being a generalist. *Ecology* 78(4):1157-1169, New York.

Bourquin, F. (1944). III - Observaciones sobre *Automeris viridescens* (Walker) 1855 – Lep. Fam. Hemileucidae [p. 9-11]. *In*: _____. *Mariposas Argentinas – vida, desarrollo, costumbres y hechos curiosos de alguns lepidópteros argentinos.* Edição do autor. 209p, Buenos Aires.

Biezanko, C.M.; Ruffinelli, A.; Carbonell, C.S. (1957). Lepidoptera Del Uruguay – Lista anotada de espécies. *Revista de la Facultad de Agronomia* 46:1-152, Montevideo.

Biezanko, C.M.; Ruffinelli, A.; Link, D. (1974). Plantas Y otras sustancias alimenticias de las orugas de los Lepidopteros Uruguayos. *Revista do Centro de Ciências Rurais* 4(2):107-148, Santa Maria.

Corseuil, E.; Specht, A.; Lang, C. (2002). Saturniídeos (Lepidoptera, Saturniidae) registrados para o Rio Grande do Sul, Brasil. 1. Hemileucinae. *Biociências* 10(2):147-55, Porto Alegre.

Jermy, T.; Hanson, F.E.; Dethier, V.G. (1968). Induction of especific food preference in lepidopterous larvae. *Entomologia Experimentallis et Appliacata* 11:211-230, Amsterdan.

Lemaire, C. (1996). Saturniidae – 117 [p. 2849]. *In*: Heppner, J.B. *Atlas of Neotropical Lepidoptera – Checklist. Part 4B Brepanoides – Bombycoidea- Sphingoidea.* Association of Tropical Lepidoptera. XLIX + 87p, Gainesville.

Lima, A.M.daC. (1950). *Insetos do Brasil.* Lepidópteros [6º tomo, 2ª parte]. Escola Nacional de Agronomia, 420p. Rio de Janeiro.

Scriber, J.M.; Fenny, P. (1979). Growth of herbivorous caterpillars in relation to feeding specialization and to the growth form of their food plants. *Ecology* 60(4):829-850, New York.

Silva, A.G.deA., Gonçalves, C.R.; Galvão, D.M.; Gonçalves, A.J.L.; Gomes, J.; Silva, M.M.; Simoni, L. (1968). Insetos, Hospedeiros e inimigos naturais. In: _____. *Quarto Catálogo dos insetos que vivem nas plantas do Brasil: seus parasitos e* predadores. Ministério da Agricultura. 622p. [tomo 1, pt. 2]. Rio de Janeiro.

Sittenfeld, A.; Uribe-Lorio, L.; Mora, M.; Nielsen, V.; Arrieta, G.; Janzen, D.H. (2002). Does a polyphagous caterpillar have the same gut microbiota when feeding on different species of food plants? *Revista de Biologia Tropical* 50(2):547-60, San José.

Stehr, F.W. (1987). Order Lepidoptera [cap. 26, p. 288-596]. *In*: _____ (Ed.) *Immature Insects.* v. 1. Kendall/Hunt, 754p, Dubuque.

Macrofauna associada às raízes de *Rhizophora mangle*

Aline Leite P. Costa[a]; Janaine Lira Vieira[a]; Raimunda N. Fortes C. Neta[b] ([a] Graduandos em Biologia do UniCEUMA; [b] Professora do Depto. de Biologia/UniCEUMA, raimundafortes@yahoo.com.br)

1. Introdução

Manguezal é um ecossistema costeiro, de transição entre os ambientes terrestre e marinho, característico de regiões tropicais e subtropicais, sujeito ao regime das marés, ocorrendo em regiões costeiras abrigadas, apresentando condições propícias para alimentação, proteção e reprodução de muitas espécies animais, sendo considerado importante transformador de nutrientes em matéria orgânica e gerador de bens e serviços (Schaffer-Novelli, 1995).

O atual despertar da consciência ecológica no Brasil chamou a atenção de pesquisadores e população em geral para a necessidade de se preservar o manguezal, considerado agora por todos um ecossistema de imensa fecundidade, em que fauna e flora se integram em constante renovação.

Em decorrência da água salobra, que se dá pela mistura da água salgada proveniente do mar com a água doce dos rios ou da chuva, a vegetação do mangue desenvolveu mecanismos para adaptação a altos teores de salinidade (plantas halófilas), assim como raízes-escoras ou rizóforos (adaptação para esse espaço por possuir terreno lodoso), favorecendo a competição pelo espaço litorâneo.

Entre as espécies de árvores comuns nos manguezais maranhenses, sobressaem-se as dos gêneros Rhizophora, Laguncularia e Aviccenia. O mais freqüente é o mangue vermelho ou *Rhizophora mangle*, da família das rizoforáceas. Protegida do ímpeto do mar, essa árvore mede cerca de quatro metros de altura, às vezes mais. Possui o tronco geralmente liso e claro, que quando raspado, apresenta cor avermelhada, possui raízes-escoras ou rizóforos, que formam arcos, e as raízes adventícias, que brotam dos troncos e galhos, atingindo o substrato. Sua grossa casca contém de vinte a trinta por cento de

tanino, substância usada para curtir peles e que lhe dá a cor vermelha. Tem folhas compostas, coriáceas e de borda reta, flores pequenas e amareladas, fruto seco e arredondado.

Diferente da flora, a fauna encontrada nos manguezais não é exclusiva desse ecossistema. Mas assim como as plantas, os animais que vivem associados a esse ecossistema, desenvolveram mecanismos para filtrar a água salgada.

A fauna que compõe o mangue é composta por animais terrestres, marinhos e estuarinos, sendo encontrados organismos de vida livre (peixes, insetos, aves, répteis e mamíferos), animais sésseis (turus, cracas e ostras), animais arborícolas (aratus, carangueijos-marinhos e por vezes macacos), animais rastejadores (carangueijos-do-mangue, poliquetas, lebres-do-mar) e animais escavadores (chama-maré, garangueijo-uçá, somanguáias).

A grande biodiversidade dos manguezais se dá pela interação da flora com o abundante número de representante da fauna, dando um equilibrado e um dos mais produtivos ecossistemas. A fim de contribuir para o entendimento das relações fauno-florísticas do ecossistema manguezal, o presente trabalho visa levantar a composição da macrofauna associada as árvores de *Rhizophora mangle* no município da Raposa (MA), analisando os principais aspectos de sua distribuição face às condições ambientais da área em estudo.

2. Métodos

A área de estudo foi demarcada em parcelas de $2m^2$ com intervalos de dois metros com auxílio de trenas, a partir de um perfil perpendicular da costa para a terra firme.

No ponto médio de cada ponto de coleta foram amostrados a água e o sedimento para análise de salinidade, alcalinidade, oxigênio dissolvido e temperatura.

A seguir foram feitas, então, coletas aleatórias dentro das parcelas, apenas na vegetação de *Rhizophora mangle*, de modo a se obter espécimes para a identificação taxonômica. Os animais foram coletados manualmente com auxílio de pequenas ferramentas, anestesiados com cloreto de magnésio, fixados em formol a 10% e conservados em álcool etílico a 70%, etiquetados e identificados ao nível específico com auxílio de chaves de identificação para cada grupo encontrado.

Não se considerou aqui as diferenças entre *endofauna* (organismos viventes no interior dos substratos, podendo ser perfurante e escavadora) e *epifauna* (organismos que vivem sobre o substrato, duro ou móvel, de hábito séssil, sedentário ou livre). A análise é feita considerando-se toda a macrofauna encontrada nas raízes das árvores de mangue vermelho.

3. Discussão e Resultados

Os dados ambientais indicaram médias de salinidade de 22 UPS. As variações na salinidade limitam a colonização do substrato (Odum, 1953) e *Rhizophora mangle* dominou em todas as parcelas com salinidade de 22 UPS analisadas no povoado de Combique, município da Raposa. Tal resultado confirma o fato de que essa árvore é sensível a altas salinidades, colonizando ambientes menos salinos (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983).

A alcalinidade registrada foi de 7,2. Mochel (1995) explica que o pH pode ser fator limitante quando em níveis baixos (ácidos) para muitas espécies que necessitam de carbonato de cálcio na sua formação, especialmente durante o desenvolvimento larval. Assim, o pH neutro registrado no presente estudo não pode ser considerado como limitante para a fauna da área no período estudado.

O oxigênio dissolvido no solo do manguezal os valores encontrados foram nulos (0 mg/l - anóxico), refletindo o comportamento geral do oxigênio nos solos indiscriminados de manguezais.

As temperaturas médias de 27º C foram registradas nas parcelas onde a vegetação de mangue encontrava-se mais esparsa (devido ao corte das árvores pela população humana da área), indicando intensa insolação e evaporação do ambiente. Tal fato pode estar relacionado com a distribuição da fauna que foi mais abundante onde as temperaturas eram menores (interior do bosque de manguezal, mais distante da linha de maré).

Os resultados taxonômicos para o mês de março/2003 indicaram a presença dos seguintes grupos animais: Annelida Polychaeta, *Nereis oligohalina* (25%); Mollusca Bivalvia, *Teredinidae* (38%); e Nemertinea (37%). No mês de junho/2003 os grupos faunísticos foram: Mollusca Bivalvia, *Teredinidae* (46%); Mollusca Gastropoda, *Littorina flava* (27%); Crustacea Decapoda, *Aratus pisonii* (8%); Crustacea Decapoda, Paguroidea (19%).

Nas duas épocas analisadas a família *Teredinidae* (turus) predominou no ambiente analisado, sendo que no mês de junho foi mais abundante. O poliqueta *Nereis oligohalina* e os vermes nemertíneos foram encontrados apenas no mês de março, não ocorrendo em outras coletas. Esses dados contrastam com aqueles verificados por Mochel (1995) na Baia de Sepetiba/RJ, onde os poliquetas dominaram o ambiente estudado.

Crustacea decapoda e Mollusca gastropoda só ocorreram no mês de junho/2003 nas coletas realizadas no município da Raposa (MA). Pérez & Victoria-R (1978) ao analisarem a fauna de raízes de mangue vermelho em áreas costeiras do Caribe Colombiano, também verificaram a predominância desses grupos, especialmente, moluscos gastrópodos.

4. Conclusões

A macrofauna que coloniza raízes *Rhizophora mangle*, provavelmente é distinta e característica em determinadas épocas do ano, dependendo da presença dessas árvores para sobreviver.

Os pontos localizados no interior do manguezal mostraram maior abundância de organismos, especialmente moluscos, indicando que além das características físico-químicas do ambiente, outros fatores como as interações inter e intra-específicas e ações antrópicas podem estar atuando diretamente na composição e distribuição da fauna.

Dessa forma é de fundamental importância o conhecimento dessas interações fauno-florísticas, a fim de que se possa monitorar e subsidiar trabalhos de preservação dos manguezais que hoje sofrem de grande stress por corte de suas árvores.

5. Referências Bibliográficas

Cintrón, G.; Schaeffer-Novelli, Y. (1983). *Introducción a la Ecologia del manglar.* Oficina Regional de Ciência y Tecnologia de la UNESCO para America Latina Y el Caribe, ROSTLAC, UNESCO, Montevideo, Uruguay. 109 p.

Mochel, F. R. (1995). *Endofauna do Manguezal*. São Luís, EDUFMA. 121 p.

Pérez, M. E. G.; Victoria-R, C. H. (1978) La Taxocenosis sumergidas del mangle rojo en dos areas costeras del Caribe Colombiano. *Informes*, (21): 1-28.

Schaeffer-Novelli, Y. (1995). *Manguezal*: ecossistema entre a terra e o mar. São Paulo: Carebbean Ecological Research.

Recursos florais utilizados por abelhas em vegetação de vereda, Uberlândia/MG

Ana Angélica Almeida Barbosa[1], Solange Cristina Auguto[1] & Cláudia Inês da Silva[2]

[1]Instituto de Biologia da Universidade Federal de Uberlândia-MG (angelica@ufu.br), [2]Programa de Pós- Graduação em Agronomia pela Universidade Estadual de Maringá-PR

1 Introdução

Veredas são comunidades higrófilas formadas por densa vegetação herbácea, compostas principalmente por espécies das famílias Poaceae, Asteraceae, Cyperaceae, Melastomataceae e Eriocaulaceae. Ocorrem em áreas de nascentes na Região do Brasil Central no domínio do bioma Cerrado e se caracterizam principalmente pela presença da palmeira *Mauritia flexuosa* (buriti).

A vereda apresenta solos hidromórficos com gradientes de umidade do solo e topografia variáveis. Em decorrência destas

características algumas espécies vegetais são restritas a determinados microhabitats, sendo considerada como uma vegetação complexa e com grande diversidade florística (Araújo et al. 2002).

A composição da fauna apícola, bem como sua interação com plantas de vereda ainda não foram investigadas. As informações existentes sobre os sistemas de polinização das comunidades de vereda ainda são restritas a poucas espécies individuais (Abreu, 2001; Farias e Barbosa, 2001; Silva et al, 2003). Os dados disponíveis ao nível comunitário são ainda preliminares mas, revelam que esta vegetação é essencialmente melitófila (Barbosa & Augusto, 2003) a exemplo de outras comunidades do bioma Cerrado (Oliveira & Gibbs, 2000; Barbosa, 1997; Borges 2000), onde se estima que 60% a 75% das espécies de plantas são polinizadas por abelhas (Silberbauer-Gottsberger & Gottsberger, 1988).

O trabalho teve como objetivo obter informações sobre a composição de espécies de abelhas e suas fontes de recursos florais em uma comunidade de vereda na região do Triângulo mineiro.

2 Material e Métodos

Área de estudo: o estudo foi realizado em uma área de vereda localizada no Clube Caça e Pesca (CCPIU), situada a 8km oeste do centro de Uberlândia, MG (18º 60'S e 48º18'W) na região do Triângulo mineiro. De acordo com o sistema de classificação de Köppen o clima da região é do tipo Aw megatérmico com duas estações bem definidas: uma seca (abril-setembro) e outra chuvosa (outubro a março) com as temperaturas médias mais baixas no período seco e as mais altas no verão (acima de 35ºC), (Rosa et al., 1991).

Método de amostragem: A coleta de dados foi iniciada onze dias após uma queimada que ocorreu em 29 de setembro de 2002. Os dados foram coletados semanalmente em caminhadas aleatórias ao longo de três trilhas selecionadas ao acaso em três trechos da vereda, no período de outubro de 2002 a junho de 2003, sempre no período de 7h30 às 11h30.

Os visitantes florais foram observados ao acaso nas plantas em floração simultaneamente com um levantamento fenológico das plantas realizado na área. As abelhas foram coletadas, asfixiadas em câmaras mortíferas e posteriormente acondicionadas seguindo técnicas usuais de laboratório e enviadas a especialistas para identificação. Os exemplares foram incluídos na coleção entomológica do Instituto de Biologia da Universidade Federal de Uberlândia.

As plantas, nas quais as abelhas foram observadas foram coletadas e herborizadas seguindo técnicas usuais e identificadas por comparação com o material do *Herbarium Uberlandense* (HUFU) ou encaminhadas a especialistas. As exsicatas foram incluídas no HUFU do Instituto de Biologia da Universidade Federal de Uberlândia.

3 Resultados e Discussão

As abelhas visitaram flores de plantas pertencentes a 29 famílias e 77 espécies.Foram coletados duzentos e cinqüenta e três espécimes de abelhas pertencentes às famílias Apidae, que foi a mais representada correspondendo a 73,12% do total de indivíduos observados, seguida pelas famílias Megachilidae (14,23%), Halictidae (11,86%) e Andrenidae (0,79%). Em um estudo realizado na região de Uberlândia a família Apidae foi também a mais abundante em número de indivíduos (Carvalho & Bego 1996), embora a metodologia e horário de coletas tenham sido bem distintos dos utilizados no presente estudo.

Na família Apidae, dentre as espécies mais abundantes, destacaram-se *Exomalopsis fulvofasciata* (n=32; 17%), *Trigona spinipes* (n=23; 12%), *Bombus atratus* (n=22; 11%) e *B. morio* (n= 16; 8%). Além dessas espécies, foram amostradas ainda *Apis mellifera*, *Paratrigona lineata*, *Trigona* sp1, *Tetragonisca angustula*, *Trigona* sp2, *Frieseomelitta* sp1, *Frieseomelitta* sp2, *Eulaema nigrita*, *Euglossa* sp, *Xylocopa suspecta*, *Centris nitens*, *Centris* (*Ptilotopus*) sp, *Epicharis flava*, *Epicharis analis*, *Epicharis schrottyki*, *Epicharis* sp1, *Exomalopsis* sp1, *Exomalopsis* sp2, *Exomalopsis* sp3, *Exomalopsis* sp4, *Paratetrapedia* cf *tricolor*, *Paratetrapedia* sp1, *Paratetrapedia* sp2, *Paratetrapedia* sp3, *Ceratina* sp, *Melitoma* sp., *Diadasia* sp., *Tygather analis e Mesonychium aurelia*.

De modo geral as espécies da família Apidae mostraram-se generalistas quanto à coleta de recursos florais. Das espécies mais freqüentes de abelhas, *Exomalopsis fulvofasciata* foi observada coletando pólen preferencialmente em espécies de Melastomataceae (*Cambessedesia hilariana* e *Tibouchina gracilis*) e Solanaceae (*Solanum americanum*); *Trigona spinipes* foi amostrada visitando flores de *Davilla elliptica* (Dilleniaceae) e *Xyris asperula* (Xyridaceae) para coleta de pólen e *Evolvulus pterocaulon* (Convolvulaceae) e *Pffafia jubata* (Amaranthaceae) para coleta de néctar e pólen; *Bombus atratus* foi observada coletando principalmente pólen em espécies variadas como: *Solanum paniculatum*, *Tibouchina gracilis*, e néctar em *Cuphea linarioides* (Lythraceae), *Declieuxia fruticosa* (Rubiaceae), *Evolvulus pterocaulon*, *Galianthe eupatorioides* (Rubiaceae) e *Stilosanthes guianensis* (Fabaceae).

A família Halictidae foi a segunda com maior número de espécimes de abelhas. *Pseudoaugochlora* spp (n=18) foram observadas visitando flores principalmente de *Cambessedesia hilariana* para a coleta de pólen; *Augochloropsis* spp (n=11) foram amostradas principalmente em *Hyptis linarioides* (Lamiaceae), coletando néctar e *Paraxytoglossa* sp (n=1) observada em *Oxypetalum regnelli* (Asclepiadaceae) coletando néctar.

Na família Andrenidae foi observada apenas *Oxaea flavescens* amostradas em *Hyptis linarioides*, coletando néctar e em *Miconia chamissois* (Melastomataceae) coletando pólen.

Foram amostradas também cinco morfo-espécies (n=36) da família Megachilidae, quatro delas pertencentes ao gênero *Megachile*. Estas abelhas foram observadas visitando espécies pertencentes a 10 famílias de plantas: Xyridaceae, Fabaceae, Caesalpiniaceae, Asteraceae, Melastomataceae, Verbenaceae, Onagraceae, Apocynaceae e Eriocaulaceae. Uma das morfo - espécies foi observada somente em *Ludwigia peruviana e L.nervosa* (Onagraceae).

Dentre todas as espécies de Apoidea amostradas na vereda, apenas uma das morfo - espécies de Megachilidae apresentou alguma preferência por espécies de *Ludwigia*. As demais apresentaram hábitos mais generalistas visitando várias espécies tanto para coleta de pólen quanto de néctar.

De maneira geral a composição da fauna apícola observada na vereda aparentemente é semelhante à de outras fitofisionomias do cerrado do Triângulo Mineiro, de acordo com Carvalho & Bego (1996) para cerrado (sentido restrito) e Barbosa (1997) para campo sujo. A maioria das espécies registradas e identificadas ao nível de espécie ou gênero na vereda até o momento foi comum as existentes nessas fisionomias, exceto os primeiros registros de *Epicharis flava*, *E. analis* e *Mesonychium asteria* na vereda e a presença de *Bombus morio* e *Paratrigona lineata* apenas no campo sujo e vereda. Entretanto, a identificação de muitas espécies listadas nestes estudos ainda não está completa o que dificulta as comparações.

Estudos sobre disponibilidade de recursos florais no Bioma Cerrado têm mostrado que em plantas lenhosas e herbáceas esses recursos são distribuídos em mosaicos separados no tempo e no espaço nas várias fitofisionomias (savânicas e florestais). Este padrão de distribuição implica na mobilidade dos animais antófilos de uma fisionomia para outra em busca dos recursos (Barbosa 1997; Oliveira 1994). As veredas apresentam essencialmente espécies herbáceas, que florescem preferencialmente no período chuvoso (Silva 2003) de maneira similar ao campo sujo (Barbosa 1997) em contraste com o cerrado (sentido restrito), Oliveira (1994). Muitas espécies da vereda florescem logo após a ocorrência de queimadas constituindo-se também nesse período numa importante fonte de recursos para muitos animais, especialmente abelhas (Barbosa & Augusto 2003).

4 Conclusões

Estudos sobre a diversidade de abelhas e suas interações com plantas em veredas, ambientes adjacentes as fisionomias de cerra-

do, são de extrema importância para a compreensão da estrutura e do funcionamento do Bioma Cerrado. A condição predominantemente melitófila das fitofisionomias estudadas até o momento evidencia a grande contribuição desses insetos na preservação e também na manutenção da variabilidade genética de grande parte de suas espécies vegetais. Por outro lado, evidenciam também a necessidade de conservar estas áreas, atualmente sob forte pressão antrópica, uma vez que tanto abelhas quanto outros grupos de animais dependem dos recursos aí existentes para sua sobrevivência.

5 Referências Bibliográficas

ABREU, S. A.B. Biologia reprodutiva de *Mauritia flexuosa* L.f (Arecaceae) em vereda no Município de Uberlândia- MG. Dissertação (Mestrado em Ecologia) Universidade Federal de Uberlândia, 93p. 2001.

ARAÚJO, G. M., BARBOSA, A. A. A., ARANTES, A. A. & AMARAL, A. F. Composição florística de veredas no Município de Uberlândia, MG. Revista Bras. Bot. v.25, p. 475-493, 2002.

BARBOSA, A. A. A., Biologia reprodutiva de uma comunidade de campo sujo. Uberlândia-MG. Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP, 1997.

BARBOSA, A. A. A., AUGUSTO, S. C. Florística e visitantes florais de espécies de vereda após queimada em Uberlândia. Anais do 54º Congr. Nac. de Bot. Belém, Pará- Brasil, p. 54(147), 2003.

BORGES, H. B. N. Biologia reprodutiva e conservação do estrato lenhoso numa comunidade do cerrado. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP, 154p, 2000.

CARVALHO, A. M. C., BEGO, L.R, Studies on Apoidea fauna of cerrado vegetation at the Panga Ecological Reserve, Uberlândia, MG, Brazil. Revta Brasil. Ent. 40(2):147-156, 1996.

FARIA. Y. E. F., BARBOSA, A. A. A., Biologia reprodutiva de *Cambessedesia hilariana* DC. (Melastomataceae), Anais do 52º Congr. Nac. de Bot. João Pessoa- Paraíba- Brasil. p. 178, 2001.

OLIVEIRA, P. E. Aspectos da reprodução de plantas de cerrado e conservação. Bol. Herb. Ezechias Paulo Heringer (Brasília) 1:34-45. 1994.

OLIVEIRA, P. E. & GIBBS, P. E. Reproductive biology of wood plants in a cerrado communityes of Central Brazil. Flora 195 :311-329. 2000

ROSA, R., LIMA, S. C., & ASSUNÇÃO, W. L. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia. Sociedade e Natureza, Uberlândia, 3 (5/6): 91-108. 1991.

SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I.; GOTTSBERGER, G. 1988. A polinização das plantas do Cerrado. Rev. Bras. Biol., n. 48, v. 4, p.651-653.

SILVA, M.R. Florística, Fenologia e Sexualidade de espécies de vereda em Uberlândia, MG. Monografia de Bacharelado. Universidade Federal de Uberlândia, 42p., 2003.

SILVA, M. R., OLIVEIRA, A. C. H., BARBOSA, A. A. A., Biologia floral de *Desmocellis vilosa* (Aubl.) Naud (Melastomataceae) em uma área de vereda do município de Uberlândia, MG. In: Anais do 54º Congresso Nacional de Botânica, Belém/PA, 2003.

Agradecimento: A FAPEMIG pelo apoio financeiro.

Abelhas visitantes florais de árvores ornamentais do campus da ufsm, Santa Maria, RS

Ana Beatriz B. Morais[1], Ana Luiza G. Paz [2], Rosana M. Morais[1] e Daniele Rodrigues[1]

[1]Depto. Biologia, CCNE, UFSM, (amorais@ccne.ufsm.br);

[2]PPGBiologia Animal, UFRGS

1. Introdução

Acredita-se que o surgimento e a proliferação de algumas espécies de insetos na superfície da Terra aconteceram em íntima relação com o aparecimento das Angiospermas, há aproximadamente 50 milhões de anos, e que ambos (insetos e plantas) passaram por inúmeras modificações morfológicas e estruturais para garantir o sucesso desta associação. Os insetos dependem das plantas com flores para obter alimento (pólen e néctar), e as plantas, por sua vez, são beneficiadas através da polinização, que consiste no transporte do grão de pólen, resultando na fertilização das células-ovo no óvulo das plantas (HOWE & WESTLEY, 1988).

Dois terços das espécies de Angiospermas dependem de insetos para sua polinização, dentre estes, destacam-se as borboletas, mariposas, vespas e abelhas. As abelhas são os insetos visitantes florais mais frequentes, utilizando-se de inúmeros recursos vegetais tais como néctar, pólen, resinas, óleos, sucos e fragrâncias, dentre outros. Segundo SILVEIRA et al. (2002), elas estão dentre os organismos mais bem estudados no Brasil, nos aspectos relativos a genética, fisiologia, comportamento, ecologia e morfologia, dentre outros. Dentre as consequências da ocupação humana nos ecossistemas estão os impactos causados nas comunidades de abelhas tais como eliminação de fontes de alimento, destruição de locais propícios para nidificação e envenenamento por agrotóxicos. O conhecimento das espécies vegetais que fornecem recursos alimentares para as abelhas poderá servir como base para estudos de manejo e conservação dessas espécies. Além disso, algumas informações básicas sobre a biologia e comportamento das espécies envolvidas poderão servir de subsídio para outros estudos aplicados no futuro. O presente trabalho constituiu-se no levantamento qualitativo das principais espécies de abelhas visitantes florais em árvores ornamentais do Campus da Universidade Federal de Santa Maria, RS.

2. Material e Métodos

A Universidade Federal de Santa Maria está localizada no município de Santa Maria, no centro geográfico do Estado do Rio Grande do Sul, distante 290 km da capital, Porto Alegre. O município possui altitudes entre 485 e 41 metros, com clima subtropical úmido, e vegetação variando entre campo e mata (Floresta Estacional Decidual da Fralda da Serra Geral). Santa Maria é o pólo de uma importante região agropecuária que ocupa a parte centro-oeste do estado. A UFSM tem sua sede na Cidade Universitária Professor José Mariano da Rocha Filho, localizada no bairro Camobi, km 9, da rodovia RS 509. A área aproximada do Campus é de 1.900 ha e é onde se realiza a maior parte das atividades acadêmicas e administrativas. Além da área construída, ali existem diversos ambientes como áreas de campo, gramados, praças e jardins plantados, banhados, áreas de pasto e cultivos agrícolas, plantações de *Pinus*, remanescente de plantações de eucaliptos e algumas espécies nativas. Está presente também um Jardim Botânico, com 13 hectares de área, abrigando 2000 árvores pertencentes a, aproximadamente, 510 espécies plantadas de 210 famílias botânicas.

As plantas escolhidas para observação foram aquelas com melhores condições de acesso e visibilidade. Todas elas localizam-se às margens das principais ruas pavimentadas de acesso a prédios da entrada do Campus (Hospital Universitário, Biblioteca Central, Restaurante Universitário e os Prédios Básicos).

As espécies vegetais estudadas foram: paineira (*Chorisia speciosa* St. Hill - Bombacaceae), ingá (*Inga uruguensis* Hook. et Arn. – Fab.- Mimosoidaeae), manduirana (*Senna macranthera* (Collad) Irwin et Barn. - Fab.- Cesalpinoidae), corticeira do banhado (*Erythrina crista-galli* L. - Fab.- Faboideae), tipa (*Tipuana tipu* (Benth.) Kuntze - Fab.- Faboideae), extremosa (*Lagerstroemia indica* L. – Lythraceae), ipê-amarelo (*Tabebuia chrysotricha* - Bignoniaceae), ipê-roxo (*Tabebuia ipe* (Mart.) Standley - Bignoniaceae) e jacarandá (*Jacaranda mimosifolia* D. Don - Bignoniaceae).

As observações foram feitas no período de 2000 a 2003, num total de 64h30min, quando cada espécie vegetal foi acompanhada durante seus períodos de floração. A presença e comportamento das abelhas visitantes foram observados a olho nu e com auxílio de binóculo, em diversos horários ao longo do dia. Alguns exemplares foram coletados, com uso de rede entomológica, sacrificados, e posteriormente fixados a seco, para depósito em coleção de referência e posterior envio para identificação e/ou confirmação por especialistas.

Condições microclimáticas locais tais como temperatura, nebulosidade e intensidade dos ventos foram registradas em cada período de observação.

3. Resultados e Discussão

Das dez espécies de abelhas visitantes encontradas, 8 pertencem a Familia Apidae: Subfamília Apinae, Tribo Apini, Subtribo Apina: *Apis mellifera* L., 1758; Subtribo Bombina: *Bombus* (*Fervidobombus*) *morio* (Swederus, 1787) e *B. (F.) atrattus* Franklin, 1913: Subtribo Meliponina: *Trigona spinipes* (Fabricius 1783) e *Tetragonisca angustula* (Latreillle, 1811); e Sufamília Xylocopinae, Tribo Xylocopini: *Xylocopa (Neoxylocopa) nigrocinta* Smith, 1854, *X. (Schonherria) macrops* Lepeletier, 1841, *X. (Megaloxylocopa) frontalis* (Olivier, 1798). E duas espécies da F. Hallictidae: *Augochloropsis cupreola* (Cockrell, 1900) e *A.* sp.

A. mellifera, espécie exótica introduzida no Brasil em 1839, e presente em todo território nacional (SILVEIRA et al, 2002) foi encontrada visitando todas as espécies vegetais observadas. Geralmente apareciam em grupos, resultado de seu comportamento social e comunicação eficiente entre os indivíduos. Muitos deles podem ter vindo do Setor de Apicultura da UFSM, localizado no próprio Campus, onde se encontram algumas caixas de criação de colônias dessa espécie, para fins de estudo.

T. spinipes foi a segunda espécie mais frequente, encontrada em oito das noves espécies vegetais observadas (só não foi observada em tipa). Conhecidas como abelhas nativas sem ferrão, essas pequenas abelhas sociais também apresentam comunicação eficiente e costumam ser territoriais, visitando mais as fontes de alimento localizadas perto dos seus ninhos (PIRANI & CORTOPASSI-LAURINO, 1993).

A. mellifera e *T. spinipes* também foram consideradas as espécies mais politróficas do total de abelhas encontradas no campus da USP, SP (PIRANI & CORTOPASSI-LAURINO, 1993). Essas duas espécies de abelhas sociais muitas vezes apresentaram comportamento de pilhadoras, pois perfuravam e entravam nas flores através desses furos, feitos geralmente na base das corolas das mesmas. Isso foi observado em ipê, jacarandá e corticeira e também em *E. speciosa* (VITALI-VEIGA & MACHADO, 2000) e sibipiruna (BALESTIERI & MACHADO, 1998). No entanto, tal comportamento ao ser praticado por *T. spinipes* em *E. speciosa* não impediu a formação de frutos (VITALI-VEIGA & MACHADO, 2000). Uma outra possível consequência das visitas de *A. mellifera*, quando realizadas no início do período da manhã, poderia ser o esgotamento da quantidade de néctar disponível e desestímulo para visitação de outras espécies de abelhas, incluindo os polinizadores efetivos (BALESTIERI & MACHADO, 1998).

O gênero *Xylocopa* foi o terceiro visitante floral mais comum: *X. nigrocinta* visitou quatro espécies de plantas: ingá, ipê-amarelo, ipê-roxo e jacarandá; *X. macrops* também: manduirana, tipa, ipê-roxo e jacarandá. E *X. frontalis* só apareceu em manduirana.. Essas abelhas, conhecidas como mamangavas, possuem distribuição cosmopolita e comportamento classificado numa transição entre solitário e social, sendo bem representadas no RS (SCHLINDWEIN et al., 2003). As espécies desse gênero utilizam-se de pólen de muitas plantas, com uma preferência para aquelas com flores de anteras poricidas, cujo pólen é coletado por vibração, como *Senna*, por exemplo (SCHLINDWEIN et al., 2003).

O gênero *Bombus* foi o quarto visitante floral mais comum: *B. morio* visitou paineira, ingá e manduirana e *B. atrattus* só visitou jacarandá. Representado por apenas seis espécies no Brasil (SILVEIRA et al., 2002), elas podem ter comportamento polifilético ou mais restrito (BARBOLA et al., 2000).

Tetragonisca angustula só visitou corticeira, no entanto, essa espécie de abelha nativa sem ferrão, pode ser encontrada visitando muitas espécies de plantas, conforme observado por PIRANI & CORTOPASSI-LAURINO (1993).

E *Augochloropsis cupreola* só visitou ingá enquanto *A.* sp foi observada em ingá e manduirana. De acordo com SILVEIRA et al. (2002), esse gênero de pequenas abelhas solitárias possui muitas espécies, ainda pouco estudadas taxonomicamente no Brasil.

A frequência e o comportamento dos insetos variaram de acordo com as condições microclimáticas pois em dias de muito vento e/ou maior nebulosidade houve diminuição dos número de visitas.

Em relação às plantas mais visitadas pelas abelhas, ingá (1 planta, 2h de observação) e manduirana (3 plantas, 8h15min) foram as duas espécies com maior riqueza de abelhas visitantes florais: seis espécies. Visitaram ingá: *A. mellifera, B. morio, T. spinipes, X. nigrocinta, A. cupreola* e *A.* sp. E visitaram manduirana: *A. mellifera, B. morio, T. spinipes, X. macrops, X. frontalis* e *A.* sp. O jacarandá (3 plantas, 9h50min) apresentou riqueza de cinco espécies: *A. mellifera, B. morio, T. spinipes, X. nigrocinta* e *X. macrops.* Ipê-roxo (2 plantas, 7h25min) apresentou riqueza de quatro espécies: *A. mellifera, T. spinipes, X. nigrocinta* e *X . macrops*. Paineira (1 planta, 8h40min), corticeira (3 plantas, 8h) e ipê-amarelo (3 plantas, 10h10min) tiveram riquezas de três espécies. Em paineira foram observados: *A. mellifera, T. spinipes* e *B. morio.* Em corticeira: *A. mellifera, T. spinipes* e *T. angustula*. E em.ipê-amarelo foram observadas: *A. mellifera, T. spinipes* e *X. nigrocinta.* Finalmente, em tipa (1 planta, 4h) e extremosa (3 plantas, 5h) a riqueza foi de duas espécies. Visitaram tipa: *A. mellifera* e *X. macrops;* e visitaram extremosa: *A. mellifera* e *T. spinipes.*

Na região de São Paulo, PIRANI & CORTOPASSI-LAURINO (1993) observaram que Ericaceae e Palmae foram as famílias botânicas cujas flores apresentaram maior diversidade de abelhas visitantes, no entanto as famílias Myrtaceae e Leguminosae foram as mais representativas numericamente, quando se adotou o critério de análise polínica.

4. Conclusão

Segundo ALVES-DOS-SANTOS (1999), a fauna de abelhas encontrada até o presente no RS é mais diversificada do que a dos campos do Paraná ou de áreas do cerrado. Considerando a importância das abelhas para a visitação floral de algumas espécies vegetais ornamentais (e provavelmente participação na polinização dessas plantas), torna-se necessário apontá-las como entomofauna alvo para estudos continuados de biologia, manejo e conservação no Campus da UFSM.

5. Referências Bibliográficas

ALVES-DOS-SANTOS, I. (1999). Abelhas e plantas melíferas da mata atlântica, restinga e dunas do litoral norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Rev. Bras. Entomol.* 43:192-223.

BALESTIERI, F.C.L.M. & MACHADO, V.L.L. (1998). Entomofauna visitante de sibipiruna (*Caesalpinia peltophoroides* Benth) (Leguminosae). *Rev. Bras. Entomol.* 41: 547-554.

BARBOLA, I.F., LAROCA, S. & ALMEIDA, M.C. (2000). Utilização de recursos florais por abelhas silvestres (Hym., Apoidea) da Floresta Estadual Passa Dois (Lapa, Paraná, Brasil). *Rev. Bras. Entomol.* 44:9-19.

HOWE, H.F. & WESTLEY, L.C. (1988). *Ecological relationships of plants and animals.* Oxford University Press, New York, 273p.

PIRANI, J.R. & CORTOPASSI-LAURINO, M. (coord.). (1993). *Flores e abelhas em São Paulo.* EDUSP, São Paulo, 194p.

SCHLINDWEIN, C.; SCHLUMPBERGER, B.; WITTMANN, D. & MOURE, J.S. (2003). O gênero *Xylocopa* Latreille no Rio Grande do Sul, Brasil (Hym., Anthophoridae). *Rev. Bras. Entomol.* 47:107-118.

SILVEIRA, F.A., MELO, G.A.R. & ALMEIDA, E.A.B. (2002).

Abelhas brasileiras; sistemática e identificação. Fernando A. Silveira, Belo Horizonte, 253p.

VITALI-VEIGA, M.J. & MACHADO, V.L.L. (2000). Visitantes florais de *Erythrina speciosa* Andr. (Leguminosae). *Rev. Bras. Zool.*12:369-383.

(Agradecimentos: A L.F. Indrusiak e R. Trevisan – UFSM – pela identificação de algumas espécies de plantas e B. Harter Marques – PUCRS – pela identificação das abelhas).

Fauna de Chironomidae (Insecta: Diptera) ocorrentes em riachos de Mata Atlântica no sul do estado do Rio de Janeiro.

Ana Lucia Henriques-Oliveira[1,2] & Jorge L. Nessimian[1]
1 - Lab. de Entomologia, Depto. de Zoologia, Instituto de Biologia, UFRJ, Cidade Universitária, Ilha do Fundão, C.P. 68044, Cep: 21944-970, Rio de Janeiro, RJ. 2 - Programa de Pós Graduação em Zoologia, Museu Nacional, UFRJ (e-mail: anahenri@biologia.ufrj.br)

1. Introdução

A família Chironomidae apresenta-se em grande abundância e alta diversidade de espécies nos mais variados tipos de ecossistemas aquáticos e está presente em todas as regiões zoogeográficas do mundo (Ashe *et al*., 1987; Fend & Carter, 1995), os indivíduos desta família são apontados em diversos estudos como os mais importantes bioindicadores dentre os macroinvertebrados bentônicos de água doce (Kawai *et al*., 1989).

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos pode refletir alguns dos principais processos de ecossistemas de rios quando se existe um conhecimento prévio sobre a taxonomia, ecologia e distribuição zoogeográfica dos principais grupos (Galdean *et al*., 2000). Juntamente com o conhecimento de distribuição espacial e temporal podemos inferir dados sobre a situação ecológica da comunidade de um dado sistema de rio. Tendo em vista que o conhecimento da fauna de insetos aquáticos em riachos de Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro ainda é muito incipiente, vem sendo desenvolvido um estudo sobre as ecorregiões, baseado no conceito proposto por Omenik (1987), que visa o mapeamento de regiões ecológicas de acordo com as características fisiográficas da região, e a composição e estrutura da fauna de macroinvertebrados bentônicos. Por este conceito o estado do Rio de Janeiro foi dividido em 19 regiões ecológicas (Henriques *et al.*, 2000).

Com o objetivo de aumentar os conhecimentos da fauna de Chironomidae no estado do Rio de Janeiro para aplicá-lo no projeto de ecorregiões e biomonitoramento, foi realizado um estudo preliminar sobre a distribuição espacial e composição da fauna de Chironomidae em quatro riachos da Serra do Mar, no sul do estado do Rio de Janeiro.

2. Materiais e Métodos

Os rios estudados localizam-se na ecorregião 1 (Ecorregião Litorânea da Serra da Bocaina), em áreas de Mata Atlântica preservada. São eles: um tributário de primeira ordem do Rio Bracuí e Rio Caputera (Angra dos Reis), rio Grande, na Reserva Ecológica Rio das Pedras (Mangaratiba) e rio do Sertão, Parque Nacional da Serra da Bocaina (Parati).

Foram realizadas duas coletas: uma estação seca (agosto de 2001) e outra no final da estação chuvosa (março de 2001) em sete tipos de mesohabitats (folhiço depositado em remanso, folhiço retido em correnteza, areia, cascalho, pedra lisa (laje), pedra solta e pedras com hidrófitas). As amostras foram coligidas com um amostrador do tipo Surber (900 cm^2 e 200 mm de malha), sendo a amostragem de cada mesohabitat o resultado de um composto de várias áreas do rio de um trecho de 100m que contenham os mesmos mesohábitats.

O material foi triado em campo em bandejas brancas e os macroinvertebrados bentônicos fixados em álcool a 100%. Em laboratório, as larvas de Chironomidae foram separadas em microscópio estereoscópio e identificadas por meio de lâminas e lamínulas para microscópio óptico (magnificação de até 1000X) até o menor nível taxonômico possível. Foram utilizadas as chaves taxonômicas de Cranston *et al.*, (1983); Trivinho-Strixino & Strixino (1995) e Epler (2001).

Para determinar quais os táxons característicos de cada mesohabitat foi feito o teste de espécies indicadoras de Dufrêne & Legendre (1997). A comparação entre os rios amostrados com relação à estrutura e composição da fauna de Chironomidae será feita através do índice de similaridade Morisita-Horn.

3. Resultados e Discussão

Nos rios Bracuí e Caputera foram encontrados 32 táxons de Chironomidae pertencentes a três subfamílias. As larvas de Chironomidae coletadas nos rios Grande e do Sertão encontram-se em fase de identificação.

Lauterborniella (37,68%), *Ablabesmyia* (10,26%), *Thienemanniella* (8,00%) e *Nanocladius* (5,22%) foram os gêneros com maior abundância relativa para o Rio Caputera, e *Cricotopus* (39,66%), *Parametriocnemus* (19,40%), *Corynoneura* (8,43%) e aff. *Tribelos* (6,75%) os gêneros com maior abundância relativa para o Rio Bracuí.

Quanto a sazonalidade, a estação seca foi a que apresentou maior quantidade de indivíduos em todos os rios estudados. Em estudos anteriores realizados em diversos rios do estado do Rio de Janeiro (*e.g.* Huamantinco & Nessimian, 1999, Henriques-Oliveira, 2001; Passos, 2001), foi encontrado uma maior diversidade e quantidade de indivíduos durante a estação seca (inverno), sendo associada a maior estabilidade ambiental do período.

No Rio Caputera o folhiço depositado foi o mesohabitat com maior riqueza taxonômica (20 táxons) e quantidade de indivíduos, seguido do folhiço em correnteza. Os valores observados para o folhiço depositado neste rio podem indicar uma maior disponibilidade de recursos (alimento e abrigo) e heterogeneidade do substrato. Segundo SHORT *et al.* (1980) o substrato vegetal é uma importante fonte alimentar, além de funcionar também como sistema coletor de detritos orgânicos de partículas finas, que servirão de habitat e alimento. No Rio Bracuí nenhum dos mesohabitats estudados apresentaram diferenças significativas nos valores de riqueza.

No teste de Espécies Indicadoras, cinco táxons foram indicativos para o folhiço depositado (*Ablasbemyia*, aff. *Pentaneura*, *Phaenopsectra*, aff. *Tribelos* e *Nanocladius*), um para a areia (*Cryptochironomus*), um para o folhiço em correnteza (*Thienemanniella*) e um para o substrato pedra lisa (*Cricotopus*). Estes resultados corroboram estudos prévios realizados em riachos na Região Serrana do estado do Rio de Janeiro (*e.g.* Sanseverino *et. al.*, 1998; Henriques-Oliveira *et. al*., 1999; Sanseverino & Nessimian, 2001) e na Floresta da Tijuca (Henriques-Oliveira, 2001). *Lauterborniella* embora não tenha sido considerado pelo teste como um táxom indicativo para algum mesohabitat, este gênero foi encontrado habitando somente o folhiço depositado. As larvas desse gênero são construtoras de tubos móveis, comumente encontradas em depósitos de folhiço e muitas vezes é o grupo de Chironomidae dominante neste tipo substrato (Sanseverino & Nessimian, 2001).

Apesar de preliminares, os resultados deste trabalho vêm aumentar o conhecimento da fauna de Chironomidae da região e contribuir para o mapeamento da distribuição espacial dos gêneros desta família no projeto de ecorregiões. De acordo com Sanseverino & Nessimian (2001), a ocorrência de preferências com relação ao hábitat pelas larvas de Chironomidae, deve ser levada em conta em estudos de avaliação ambiental, quando estes são baseados na composição e estrutura e riqueza dessa comunidade. Assim, deve-se ampliar o conhecimento da distribuição espacial das larvas de Chironomidae para evitar interpretações errôneas nos estudos de

biomonitoramento.

4. Referências Bibliográficas

Ashe, P, Murray, D. A. & Reiss, F. (1987). The Zoogeographycal distribution of Chironomidae (Insecta: Diptera). *Annls. Limnol. 23* (1): 27 - 60.

Cranston, P. S., Oliver, D. R. & Sæther, O. A. (1983). The larvae of Orthocladiinae (Diptera: Chironomidae) of the Holartic region - keys and diagnoses. *In:* Wiederholm, T. (ed.). Chironomidae of the Holartic region. - Keys and diagnose. Part I: Larvae. *Ent. Scan. Suppl.* 19:149-291.

Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs 67* (3): 345-366.

Epler, J.H. (2001). *Identification manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina.* EPA Region 4 and Human Health and Ecological criteria Division, 516p

Fend, S.V. & Carter, J.L. (1995). The relationship of habitat characteristics to the distribution of Chironomidae (Diptera) as measured by pupal exuviae collections in a large river system. *J. Fresh. Ecol. 10* (4):343-359.

Galdean, N., Callisto, M. & Barbosa, F.A. (2000). Lotic ecosystens of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentaive classification based on the benthic macroinvertebrate community. Aquatic *Ecosystem Health and Management 3*: 545-552.

Henriques, C., Nessimian, J. L., Baptista, D. F., Buss, D. F., Silveira, M. (2000). *Avaliação da qualidade biológica de rios no estado do Rio de Janeiro através da comunidade de macroinvertebrados com base em ecorregiões*. XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia, Cuiabá, MT, Cadernos de Resumos 134p.

Henriques-Oliveira, A. L., Sanseverino, A. M. & Nessimian, J. L. (1999). Larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) de substrato rochoso em dois rios em diferentes estados de preservação na Mata Atlântica, RJ. *Acta Limnologica Brasiliensia, 11* (2): 17-28.

Henriques-Oliveira, A.L. (2001). Distribuição espacial e temporal da fauna de Chironomidae (Insecta, Diptera) em um rio da Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ. (Dissertação de Mestrado), PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro, xvi + 94p.

Huamantinco, A. A. & Nessimian, J. L. (1999). Estrutura espacial da comunidade de larvas de Trichoptera (Insecta) em um tributário de primeira ordem do rio Paquequer, Teresópolis , RJ. *Acta Limnologica Brasiliensia 11* (2): 1-16.

Kawai, K., Yamagishi, T., Kubo, Y & Konishi, K. (1989). Usefulness of chironomid larvae as indicators of water quality. *Japanese Journal Sanitary Zoology, 40*(4): 269-283.

Omernik, J.M. (1987). Ecoregions of the conterminous United States. *Ann. Assoc. Amer. Geograp. 77*: 118-125.

Passos, M. I. S. (2001). *Caracterização e Distribuição de Elmidae (Insecta, Coleoptera) no Rio da Fazenda, Floresta da Tijuca / Rio de Janeiro, RJ.* Pós-graduação em Zoologia, Museu Nacional, UFRJ, Rio de Janeiro. xiv + 77p. (Dissertação de Mestrado).

Sanseverino, A. M., Nessimian, J. L. & Oliveira, A. L. H. (1998). A fauna de Chironomidae (Insecta: Diptera) em diferentes biótopos aquáticos na Serra do Subaio (Teresópolis, RJ). Pp: 253-263. *In:* Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (eds.), *Oecologia Brasiliensis*. Vol. 5: Insetos Aquáticos, xvii + 309p.

Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G. (1995). *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo: Guia de identificação e diagnose dos gêneros.* PPGE-RN, Universidade de São Carlos, SP. 227p.

A Várzea da Calha do Amazonas: Conhecimento Biogeográfico e Proposta para a Conservação

Ana Luisa Albernaz[a], Jansen Zuanon[b], Jorge Nessimian[c], Leandro Valle Ferreira[a], Eduardo Venticinque[d], Heraldo Vasconcelos[e], Auristela Conserva[b], Roger Hutchings[b]

Museu Paraense Emilio Goeldi (anakma@museu-goeldi.br), [b]Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, [c]Universidade Federal do Rio de Janeiro, [d] Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, [e]Universidade Federal de Uberlândia

1. Introdução

De maneira geral, as estratégias para a conservação da biodiversidade visam a dois principais objetivos: representatividade e persistência. A representatividade diz respeito a quantos e quais os elementos que estão incluídos em áreas protegidas, e sempre se procura que ela venha a ser máxima. Isso significa que se espera que um sistema de áreas protegidas de um País ou região inclua áreas que representem os diversos ambientes, espécies e/ou populações geneticamente distintos existentes na área abrangida. No entanto, apenas a inclusão destes elementos em áreas protegidas não garante que eles subsistam – e por isso as estratégias de conservação devem também procurar ponderar características que promovam a persistência das área protegidas e dos ambientes e espécies nelas representados. Características que promovem a persistência são, por exemplo, o tamanho das áreas protegidas, que deve ser grande o suficiente para conter populações viáveis e recursos necessários às espécies que se quer proteger, a conectividade com outras áreas, que permite a continuidade do fluxo gênico e assim a manutenção dos processos evolutivos, a defensibilidade da área contra usos prejudiciais e a resiliência natural do ambiente.

O estudo "Bases Científicas para a Conservação da Várzea" faz parte do PROVÁRZEA, um dos projetos do Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais e tem como principal objetivo identificar e caracterizar as zonas biogeográficas na calha do Solimões-Amazonas para subsidiar a indicação de áreas prioritárias para a sua conservação. A priorização de áreas levará em conta tanto a representatividade dos elementos da várzea como suas chances de persistência. Para isso, optou-se por utilizar a "análise de insubstituibilidade", que é um método desenvolvido pelo Sistema Nacional de Parques e Vida Silvestre de Nova Gales do Sul (NPWS-NSW), Australia (NPWS, 2001). Comparando com outros métodos existentes para a mesma finalidade, a análise de insubstituibilidade apresenta as seguintes vantagens:

1. Possibilita flexibilidade nas escolhas. Áreas com elementos únicos possuem maiores valores de insubstituibilidade que aquelas que possuem elementos que podem ser encontrados em mais locais. Assim, é possível atingir a maior parte das metas com uma grande quantidade de configurações diferentes;
2. Possibilita avaliar a proporção de metas de conservação atingidas. As metas são relacionadas à representatividade e podem ser proporção de ambientes, populações ou espécies incluídas no sistema de áreas protegidas;
3. A cada área selecionada, as metas podem ser recalculadas, descontando-se aquelas já atingidas com a seleção feita;
4. O cálculo é rapido o suficiente para que a ferramenta possa ser usada em negociações com os diferentes grupos de interesse atuando na área.
5. O sistema permite a incorporação de outros elementos a serem ponderados na criação de áreas protegidas, como custos.

Para a execução deste tipo de análise, há algumas decisões que precisam ser tomadas de antemão. Uma delas é sobre que informações serão usadas na análise. Em áreas muito bem estudadas, os registros de coleta são agrupados em alguma escala padronizada e utilizados diretamente na análise. São exemplos deste tipo de utilização a análise sobre as aves da Grã-Bretanha (Williams et al 1996) e dos vertebrados terrestres do Oregon (Csuti et al 1997).

Uma outra opção é o desenvolvimento de modelos preditivos para espécies ou assembléias. Os modelos preditivos são gerados a partir do cruzamento de informações sobre a distribuição de espécies ou assembléias com variáveis ambientais como solos, altitude e condições climáticas. Por meio dos modelos pode-se prever a probabilidade de ocorrência de uma determinada espécie em locais para os quais não há informação direta sobre a espécie. A terceira opção é testar a validade de categorias existentes em um mapa da área, gerado, por exemplo, por sensoriamento remoto. Esta é a opção mais recomendada quando a informação pre-existente ou possível de ser obtida é muito escassa.

A segunda decisão a ser tomada é definir o tamanho das unidades de seleção. Tanto a análise de insubstituibilidade como os demais métodos de seleção sistemática de áreas protegidas baseiam-se na atribuição de valores relativos entre as áreas "candidatas". Assim, para que os valores possam ser calculados é necessário que estas áreas sejam definidas antes das análises. As unidades de seleção podem ser artificiais (células quadradas ou hexagonais, por exemplo) ou naturais (unidades de relevo ou bacias hidrográficas). Estudos prévios indicam que unidades muito grandes aumentam em muito a área necessária para atingir as metas, devido à redundância de alguns elementos. Por outro lado, unidades muito pequenas podem causar a fragmentação excessiva do sistema de áreas protegidas, sendo, por isso, indesejáveis (Pressey & Logan 1998; Albernaz 2001). No entanto, as unidades de seleção servem mais para orientar as decisões, e o desenho final pode ser modificado para atender a características que aumentem as chances de persistência das áreas protegidas (Cowling et al 1999).

O presente estudo teve como objetivo reunir as informações sobre o estado atual de conservação da várzea, suas características ambientais e sobre a distribuição de diferentes grupos de organismos que poderiam ser usados para subsidiar a escolha de novas áreas para a conservação.

2. Métodos

Além de uma avaliação do estado atual de conservação da várzea, foram feitas revisões bibliográficas e/ou taxonômicas sobre os seguintes grupos biológicos: peixes, entomofauna aquática, macrófitas aquáticas, árvores, formigas, aranhas e mosquitos.

3. Resultados

Uma análise preliminar da representatividade das Unidades de Conservação (UCs) foi feita utilizando-se os mapas atualizados de Unidades de Conservação do IBAMA e a área inundável estimada por análise de imagens de radar, disponibilizada pelo WWF/Brasil. Para esta análise, as áreas estuarinas, que não fazem parte do estudo, não foram consideradas (nem para o cálculo de área alagada nem na estimativa de área ocupada pelas UCs).

Atualmente existem 8 Unidades de Conservação ou partes delas na área alagável ao longo da calha do Solimões-Amazonas. Apesar da área ocupada pelas UCs estar por volta dos 14% da área alagada, a maioria das UCs que ocupam a várzea são de uso sustentável e situam-se na parte mais ocidental da Amazônia. Se forem consideradas apenas as UCs de Proteção Integral, como é a recomendação da Convenção da Biodiversidade, a área protegida incluída na área do estudo totaliza apenas 1,1%.

Entre os grupos estudados, peixes foi o grupo que apresentou maior regularidade de coletas ao longo da várzea. Ainda assim, não é muito claro se a várzea apresenta diferentes zonas biogeográficas para este grupo, ou quais poderiam ser as divisões propostas. Para grupos como os insetos aquáticos, as macrófitas e as árvores, as coletas são muito irregulares ao longo da várzea, havendo algumas áreas com grandes concentrações de coleta, como ao redor de Belém, Manaus e Mamirauá, e grandes vazios de informações entre estas áreas. Para alguns dos grupos enfocados, como as formigas e as aranhas, houve inclusive dificuldade em encontrar estudos específicos sobre o ambiente de várzea. Para os mosquitos, a maioria das informações existentes é referente a registros médicos, devido à atuação destes insetos como vetores de doenças. Como os registros incluem apenas umas poucas espécies de interesse médico, não é possível estabelecer qualquer comparação biogeográfica.

As informações disponíveis em sua maioria reforçam a influência do período de inundação na distribuição das espécies, sendo este apontado como o principal fator atuando na estrutura das comunidades de várzea. Outro aspecto importante é que devido à dinâmica dos sedimentos ao longo da várzea, sempre estão sendo formadas novas áreas de depósito, cuja colonização cria diferentes estágios sucessionais. Estas áreas de diferentes idades são também uma fonte de diversificação de ambientes. As áreas mais novas caracterizam-se por menor quantidade de espécies e pela colonização por espécies pioneiras. Os processos de sedimentação são mais intensos nas áreas que recebem maior volume de sedimentos, principalmente no alto Solimões e na região do estuário, e são mais brandos nas áreas em que há a entrada de grandes afluentes pobres em sedimentos, como os rios Negro, Trombetas, Tapajós e Xingu. Em termos de planejamento, os efeitos do período de inundação e do estágio sucessional são fenômenos em escala local. Isso significa que a representação desta variação em áreas protegidas pode ser atendida mediante a definição de áreas "candidatas" grandes o suficiente para incluir comunidades diversas, no que tange a estes aspectos, em seu interior.

Para as plantas, a literatura aponta para um aumento no número de espécies no sentido leste-oeste. Cabe ressaltar que todos os levantamentos encontrados na literatura são referentes à áreas de floresta densa A ausência de levantamentos em outras fisionomias dificulta avaliar seu efeito na distribuição das espécies, mas é bastante comum que tipos de vegetação diferentes possuam espécies distintas. Se isso for comprovado, é de se esperar que as áreas do Baixo Amazonas possuam maior diversidade beta, uma vez que apresentam maior número de fisionomias, segundo o mapa do IBGE.

Outra dificuldade detectada nos levantamentos bibliográficos foi relacionada à identificação das espécies. Um grande número de registros na literatura apresentam identificações apenas até o nível de gênero, o que dificulta a comparabilidade. Além disso, para as árvores, por exemplo, os levantamentos na região de Belém são mais antigos, em sua maioria da década de 60, enquanto os de Manaus são dos anos 80 e os de Mamirauá da década de 90. Neste período de tempo muitas classificações foram revistas e a nomenclatura de algumas espécies foi mudada. Assim, será necessária uma cuidadosa revisão de sinonímias e atualização da nomenclatura antes de se estabelecer qualquer comparação entre regiões. Devido a problemas de nomenclatura e identificação de espécies, no estudo de peixes optou-se por incluir apenas trabalhos de taxonomia, em que estas informações são mais confiáveis, e incorporar as demais informações da literatura apenas após uma revisão.

4. Conclusão

Devido à ausência de comparabilidade dos dados entre áreas diferentes, não foi possível, com os dados de literatura existentes, comprovar a existência de diferentes zonas biogeográficas ao longo da várzea ou desvendar quais seriam as variáveis que poderiam atuar na várzea sobre estes padrões. Desta forma, sugere-se a coleta de mais informações ao longo da calha, para que se possa definir quais seriam as prioridades para a conservação. As coletas devem ser padronizadas para que possam ser comparáveis, e, dependendo do período disponível, deverão focar-se em testar o efeito de variáveis incluídas em mapas (formações vegetais e geologia) e no desenvolvimento de modelos preditivos. Devido à escassez de informações, as unidades de seleção deverão ser artificiais e poderão ser testados dois tamanhos diferentes para avaliar qual o que melhor se ajusta à realidade da várzea.

O estudo indica que para se ter uma proteção mais efetiva do ambiente de várzea seria recomendável a criação de novas áreas de proteção integral ao longo da várzea ou de zonas de preservação, dentro de UCs de uso sustentável, amplas e contínuas o suficiente

para permitir a manutenção dos fluxos populacionais e gênicos. Se for verificada uma diferenciação biogeográfica ao longo da calha ou a maior diversidade beta nas áreas do baixo Amazonas, seria recomendável a priorização de novas áreas de conservação naquela região. O Baixo Amazonas, além de apresentar atualmente menor proporção de áreas protegidas, é a região que está mais pressionada por alterações antrópicas.

6. Referências Bibliográficas

Albernaz, A. L. K. M. (2001). Zoneamento da região de Alter do Chão, Pará: um exercício de planejamento para uma unidade de conservação de uso indireto. Tese de Doutorado, INPA/UFAM, Manaus, 132p.

Cowling, R.M.; Pressey, R.L.; Lombard, A.T.; Desmet, P.G.; Ellis, A.G. (1999). From representation to persistence: requirements for a sustainable system of conservation areas in the species-rich mediterranean-climate desert of southern Africa. *Diversity and Distributions* 5: 51-71

Csuti, B. P.; Polaski, S.; Williams, P. H.; Pressey, R. L.; Camm, J. D.; Kershaw, M.; Kiester, A. R.; Downs, B.; Hamilton, R.; Huso, M.; Sahr, K. (1997). A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80: 83-97.

Pressey, R.L.; Logan. V.S. (1998). Size of selection units for future reserves and its influence on actual vs targeted representation of features: a case study in western New South Wales. *Biological Conservation* 85: 305-319

NPWS (2001). *C-Plan: Conservation Planning Software version 3.06.* Armidale, NSW, Australia

Williams, P; Gibbons, D.; Margules, C.; Rebelo, A.; Humphries, C.; Pressey, R. (1996). A comparison of richness hotspots, rarity hotspots, and complementary areas for conserving biodiverity of British birds. *Conservation B*iology 10(1): 155-174

Descrição da Trilha das Dunas e Flora Acompanhante do Parque Nacional Da Lagoa Do Peixe.

Ana Soler[1] & Sandra Capitoli[2]
[1]acadêmica do curso de graduação Universidade Federal do Rio Grande(asoler@vetorialnet.com.br)
[2]prof ª de Ecologia do Departamento de Oceanografia Universidade Federal do Rio Grande.

1-Introdução

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe insere-se na Planície Costeira do Estado do Rio Grande do Sul abrangendo porções litorâneas dos municípios de Tavares e Mostardas. Criado em 1986, por sugestão do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal –IBDF (hoje IBAMA) visa a proteção de espécies vegetais e animais.

O presente trabalho de Descrição da Trilha das Dunas e flora acompanhante é parte do projeto "Estudos para Implementar a Visitação no Parque Nacional da Lagoa do Peixe e o Turismo na sua Área de Influência", proposto para atender as exigências do Plano de Manejo dessa UC (Knak,1999) no que tange a fornecer alternativas de renda para a população local, para a implementação da prática sustentável do ecoturismo, elaboração de material para a orientação dos visitantes e proporcionar de forma ordenada atividades como a educação ambiental e o turismo que já vem sendo desenvolvidas nas trilhas ao longo dos últimos anos.

2-Métodos:

O Parque Nacional da Lagoa do Peixe está localizado na porção sul da costa gaúcha, em uma área de restinga entre a Lagoa dos Patos e o Oceano Atlântico. Com superfície de 35.000ha paralela à linha de costa, o PARNA da lagoa do Peixe abrange também parte da plataforma continental. Faz parte da grande planície aluvial retrabalhada pelo menos por quatro ciclos de transregressões marinhas ocorridas no final do Cenozóico (Villwock et al. 1992).

O estudo foi realizado mediante saídas de campo sazonais durante o ano de 2001 e 2002. A reunião de dados sobre as condições ambientais da trilha como períodos de chuva e estiagem, intensidade solar, presença de animais peçonhentos e época aconselhada a visitação, permitiu elaborar a descrição das trilhas conforme Mirandela (1998).

A trilha principal e as secundárias foram percorridas à pé para a determinação da extensão total e cronometragem da duração aproximada de cada percurso. Com o auxílio de uma trena foram feitas medições a cada 50 metros permitindo a anotação das características peculiares a cada trecho, como presença de corpos hídricos, pontes, voçorocas, bifurcações, residências, balneário e pastagem de gado. Esse processo tornou possível a descrição de cada uma das unidades ambientais cortadas pelas trilhas. Os exemplares florísticos mais representativos visualmente presentes em cada local foram observados, fotografados e georeferênciados com o auxílio de GPS para posterior localização em mapa. As espécies vegetais foram observadas a olho nu e com o auxílio de binóculos, quando houve dúvida quanto à classificação de determinada espécie, parte dela foi coletada e transportada em prensa botânica para análises posteriores, pesquisas bibliográficas (Ferrer,1998) e consulta ao herbário do Departamento de Ciências Morfobiológicas da FURG. Como as trilhas definidas no PARNA pretendem ser uma amostra de todas as unidades ambientais existentes na área, pressupõe-se que lá foram encontradas, se não todas, o maior número de espécies vegetais existentes na área da Unidade de Conservação.

3-Resultados e discussão:

Trilha das Dunas

Época aconselhada a visitação: durante as épocas de intensa precipitação normalmente nos meses de junho até início de setembro não é recomendado o turismo.

Extensão: 8,5km

Duração aproximada: 30minutos de carro

Periculosidade: reside no fato de a trilha ser uma estrada com trânsito de veículos e a exposição solar ser constante.

A Trilha das Dunas atravessa o Parque Nacional da Lagoa do Peixe, ligando o município de Mostardas ao Oceano Atlântico. Inicia no limite oeste do PARNA (31°09'10"S e 50°48'30"W), onde será construído o Sub-centro de Visitantes e o Centro Administrativo dessa UC e termina no limite leste (31°06'39"S e 50°51'53"W), próximo ao Balneário Mostardense. A trilha possui duas trilhas secundárias (Trilha do Bugreiro e Trilha da Areia Movediça) e uma complementar fora dos limites do Parque (Trilha das Gaivotas), abrangendo respectivamente as seguinte unidades ambientais: mata nativa, campo de dunas costeiras manejadas, cordão de dunas e praia arenosa. A Trilha principal das Dunas corta longitudinalmente a mata turfosa situada abaixo da barreira III (Soler,2003), tendo como espécies características exemplares de *Scirpus giganteus* Kunth (tiririca), *Daphnopsis racemosa* Griseb.(imbira), *Erytrina crista-galli* L. (corticeira-do-banhado) e *Psidium cattleianum* Sab. (araçazeiro).

Trilha das Gaivotas

Época aconselhada a visitação: primavera e verão.

Extensão: 500 metros

Duração aproximada: 30 minutos.

Periculosidade: o período de exposição solar é elevado e a entrada ao mar deve ser cautelosa.

A trilha situada no entorno do Parque, inicia no Balneário Mostardense cortando o cordão de dunas e a praia arenosa onde termina, com a presença de dunas frontais colonizadas por exemplares de *Blutaparon portulacoides* Mears (capotiragua), *Senecio crassiflorus* (Lam.) DC. (margarida-das-dunas), *Panicum racemosum* Spr. (capim-das-dunas), *Paspalum vaginatum* Sw. (capim-arame) e *Spartina ciliata* Kunth. (capim salgado).

Trilha do Bugreiro

Época aconselhada a visitação: primavera e início do outono.

Extensão: 450 metros

Duração aproximada: 45 minutos.

Periculosidade: elevada pois existe a presença de animais peçonhentos.

Localizada no início da Trilha das Dunas e delimitada por uma voçoroca, tem como fim a Fazenda Lindeira. Essa trilha de mata nativa ainda não foi desapropriada e quando percorrida permite a observação dos ambientes de transição entre a mata seca e a mata úmida marcada pela presença de uma encosta de 4 metros de altura. Exemplares de *Cereus uruguayanus* (cardeiro), *Sebastiania brasiliensis* Spreng. (branquilho), *Casearia sylvestris* Swartz. (chá-de-bugre) e *Ficus organensis* (Miq.)Miq. (figueira-do-mato) são exemplares típicos desse ambiente (Soler et.al.,2002).

Trilha da Areia Movediça

Época aconselhada a visitação: verão

Extensão: 1,4 km

Duração aproximada: 1 hora

Periculosidade: durante o período de chuvas aumentam os charcos e as areias movediças. O período de exposição solar é elevado.

Distante 2km da curva que divide a área de campos das dunas, localizada no lado esquerdo da trilha principal no sentido continente-praia, marcada por dunas manejadas de aproximadamente 12m de altura transversalmente à estrada tem inicio a Trilha da Areia Movediça.. Entre o cordão de dunas da estrada e as dunas interiores de até 10m de altura estende-se um vasto campo de areias movediças e charcos de água doce com presença de vegetação típica como exemplares *Azolla filiculoides* Lam. (murerê rendado), *Salvinia auriculata* Aubl. (murerê), *Nymphoides indica* (L.) Kuntze, (soldanela d‘´agua), *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. (cairuçu-de-brejo).

4-Conclusões:

Uma das formas de movimentar a economia da região do Parque Nacional da Lagoa do Peixe, é sem dúvida o turismo. Entretanto este, poderá ter efeitos catastróficos senão bem direcionado. Assim, o levantamento dos atrativos das trilhas com a identificação das espécies florísticas acompanhantes aliado a outros estudos eminentes ao tema ainda em andamento na área de pesquisa, fornecerá subsídios para ordenar, orientar e estimular a prática sustentável da visitação na área dessa UC.

Os dados obtidos nesse trabalho são de grande importância, visto que ainda existem poucos estudos realizados no PARNA. O material elaborado ficará a disposição das escolas e comunidade local, podendo ser utilizado como auxílio para posteriores estudos e servindo como complemento para o seu Plano de Manejo.

5-Bibliografia:

Ferrer, R. S. (1998). A vegetação arbórea nativa do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Relatório Técnico Científico. Pelotas, RS. 38p.

Knak, R.B. (Org.). (1999) Plano de Manejo do Parque Nacional da Lagoa do Peixe. Fase 2. Rio Grande: FURG, Departamento de Oceanografia, laboratório de Ecologia de Sistemas. 327p.

Mirandela, J.E. (1998). Parque Natural de Montesinho. Colecção Patrimônio Natural Transmontano. Tipografia Guerra. Bragança, Portugal. 149p.

Soler, A. (2003). Caracterização ecológica dos componentes florísticos da mata turfosa do PARNA da Lagoa do Peixe. Anais do XXIII Encontro Estadual de Geografia. Canoas. POA.

Soler, A et al. (2002). Caracterização bioecológica dos exemplares florísticos da mata arenícola- PARNA da Lagoa do Peixe. Anais da I Mostra da Produção Científica-FURG. Rio Grande. RS. p.140.

Villwock, J.A. et al. (1992). Mapa Geomorfológico da Província Costeira do RS. Escala 1:1.000.000. In: Congresso Brasileiro de Geologia-SBG. SP. 37. São Paulo. Boletim de Resumos Expandidos, v.2, p.292.

Ocorrência do gênero *chasmogenus* sharp, 1882 (Coleoptera: Hydrophiloidea) no Estado do Rio de Janeiro (Brasil)

André Dias dos Santos [a]; Nelson Ferreira-JR [b]. & Jorge Luiz Nessimian [c]

[a] Lab. de Entomologia, Depto. de Zoologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, CP 68044, 21944-970 Rio de Janeiro, RJ, Brasil. (andre_ws@hotmail.com)

1. Introdução

A superfamília Hydrophiloidea, como definida por HANSEN (1991), é composta pelas famílias Epimetopidae, Georissidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydrophilidae e Spercheidae. Constituída de cerca de 150 gêneros e mais de 2.500 espécies (ARCHANGELSKY, 1998), apresenta distribuição mundial, sendo a maioria delas cerca de 1.050, encontrada apenas nas regiões Neotropical e Etiópica (HANSEN, 1995b). Parte das espécies é constituída de representantes terrestre, a maioria encontrada habitando os mais variados tipos de ambientes aquáticos como rios, riachos, brejos, lagoas, lagos, poças etc (HANSEN, 1995a). O conhecimento acerca de sua taxonomia ainda é restrito, uma vez que há poucos especialistas na América do Sul e no mundo. Assim, informações sobre habitat, taxonomia e distribuição de alguns gêneros e espécies da Região Neotropical são escassas.

O gênero *Chasmogenus* Sharp, 1882 é componente da família Hydrophilidae e apresenta 18 espécies, a maioria descrita para a Região Etiópica (HANSEN, 1991). Para as Américas, apenas sete espécies foram descritas (GARCIA, 2000): *C. fragillis* Sharp, 1882, da Guatemala e Panamá; *C. rufinasus* Knisch 1924, do Equador; *C. sapucay* Fernández 1986, da Argentina e Paraguai; *C. occidentalis* Garcia 2000, *C. bariorum* Garcia 2000, *C. yukparum* Garcia 2000 e *C. australis* Garcia 2000, todos da Venezuela.

2. Métodos

A partir de material coligido e previamente depositado na coleção entomológica do Departamento de Zoologia – Instituto de Biologia da UFRJ –, bem como de registros da literatura, foi possível fazer uma distribuição preliminar dos representantes do gênero *Chasmogenus* por localidades e hábitat. As coletas foram realizadas com o auxílio de puçás, peneiras, coletores do tipo Surber, redes de Brundin, armadilha do tipo pitfall e luminosa. Em campo, os exemplares coletados foram fixados em álcool etílico 80% ou formaldeído a 4%. No laboratório, as amostras foram triadas e identificadas com auxílio de microscópio estereoscópio e bibliografia pertinente. Posteriormente, os espécimes foram conservados em álcool a 80%, acondicionados em tubos de vidro e etiquetados sendo, então, incorporados à coleção do laboratório de Entomologia do Departamento de Zoologia da UFRJ. A caracterização da distribuição por habitat levou em conta fatores como: o ambiente (se aquático- lótico/lêntico- ou terrestre), o tipo de ambiente (se rios, poças, brejos, fitotelmata, represa, lagoa e floresta), a altitude e, quando possível, substratos.

3. Discussão e Resultados

Para o Brasil, não há nenhuma espécie de *Chasmogenus* descrita, embora o gênero já tenha sido relatado para o estado do Rio de Janeiro (FERREIRA-JR *et al.*, 1998). Dos 22 municípios do estado do Rio de Janeiro estudados, os espécimes do gênero *Chasmogenus* foram encontrados em apenas quatro (Casimiro de Abreu, Maricá, Rio de Janeiro, Teresópolis). Os exemplares estiveram presentes tanto em ambiente lóticos quanto em lênticos. Entretanto, a presença em rios foi restrita a localidades de média a grandes altitudes, Casimiro de Abreu e Teresópolis. Na primeira, esteve presente no substrato arenoso. Já em Teresópolis, foi encontrado no folhiço de correnteza e em algumas outras amostras sem especificação de substrato. Nas demais localidades, estiveram presentes apenas em vegetação marginal de poças temporárias. Espécies do gênero já

foram reportadas para margens de rios e em pequenas poças formadas em pedras (GARCIA, 2000).

4. Conclusão

Embora essa tenha sido a primeira tentativa de se caracterizar os ambientes em que os representantes do gênero *Chasmogenus* Sharp, 1882 ocorrem no estado do Rio de Janeiro, algumas coletas foram aleatórias. Assim, será necessário um estudo mais aprofundado para obtenção de dados mais precisos.

5. Referências Bibliografia

Archangelsky, M., (1998). Phylogeny of Hydrophiloidea (Coleoptera: Staphyliniformia) using characteres from adult and preimarginal stages. *Systematic Entomology* 23: 9-24.

Ferreira-JR, N.; Mendonça, E. C.; Dorvillé, L.F.M. & Ribeiro, J. R. I., (1998). *Levantamento preliminar e distribuição de besouros aquáticos (Coleoptera) na restinga de Marica, Maricá* - RJ. *In*: NESSIMIAN, J. L. & CARVALHO, A. L., Ecologia de Insetos Aquáticos (Oecologia Brasiliensis V). Pp: 129-140. PPGE-UFRJ, Rio de Janeiro

Garcia, M., (2000). Cuatro nuevas especies de *Chasmogenus* Sharp, 1882 (Coleoptera: Hydrophilidae: Hydrophilinae) de Venezuela. *Boletín de Centro de Investigaciones Biológicas* 34 (1): 45-58.

Hansen, M., (1991). The Hydrophiloidea beetles, phylogeny, classification and revision of the genera (Coleoptera, Hydrophiloidea). *Biologiske Skrifter* 40: 1-367.

Hansen, M., (1995). Evolution and classification of the Hydrophiloidea – a systematic review. *In*: *Biology, Phylogeny, and Classification of Coleoptera; Papers Celebrating the 80th birthday of Roy A. Crowson*, Museum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa. pp.321-353. J. Pakaluk and S. A. Slipinski.

Identificação de impactos ambientais no curso inferior do rio pratagy-al: imediações do parque residencial Benedito Bentes – dados preliminares

Andreia Luiza Alves
Aluna do Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais da Universidade Federal de Pernambuco
andluiza@yahoo.com.br
Eugênia Cristina Gonçalves Pereira, Drª
Professora do Departamento de Ciências Geográficas da Universidade Federal de Pernambuco
arruda@hotlink.com.br

Introdução: A APA do Pratagy é uma unidade de conservação recente em Alagoas e foi criada para preservar, entre outros recursos naturais, o rio que a nomeia. Às suas margens há um importante patrimônio natural, incluindo remanescentes florestais. A APA está localizada entre as coordenadas geográficas: 9º 20' e 9º 35' de latitude Sul e 35º 38' e 35º 50' de longitude Oeste e possui uma área total de 13.369,50 ha ou 133,69 km^2, aproximadamente, distribuídos nos municípios de Messias, Rio Largo e Maceió, em Alagoas. Essa extensão corresponde à porção drenada pelo Rio Pratagy e seus afluentes, sendo o Rio Messias o principal deles. A área de estudo está compreendida desde a confluência entre o referido afluente e o Rio Pratagy até a foz deste, no litoral norte da cidade de Maceió. Esse rio tem sido apontado como uma saída para a crise no abastecimento d'água do município. O objetivo geral da pesquisa é a identificação dos impactos ambientais na área referente ao curso inferior do rio Pratagy no Estado de Alagoas, decorrentes do uso da terra. Assim, se faz necessária a realização de estudos que identifiquem alguns dos impactos aí provocados, estabelecendo relações entre eles e o uso da terra atual e aquele que se fazia antes de ser criada a APA. Métodos: Além do levantamento bibliográfico para verificação da descrição do ambiente natural e uso da terra na APA em trabalhos anteriores, foram adquiridas cartas topográficas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, imagens orbitais em meio digital da Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias – EMBRAPA. Foi realizada ainda uma pesquisa junto à Companhia de Abastecimento d'Água e Saneamento do Estado de Alagoas – CASAL, responsável pela execução do Projeto Pratagy e implantação do sistema que visa melhorar o abastecimento de água em Maceió. Em seguida foi elaborado um mapa-base da área estudada a partir da carta topográfica SC-V-C-IV-2 do IBGE, na escala 1:50.000. Também foi utilizado um mapa da área na escala 1:18.000, adquirido na Secretaria Municipal de Controle do Convívio Urbano – SMCCU, como suporte na elaboração do mapa-base, no que diz respeito à margem direita do Rio Pratagy. Após a interpretação de imagens de satélite de distintos anos serão analisados e comparados dados de retirada da cobertura vegetal e de desmonte de relevo, expansão da agricultura local, urbanização. A etapa seguinte é a de campo para verificação, *in loco*, de informações extraídas das cartas e imagens orbitais, a exemplo do uso atual da terra, e realização de entrevista com residentes, reunindo informações que permitam perceber o grau de conscientização da população quanto às questões ambientais diretamente relacionadas com o Rio Pratagy e a APA. Os resultados da análise dos dados obtidos, ou confirmados na verificação de campo, serão dispostos em mapas temáticos e gráficos, acompanhados de possíveis sugestões para ordenar a exploração dos recursos naturais no ambiente estudado. Resultados Preliminares: O Rio Pratagy tem estado em evidência por ter sido selecionado (CASAL, 1978) como futuro manancial abastecedor de Maceió. Porém, naquele ano já eram conhecidos os desmatamentos e as queimadas às margens do rio. Antes da criação da Área de Proteção Ambiental do Pratagy foi realizado, no Projeto IMA/GTZ (1993), um diagnóstico físico-conservacionista da sua bacia hidrográfica. Este estudo revela que as águas do rio estão poluídas, inclusive com indícios de eutrofizações ali já detectados. Assis (2000) propõe a criação da Reserva Biológica do Rio Messias, principal afluente do rio Pratagy, e justifica que os importantes remanescentes da Mata Atlântica oferecem proteção aos mananciais do Projeto Pratagy, que representaria uma saída para a crise no abastecimento d'água em Maceió. O mesmo autor ainda reforça que os mananciais encontram-se próximos de áreas urbanas, algumas delas em crescimento desordenado. Quanto ao uso da terra na APA, o Projeto IMA/GTZ (1993) identificou práticas como a agricultura, pecuária e existência de áreas residenciais. Em MACEDO et al. (2001) delimitou-se como terras cultivadas, 72,6% da área da APA, e foram constatados diversos graus de degradação, sobretudo da vegetação, do solo e da água destinada ao abastecimento de Maceió. Para um melhor planejamento da etapa de campo foi efetuada uma visita de reconhecimento, com registro fotográfico de parte da área. Embora preliminarmente, algumas observações já puderam ser feitas. Nas margens do rio Pratagy, próximo à sua foz, a vegetação original foi, em grande parte, substituída por um imenso coqueiral. Também foi observada a ocorrência de esgotos domésticos lançados diretamente em um afluente, por residências que o margeiam. Próximo a esse local há sinais claros de ocupação e exploração humanas desordenadas, como a retirada de madeira do manguezal e um depósito de lixo que invade o mesmo. Conclusão: É unânime na bibliografia consultada que a APA do Pratagy é de suma importância por seu patrimônio natural, merecendo atenção especial e gestão ambiental adequada. Mesmo amparados por uma legislação ambiental invejável, os recursos naturais aí ainda são alvo de intervenções sem o licenciamento ou a fiscalização adequada para garantir sua proteção e/ou conservação. A situação é ainda mais grave quando se atenta para o fato de que a referida área encontra-se nos domínios da Mata Atlântica, praticamente dizimada pela ação antrópica iniciada há séculos.

Referências Bibliográficas

ASSIS, J. S. de. Biogeografia e conservação da biodiversidade – projeções para Alagoas. Maceió: Edições Catavento, 2000. 200 p.

CASAL. Plano de preservação de mananciais: Rio Pratagy – futuro manancial abastecedor de Maceió. Maceió, 1978. 44 p.

MACEDO, C. R. de; TORRES, M. S. & ASSIS, J. S. de,. Participação da vegetação no potencial de recursos hídricos da APA do Pratagy. In II Encontro Nordestino de Biogeografia sustentabilidade: desafios do novo milênio e 1º Fórum de Debates para o Simpósio Internacional "Jardin Planetaire" 03 – Maceió, anais. UFAL: Maceió, 2001.

Projeto IMA/GTZ. Diagnóstico físico-conservacionista da bacia hidrográfica do Pratagy. Secretaria do Planejamento do Estado de Alagoas: Maceió, 1993. 112 p.

(Instituição Financiadora: Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Alagoas – FAPEAL)

Conservação *ex situ* de espécies ameaçadas da flora nativa no Jardim Botânico da Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul

Andréia Maranhão Carneiro [a] & Sabrina Lacerda da Silva [b]
[a] Pesquisadora do Jardim Botânico de Porto Alegre – FZB (jbpesquisa@fzb.rs.gov.br) [b] Acadêmica de Biologia da Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

1. Introdução

A conservação da biodiversidade é assunto de crescente importância devido ao ritmo acelerado das alterações que a natureza tem sofrido e às elevadas taxas de extinção observadas recentemente. O processo natural de extinção faz parte da história da evolução da vida, porém, devido a ação humana, as modificações no meio ambiente têm ocorrido com velocidade maior do que a da capacidade das espécies de adaptarem-se às novas condições.

As taxas de extinção têm sido muito altas e o tempo que necessitaríamos para descobrir novas espécies e estudá-las, insuficiente. A maioria das espécies sequer foi descrita e muitas podem desaparecer até antes de serem conhecidas pela ciência, muitas teriam valor utilitário para a humanidade, principalmente na medicina e agricultura (Primack e Rodrigues, 2001).

Segundo Wilson (1997) "Salvar a biodiversidade significa tomar medidas para a proteção de gens, espécies, habitats e ecossistemas. A melhor maneira de proteger as espécies é conservar seus habitats". Portanto, precisamos possuir o conhecimento das espécies ameaçadas para podermos, através da proteção dos ecossistemas e de seu adequado manejo, salvá-las da extinção.

Sem dúvida a melhor estratégia para a conservação da biodiversidade e a proteção das espécies ameaçadas é a conservação *in situ*, ou seja, a proteção de seu habitat, da comunidade como um todo, de modo que suas interações ecológicas sejam mantidas. Porém, em casos especiais, quando as populações são muito pequenas ou seu habitat natural está bastante ameaçado, a conservação *ex situ* torna-se importante para evitar a extinção (Primack et alli, 2001).

Tendo em vista que o principal objetivo principal dos jardins botânicos é a conservação, juntamente com a pesquisa e a educação ambiental, objetivamos manter um banco de germoplasma de espécies raras ou ameaçadas (com base no Decreto Estadual 42.099 de 2002) para futura reintrodução no habitat. Os Jardins Botânicos como armazenadores de dados, técnicas e coleções, são bem preparados para desenvolver técnicas de conservação *ex situ*, ou seja, prover custódia protetora, justificável como parte de uma estratégia para garantir que as espécies sobrevivam no seu habitat (Normas Internacionais de Conservação para Jardins Botânicos, 2001).

2. Métodos

Com base na lista oficial de espécies da flora nativa do Estado do Rio Grande do Sul ameaçada de extinção – decreto Estadual 42.099 de 2002 – e análise de material bibliográfico e de herbário, escolhemos espécies a serem coletadas e adicionadas à coleção.

Através do estudo de sua fenologia, planejamos excursões exploratórias para encontrarmos matrizes. Depois de definidas as matrizes, realizamos repetidas excursões para coleta de sementes em diferentes populações, para que haja variabilidade do material genético.

As sementes coletadas são encaminhadas ao banco de sementes para análise da qualidade fisiológica, possível armazenamento e germinação. Posteriormente são encaminhadas ao viveiro e dali para plantação no arboreto onde se transformarão em novas matrizes.

3. Discussão e Resultados

Das 607 espécies ameaçadas que constam na lista oficial, possuímos em nossas coleções 174 espécies. Sendo 58 cultivadas no arboreto e 116 em coleções especiais - em casas de vegetação.

Destaca-se a nossa coleção de *Bromeliaceae*, que possui 191 espécies – a sua maioria nativas do estado - sendo que 72 estão citadas na lista de espécies ameaçadas. A coleção de *Cactaceae* é formada por 264 espécies, das quais 25 constam como ameaçadas.

Como parte dos resultados obtidos, inauguramos em 2002 uma nova coleção de "Espécies raras, endêmicas ou ameaçadas de extinção do Rio Grande do Sul", onde estão plantadas, principalmente, espécies arbóreas, incluindo *Callisthene inundata* Bueno *et alli*, espécie rara e endêmica do Vale do Rio das Antas no Rio Grande do Sul. Entre as herbáceas temos *Schlechtendalia luzulaefolia* Less. com distribuição restrita entre os municípios de Porto Alegre a Pelotas (aproximadamente 300 km) e *Ephedra tweediana* Fisch. & C.A. Mey., *Gymnospermae* herbácea, endêmica da região da Lagoa dos Patos no município de Porto Alegre (Menegat et al., 1998).

Essas espécies mantidas sob cultivo constituem-se em valioso material que pode ser utilizado para a pesquisa, atividades educacionais e como banco de germoplasma, e servirá de contribuição para a conservação da biodiversidade nativa.

De várias espécies, como por exemplo *Margaritaria nobilis* L. f., *Persea pyrifolia* (Don) Spreng., *Lafoensia nummularifolia* A. St.-Hil., que estão seriamente ameaçadas, devido principalmente à destruição de seu ambiente, já possuímos mudas, estocadas em viveiro, e propágulos, sendo trabalhados no banco de sementes.

4. Conclusões

Conforme já foi comentado, a conservação *ex situ* só se justifica como uma técnica de emergência, como fonte de material para reintrodução no habitat original e aumento de populações reduzidas. De modo que o conjunto dessas matrizes pertencentes às coleções, as sementes estocadas, e as mudas em desenvolvimento no viveiro, nos permitem desenvolver projeto para reintrodução dessas espécies no seu habitat original, e estamos iniciando a concepção de um projeto de devolução de espécies ameaçadas à natureza que deverá ter início a partir de 2004.

5. Referências bibliográficas

Conselho Nacional do Meio Ambiente; Rede Brasileira de Jardins Botânicos; Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janero. (2001). *Normas Internacionais de Conservação para Jardins Botânicos* EMC – Edições, Rio de Janeiro, 112p.

_____RIO GRANDE DO SUL. Decreto nº42.099, de 31 de dezembro de 2002. *Declara as espécies da flora nativa ameaçadas de extinção no Estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências*, Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul, Porto Alegre,)1 jan. 2003. Ano 62, n.1,p.1-6.

Menegat,R. (Coordenador Geral); Porto, L., M.; Carraro, C.C.; Fernandes, D.,A.,L. (1998). *Atlas Ambiental de Porto Alegre*. Editora da Universidade, Porto Alegre,228p.

Primack, R. B.; Rozzi, R. Feinsinger,P.; Dirzo, R.; Massardo, F..(2001).*Fundamento de Conservácion Biológica – Perspectivas latinoamericanas.* Fondo de Cultura Económica, México D.F., 797p.

Primack, R.B.; Rodrigues, E. (2001). *Biologia da Conservação*. Midiografi, Paraná,327p.

Wilson, E.O. (Org) (1997). *Biodiversidade.* Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 657p.

Composição Florística da Ilha do Francês, Itapemirim, Espírito Santo

Arthur Luiz Ferreira [1], Bruno Rocha Coutinho [1], Hudson Tercio Pinheiro [1], Luciana Dias Thomaz [2]
[1] graduação Ciências Biológicas Universidade Federal do Espírito Santo (arthurluiz@yahoo.com.br),
[2] Prof. adjunto Departamento Ciências Biológicas - Setor Botânica - Universidade Federal do Espírito Santo

1. Introdução

As ilhas são consideradas ecossistemas individualizados e isolados geograficamente devido à barreira oceânica. Os ecossistemas insulares são frágeis em sua dinâmica e, em geral, abrangem uma área pequena (Ângelo & Lino, 1989 apud Visnadi & Vital, 2001). Segundo Polette (1993 apud Mazzer & Polette, 2000), os ambientes insulares proporcionam excelentes oportunidades para pesquisas de planejamento ambiental, pois, constituem-se num território bem delimitado, onde os problemas ambientais que ali ocorrem são singulares em relação às áreas continentais, servindo de bases para estudos de comparação desta natureza. Os estudos relevantes sobre a flora de ilhas do Espírito Santo tiveram um início importante com Ruschi (1950), que descreveu a flora da Ilha da Trindade e das Ilhas Martim Vaz, as quais visitou no ano de 1939, relacionando os resultados encontrados com o isolamento das ilhas oceânicas associado às suas pequenas áreas. Segundo o pesquisador, outras ilhas inclusas em território espiritosantense e que merecem atenções botânicas, são todas costeiras, como a Ilha do Francês, citada como possuidora de uma flora ainda autóctone. A Ilha do Francês representa um refúgio ecológico, possuindo uma exuberante formação vegetal e fauna nativa que instigam a realização de estudos no local. A ilha ainda tem o importante papel de atrativo turístico da região, recebendo considerável contingente de turistas no verão e de pescadores e marisqueiros ao longo do ano. De acordo com Angelo (1989 apud Mazzer & Polette, 2000), a preocupação com as ilhas por parte da sociedade civil e científica, só ocorre quando estão envolvidos interesses relacionados à exploração turística e de seus recursos naturais, bem como em processos de privatização. O presente trabalho visa promover um levantamento das espécies vegetais, bem como a caracterização das diferentes formações vegetais deste ambiente e ainda fornecer subsídios às autoridades locais com informações que efetivem a criação de uma Unidade de Conservação.

2. Métodos

2.1 Área de Estudo:

A Ilha do Francês situa-se no litoral sul do estado do Espírito Santo (20°55'S; 40°45'W), ao sul da Baía de Benevente, que está compreendida entre os municípios de Anchieta e Itapemirim, distando aproximadamente 3,7 km em linha reta da praia de Itaoca, município de Itapemirim, ES. A ilha possui uma área de 135.200,00 m^2, com aproximadamente 500 m de comprimento e 270 m de largura, sendo o seu maior eixo, em comprimento, disposto paralelamente à costa. O ponto mais alto está a 36 m de altitude, onde está instalado o Farol Ilha do Francês, porém não há formação de um pico. A borda da ilha é predominantemente rochosa, formada por paredões íngremes e altos, havendo uma região com declive mais suave que termina em uma pequena praia com menos de 50 m de extensão.

Quanto ao clima da zona natural que engloba a Ilha do Francês, a média mínima do mês mais frio está entre 11,8 - 18,0°C e a média máxima do mês mais quente entre 30,7 - 34,0°C. Sendo os meses de Julho e Agosto os mais secos e Novembro e Dezembro os mais chuvosos. O vento predominante é o nordeste e a precipitação pluviométrica média anual da região é de 1.111,87 mm (INCAPER, 2000).

2.2Coleta e Análise de Dados:

Foram realizadas coletas mensais através de trilhas pré-existentes e incursões direcionadas na formação florestal, de modo a abranger uma ampla amostragem da vegetação, durante o período de setembro/02 a abril/03. O material coletado foi herborizado conforme técnicas usuais de botânica e depositado no Herbário VIES (localizado na Universidade Federal do Espírito Santo). Para identificação do material utilizou-se literatura especializada, comparação com material de herbário e envio de exsicatas para especialistas. O projeto abrangerá um total de 12 meses, a princípio, a fim de se coletar material botânico fértil em todas as estações do ano.

3. Resultados

Foram analisadas 8 amostragens, que resultaram no levantamento de 51 espécies distribuídas em 32 famílias. As famílias mais representativas foram Asteraceae (3), Capparaceae (3), Fabaceae (4), Myrtaceae (3) e Nyctaginaceae (3). As espécies ocorreram predominantemente nas formações vegetais de Mata Atlântica, Restinga e Rupestre, sendo observadas algumas cosmopolitas. A Mata Atlântica encontra-se predominantemente no centro da ilha, com algumas partes chegando até o costão rochoso. Nesta formação, a média de altura da vegetação arbórea está entre 4 a 10 metros, destacando-se as espécies: *Crataeva tapia* L. (Capparaceae), *Salacia sp*. (Hippocrateaceae), *Trichilia sp*. (Meliaceae), *Sorocea hilarii* Gaudichand (Moraceae), *Marlierea grandifolia* Berg. (Myrtaceae), *Psidium sp*. (Myrtaceae), *Picramia bahiensis* Turcz. (Simaroubaceae) e *Guapira opposita* (Vell.) Penn. (Nyctaginaceae). As herbáceas encontradas ocupam os sub-bosques, como as espécies *Ctenanthe glabra* (Koern.) Eichl. (Marantaceae), *Maranta divaricata* Rox. (Marantaceae) e *Comelinacea dicorizandra* (Commelinaceae). São encontradas também lianas como *Marsdenia sp*. (Asclepiadaceae), *Abrus precatorius* L. (Fabaceae), *Passiflora mucronata* Lam. (Passifloraceae) e *Serjania salzmanniana* Schlechtd. (Sapindaceae).

A Restinga ocupa uma menor área na ilha, abrangendo a região de praia, com algumas espécies estendendo-se às formações Rupestre e de Mata Atlântica. Esta formação (Restinga) caracteriza-se por herbáceas como *Blutaparon portulacoides* (St. Hirb) Mears (Amaranthaceae), *Alternanthera maritima* (Mart.) St. Hil. (Amaranthaceae), *Sezuvium portulacastrum* L. (Aizoaceae) e gramíneas como *Panicum sp*. (Poaceae) que ocorrem na região de influência das marés. A vegetação predominantemente arbustiva determina um porte de 1 a 2m de altura, sendo representada por *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae), *Capparis flexuosa* (L.) L. s. l. (Capparaceae), *Heteropterys alternifolia* W.R. Anderson vel aff. (Malpighiaceae), *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae), *Guapira pernambusensis* (Casar.) Lundell (Nyctaginaceae), *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Mimosaceae), *Allagoptera arenaria* (Gomes) Kuntze (Arecaceae) e *Bromelia antiacantha* Bertol. (Bromeliaceae), sendo esta abundante na Restinga e presente em outras formações vegetais da ilha. As lianas estão representadas por *Ipomoea cairica* (L.) Sweet (Convolvulaceae) e *Centrosema virginianum* (L.) Benth. (Fabaceae).

O entorno rochoso da ilha é ocupado pela formação Rupestre, predominando espécies herbáceas e cosmopolitas como *Emilia sonchifolia* (L.) DC. (Asteraceae), *Sonchus sp*. (Asteraceae), *Cordia curassavica* (Jacq.) Roem & Schult. (Boraginaceae), *Commelina erecta* L. (Commelinaceae), *Desmodium sp*. (Fabaceae), *Chiococca alba* (L.) Hitch. (Rubiaceae), *Lantana fucata* Lindl. e *Lantana camara* L. (Verbenaceae).

Foram identificadas 2 espécies típicas de manguezal, a *Avicennia schaueriana* (Avicenniaceae) e *Laguncularia racemosa* (Combretaceae) que desenvolveram-se numa área restrita de poças de maré.

A Ilha do Francês é uma das maiores ilhas costeiras do Espírito Santo e segundo MacArthur & Wilson (1967) ilhas maiores hos-

pedam mais espécies, tanto de animais como plantas, do que ilhas menores e desta forma são menos vulneráveis à extinção.

4. Conclusão

Os resultados apresentados neste trabalho são preliminares, referentes a apenas 8 amostragens, sendo que nem todos os espécimes coletados neste período foram identificados, como as Orchidaceae, Cactaceae e Arecaceae. O levantamento realizado foi suficiente para a caracterização das diferentes formações vegetais encontradas na ilha, bem como sua fisionomia. Apesar das pressões antrópicas sofridas principalmente pelo turismo mal planejado, o ambiente estudado encontra-se num bom estado de preservação. Isto se deve ao difícil acesso e locomoção pela ilha, mesmo assim medidas conservacionistas devem ser implantadas tanto pela Marinha do Brasil, responsável pela manutenção do farol instalado na ilha, quanto por grupos ambientalistas e moradores da região.

5. Bibliografia

1. Ângelo & Lino, 1989 apud VISNADI, Sandra Regina e VITAL, Daniel Moreira. Briófitas das ilhas de Alcatrazes, do Bom Abrigo, da Casca e do Castilho, estado de São Paulo, Brasil. Acta Bot. Bras. [online]. maio/ago. 2001, vol.15, no.2 [citado 25 Março 2003], p.255-270. Disponível na World Wide Web: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062001000200011&lng=pt&nrm=iso>. ISSN 0102-3306.

2. POLETTE, 1993 apud MAZZER, A. M. & POLETTE, M. Levantamento e análise dos componentes da estrutura da paisagem da Ilha Feia, Município de Penha, SC. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO, 5., 2000, Vitória. Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Vitória, ES: Universidade Federal do Espírito Santo, 2000. v. 4, p. 195 – 209.

3. RUSCHI, A. 1950. Fitogeografia do Estado do Espírito Santo. Boletim do Museu de Biologia Prof. “Mello Leitão”. Série Botânica – N°1, 16 de Janeiro de 1950. Santa Tereza, ES.

4. ANGELO, 1989 apud MAZZER, A. M. & POLETTE, M. Levantamento e análise dos componentes da estrutura da paisagem da Ilha Feia, Município de Penha, SC. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS: CONSERVAÇÃO, 5., 2000, Vitória. Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. Vitória, ES: Universidade Federal do Espírito Santo, 2000. v. 4, p. 195 – 209.

5. INCAPER, Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural. Centro Regional de Desenvolvimento Rural do Incaper Cachoeiro de Itapemirim. Secretaria de Estado da Agricultura. Disponível em: < www.emcaper.com.br/centros_%20regionais>. Acesso em: 25 mar. 2003.

6. MacARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton: Princeton University, 203p.

Simulídeos (diptera: culicomorpha) do rio do limâo, município de Itanagra, Litoral Norte do Estado da Bahia.

Artur Gomes Dias - Lima1, Felipe Arley Costa Pessoa2, Claudia Maria Rios Velásquez3

1 Lab. Parasitologia e Entomologia - CPqGM - Fiocruz (pessoa@inpa.gov.br), 2DCEN - INPA 3Coordenação de Pesquisas em Ciências da Saúde, INPA, 2 Laboratório de Biodiversidade em Saúde -CPqL&MD - Fiocruz

1. Introdução

O uso de macroinvertebrados bentônicos em programas de avaliação de qualidade de água, através de protocolos de biomonitoramento, enfatiza a adequação de técnicas rápidas de separação de material biológico que, habitualmente, é uma das etapas mais demoradas nestes estudos. Os bioindicadores são categorias taxonômicas cujas características (ex. presença / ausência, densidade da população, dispersão, sucesso reprodutivo) podem ser usadas como índices para atributos muito difíceis ou caros para mensurar condições ambientais de interesse a outras espécies (Landres et al.1988; Hilty & Merenlender 2000). Diversos autores apontam que o uso de composição e índice de riqueza de insetos aquáticos são os melhores indicadores da qualidade da água. Qualquer estudo biológico ou ecológico de um organismo requer a habilidade de distinguir as espécies, sendo esta habilidade, o maior impedimento de estudos de comunidade em macroinvertebrados aquáticos (Krebs, 1994). Uma exceção encontrada engloba os piuns, de taxonomia bem estudada, devido a sua importância médica - veterinária, existindo chaves de identificação relativamente completas para a região Nordeste (Almeida et al., 1999).

Os dípteros da família Simuliidae são chamados no Brasil de piuns, na região Norte e de borrachudos, na região Sul. Devido ao hábito hematofágico, estão entre as mais notórias pestes mundiais, tanto para o homem, como para os animais como bovinos e aves, provocando picadas dolorosas e reações alérgicas aos seus hospedeiros. Esses insetos causam grande incômodo para o homem e animais associados, gerando prejuízos na produção rural. Os simulídeos também transmitem filarioses ao homem (Oncocercose e Mansonelose), que em casos graves causam cegueira irreversível. As fases imaturas dos simulídeos são aquáticas, podendo ser encontradas desde rios temporários a grandes interflúvios e constituem um dos mais importantes e abundantes componentes da comunidade de macroinvertebrados de cursos d'água (Kim & Merritt, 1987).

Na Bahia, os poucos trabalhos com simulídeos foram realizados no rio São Francisco por Lutz (1910), nas margens da cidade de Santana do Sobradinho (norte da Bahia), no município de Roda Velha, sul do estado (Coscarón et al., 1992), em rios de porte médio da área e em Seabra, centro oeste da Bahia e rio Jequitinhonha, no sul da Bahia por Almeida et al. (1999).

2. Métodos

O rio do Limão, no município de Itanagra, é um rio perene, com microbacia local não fazendo parte de uma bacia de expressão no Estado da Bahia. O rio, no local de coleta (12º 25' 51,8''S / 58º 02'44,4''W), tem cerca de 3 metros de largura, distante cerca de 20 Km do litoral, cuja foz, encontra-se próxima da área turística de Costa do Sauípe. É um rio considerado não poluído e usado para fins recreativos. O relevo local é do tipo tabuleiro, com vegetação de característica de áreas de tabuleiro e resquícios de Mata Atlântica, sendo que parte dela foi substituída por plantações de pinheiros (Pinus sp) para produção de papel. O rio nasce na região de Itanagra e passa em pequena parte na cidade Mata de São João, desaguando no mar, na localidade de Sauípe, a cerca 70 Km de Salvador. As coletas foram realizadas durante a estação seca, em setembro de 2002 e na estação chuvosa em março de 2003.

Amostras de larvas e pupas de simulídeos foram coletadas manualmente, com o uso de pinça entomológica, e colocadas em tubos com álcool 70% e rotuladas. Algumas pupas foram colocadas em tubos de vidro com papel umedecido, para obtenção adultos. No laboratório, as larvas e pupas foram triadas de acordo com características macroscópicas (observáveis em lupa): tamanho, formato do corpo e histoblasto branquial nas larvas, e tamanho, tipo do casulo e número e forma dos filamentos branquiais em pupas. Amostras de larvas de último estádio larval, exúvias de pupas e adultos emergidos foram diafanizados em KOH, e montados em lâminas permanentes em bálsamo do Canadá sintético. As espécies foram identificadas com o auxílio da chave de Almeida et al. (1999) com o auxílio de um microscópio óptico.

3. Resultados e Discussão

Foram coletadas duas espécies, pertencentes a dois gêneros:

Ectemnaspis perflava e Psaroniocompsa incrustata. E. perflava já foi assinalada para a região centro-oeste do Estado, nas cidades de Seabra em microbacias e na região e Xique-Xique, margem do rio São Francisco, noroeste do Estado. As larvas e pupas de E. perflava colonizavam substratos rochosos e vegetais nas margens do rio estudado. Segundo Andrade (1992) e Andrade & Py-Daniel (1995) a espécie, no nordeste brasileiro, é encontrada em áreas de clima semi-árido e sub-úmido com criadouros naturais dos tipos intermitente e perene, podendo também estar presentes em criadouros artificiais em rios com características como às do rio estudado.

A espécie P. incrustata já foi assinalada para o rio Jequitinhonha, sul da Bahia. Larvas e pupas desta espécie colonizavam substratos vegetais em criadouros de pouca largura (3 metros), aspecto já assinalado por Andrade & Py-Daniel (1995) e Almeida et al. (1999) para o rio Grande do Norte. Esta espécie na área Yanomami brasileira (Estados do Amazonas e Roraima) assume relevada importância no ciclo de transmissão da filária Onchocerca volvulus. A maior parte dos garimpeiros que trabalharam nesta referida área, na década de 1980, foram provenientes da região nordeste do Brasil. No sentido de detectar uma possível introdução desta filaria, é importante que sejam feitos inquéritos epidemiológicos nas localidades nordestinas onde já está assinalada a presença dos criadouros desta espécie (Almeida et al. 1999). Além da importância vetorial, esta espécie pode ser um potencial problema como inseto praga para a região, podendo causar prejuízos quanto à vocação natural da área para o turismo, já que a costa do Sauípe vem recebendo investimentos maciços financeiros e estruturais para o desenvolvimento do turismo no norte do Estado da Bahia. A presença destas duas espécies de simulídeos, sensíveis à poluição aquática, indicam boa qualidade da água do rio do Limão, em Itanagra.

4. Referências bibliográficas

Almeida, H.; Py-Daniel, V.; Tôrres, A.V. (1999). Simuliidae (Diptera: Culicomorpha) no Nordeste Brasileiro. Entomología y Vectores, 6(4): 323-337.

Andrade, H.T.A. (1992). Estudo da simulidofauna das bacias hidrográficas do Rio Grande do Norte. Dissertação de Mestrado, INPA/UA, 79p.

Andrade, H.T.A.; Py-Daniel, V. (1995). Distribuição das espécies de Simuliidae (Diptera: Culicomorpha) no Estado do Rio Grande do Norte. Revista de Biociências 1: 29-34.

Coscarón, S.; Cerqueira, R.L.; Schumaker, T.T.S.; Salvia Filho V. (1992). Nuevos datos sobre distribución de simulados de Brasil y descripción de Simulium (Coscaroniellum) cerradense SP.N. (Diptera: Simuliidae) Revista Brasileira de Entomologia 36(1): 111-119.

Hilty, J.; Merenlender, A. (2000). Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. Biological Conservation 92:185-197.

Kim, K.C,; Merritt, R. (1987). Blackflies: Ecology, Populations Managment and Annotaded World List. Pennsylvania State University. 528p.

Krebs, C.J. (1994). Ecology: The experimental analysis of distribution abundance. Harper Collins College Publishers. New York. 300p.

Landres, P. B.; Verner J.;. Thomas, J.W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. Conservation Biology 2(4):316-328.

Lutz, A. (1910). Segunda contribuição para o conhecimento das espécies brazileiras do gênero "Simulium". Memórias do Instituto Oswaldo Cruz 2(2): 213-267

Representatividade das Pteridófitas Epífitas em Fragmentos de Floresta Serrana no município de Bonito (Pernambuco – Brasil)

Augusto César Pessôa Santiago[a], Felipe Lira[b], Conceição de Paula Leuthier de Luna[c] & Iva Carneiro Leão Barros[d]
[a]Doutorando Biologia Vegetal, [b]Graduando Ciências Biológicas, MSc. Biologia Vegetal, [d]Profa. Departamento de Botânica. Universidade Federal de Pernambuco. (felipelira3@hotmail.com)

1. Introdução

O estado de Pernambuco apresenta uma maior dimensão no sentido Leste-Oeste, acarretando numa ampla diversidade de formações vegetacionais, refletindo uma considerável diversidade de sua pteridoflora (Andrade-Lima 1961; Barros 1997). Segundo levantamentos atuais dos autores, são conhecidas cerca de 338 espécies no Estado, das quais cerca de 70% ocorrem nas florestas serranas, onde observa-se um aumento do número de epífitas, quando comparadas com outras formações vegetacionais. O município de Bonito (08º29'40"S e 35º41'45"W) está inserido entre o Agreste Meridional e a Zona da Mata. O local de estudo apresenta vários fragmentos de floresta serrana, sendo considerado por alguns autores como um brejo de altitude (Sales *et al.*, 1998). O relevo é ondulado e a altitude atinge cerca de 800m. A vegetação local é diferenciada da Caatinga típica da região, e é condicionada principalmente pela altitude elevada, posição geográfica e aspectos climáticos que favorecem o desenvolvimento da flora em geral e das pteridófitas.

A importância ecológica do epifitismo nas comunidades florestais consiste basicamente na manutenção do equilíbrio e diversidade biológica. Espécies epífitas proporcionam recursos alimentares e microambientes especializados para a fauna do dossel, através do armazenamento de consideráveis quantidades de biomassa associada à retenção de água e detritos, tendo portanto, grande desempenho na produtividade primária e ciclagem de nutri entes (Coimbra Filho & Aldrighi, 1972; Nadkarni, 1985, 1986). A diversidade e quantidade de epífitas constitui um importante potencial informativo para a caracterização estrutural e funcional dos ecossistemas florestais (Sanford, 1974). São conhecidas cerca de 876 gêneros e aproximadamente 29.000 espécies de epífitas vasculares, sendo as pteridófitas representadas por 13 famílias, 92 gêneros e 2.590 espécies (Gentry & Dodson, 1987; Benzing, 1990).

Para o Nordeste, até então, não foram desenvolvidos trabalhos específicos que mencionem o epifitismo de pteridófitas. Dessa forma, este trabalho traz informações sobre espécies de pteridófitas epífitas ocorrentes no Brejo de Altitude de Bonito, estado de Pernambuco, fornecendo subsídios para futuros estudos sobre essa vegetação na região.

2. Métodos

Foram realizados levantamentos florísticos em sete fragmentos no Brejo de Bonito, no período de 2000 a 2003. Os fragmentos estudados apresentam cerca de 50ha, cada, e uma variação de altitude de 700 a 800m. O levantamento das espécies foi feito com caminhadas, principalmente nos ambientes preferenciais

A coleta e herborização do material seguiram as técnicas comumente utilizadas pelos pteridólogos. As espécies foram identificadas segundo bibliografia especializada e consideradas de acordo com o sistema de classificação de Kramer e Green (1990).

O material testemunho está sendo depositado nos herbários UFP (Prof. Geraldo Mariz – Universidade Federal de Pernambuco) e PEUFR (Prof. Vasconcelos Sobrinho – Universidade Federal Rural de Pernambuco).

3. Resultados e Discussão

Foram registradas 42 pteridófitas epífitas, distribuídas em 16 gêneros e oito famílias a saber: Aspleniaceae (*Asplenium auriculatum* Sw., *A. auritum* Sw., *A. formosum* Willd., *A. juglandifolium* Lam., *A. salicifolium* L., *A. serratum* L.); Grammitidaceae (*Cochlidium linearifolium* (Desv.) Maxon ex C.Chr., *C. punctatum* (Raddi) L.E.Bishop, *C. serrulatum* (Sw.) L.E.Bishop, *Micropolypodium nanum* (Fée) A.R.Sm.); Hymenophyllaceae (*Hymenophyllum polyanthos* (Sw.) Sw., *H. hirsutum* (L.) Sw., *Trichomanes hymenoides* Hedw., *T. krausii* Hook. & Grev.); Lomariopsidaceae

(*Elaphoglossum glabellum* J.Sm., *E. iguapense* Brade, *E. nigrescens* (Humb. et Kuhn) Moore); Lycopodiaceae (*Huperzia flexibilis* (Fée) B.Øllg.); Nephrolepidaceae (*Nephrolepis rivularis* (Vahl) Krug.); Polypodiaceae (*Dicranoglossum furcatum* (L.) J. Sm., *Campyloneurum angustifolium* (Sw.) Fée, *C. phyllitidis* (L.) C.Presl, *Microgramma geminata* R.M. Tryon & A.F. Tryon, *M. lycopodioides* (L.) Copel., *M. vacciniifolia* (Langsd. et Fisch.) Copel., *Niphidium crassifolium* (L.) Lellinger, *Pecluma camptophyllaria* (Fée) M.G. Price, *P. plumula* (Humb. & Bonpl. ex Willd.) M.G. Price, *P. ptilodon* (Kunze) M.G. Price var. *ptilodon*, *Pleopeltis astrolepis* (Liebm.) E.Fourn., *P. macrocarpa* (Willd.) Kaulf., *Polypodium aureum* L. var. *aureum*, *Polypodium aureum* var. *areolatum* Humb. & Bonpl. ex Willd., *P. catharinae* Langsd. et Fisch., *P. decumanum* Willd., *P. dissimile* L., *P. fraxiniifolium* Jacq., *P. triseriale* Sw.); Vittariaceae (*Hecistopteris pumila* (Spreng.) J. Sm., *Vittaria costata* Kunze, *V. graminifolia* Kaulf., *V. lineata* (L.) Sm.).

A presença de representantes epífitos é consideravelmente alta se comparada a outras áreas dentro do Estado. O número só é inferior ao encontrado nas áreas da Usina Colônia (municípios de Jaqueira e Lagoa dos Gatos), com 48 pteridófitas epífitas (Lopes 2003). Dos fragmentos desta Usina, que compreendem cerca de 800ha, aproximadamente 50% foram destinados a RPPN Frei Caneca. A terceira maior área com pteridófitas epífitas é a Mata do Estado (Município de São Vicente Férrer), com 23 espécies. Assim como os fragmentos do município de Bonito, este último município não possui área destinada a preservação dos seus recursos florestais e atualmente apresentam sinais visíveis de antropização com o avanço de monoculturas nas áreas da floresta. Vale ressaltar que estas também são as áreas com maior riqueza de pteridófitas no Estado, com 148 (Jaqueira/Lagoa dos Gatos), 98 (Bonito) e 96 (São Vicente Férrer) táxons infragenéricos.

As condições encontradas nos fragmentos estudados, como temperaturas amenas, chuvas bem distribuídas durante o ano, neblinas freqüentes e oscilação térmica noturna-diurna que favoreça a condensação do vapor d'água são ideais para o desenvolvimento de uma rica flora epifítica de pteridófitas (Sota 1971, Gentry & Dodson 1987).

A família Polypodiaceae se destacou entre as demais, com 45% das epífitas registradas. Esta é a principal família com representantes epífitos entre as pteridófitas, numericamente falando (Gentry & Dodson 1987, Benzing 1990). Gentry & Dodson (1987) citam que 8% das epífitas vasculares estão concentradas em três famílias de fanerógamos (Orchidaceae, Bromeliaceae e Araceae) e uma de pteridófita (Polypodiaceae, apresentando 93% de suas espécies ocorrendo como epífitas).

A presença de espécies de Hymenophyllaceae, Grammitidaceae e *Elaphoglossum* evidenciam a importância da flora local. Todas estas normalmente possuem alguma relação com ambientes de altitude mais elevada, no caso do Nordeste brasileiro acima de 600m. Estudando as epífitas da Costa Rica, Sota (1971) ressalta que espécies de Grammitidaceae tendem a aparecer a uma altitude mínima entre 500-1000m e alguns gêneros aumentam consideravelmente a diversidade com a altitude, como *Hymenophyllum* Sm. *e Elaphoglossum* Sm. O referido autor faz uma classificação das vegetações de acordo com a altitude e indica a Floresta Nebular (1000-1500m) como a que apresenta maior riqueza de epífitas, citando Hymenophyllaceae, *Elaphoglossum*, Polypodiaceae, *Asplenium* e Grammitidaceae como grupos dominantes. Todos estes grupos são encontrados na área de estudo

Alguns grupos são menos tolerantes às variações ambientais decorrentes da devastação e das queimadas como Hymenophyllaceae, Vittariaceae, Grammitidaceae e Lycopodiaceae, perecendo mais rapidamente, ao contrário de parte das Polypodiaceae e outras mais tolerantes, como *Campyloneurum angustifolium*, *Pleopeltis macrocarpa*, *Polypodium triseriale*, *P. polypodioides*, *Asplenium praemorsum*, *A. auritum*, entre outras (Sota 1971). Assim, de acordo com este autor, estas espécies podem refletir o grau de preservação local.

Algumas espécies registradas apresentam poucos pontos de coletas no estado de Pernambuco, como *Cochlidium linearifolium*, *C. punctatum*, *Elaphoglossum nigrescens* e *Pecluma camptophyllaria*, coletadas apenas no município de Bonito e *Asplenium juglandifolium*, *Campyloneurum angustifolium*, *Elaphoglossum glabellum*, *E. iguapense*, *Hymenophyllum hirsutum*, *Micropolypodium nanum*, *Nephrolepis rivularis*, *Pecluma plumula* que também foram registradas no município de Jaqueira (Lopes 2003).

4. Conclusões

A grande diversidade de espécies de pteridófitas epífitas encontradas nos fragmentos de Floresta Serrana, no município de Bonito, indicam que a área ainda apresenta-se preservada, contudo o atual avanço antrópico observado no local poderá contribuir para uma grande diminuição da diversidade local.

Assim torna-se de fundamental importância o conhecimento da biodiversidade destes fragmentos, além do grupo das pteridófitas, altamente representado, para posterior atitudes conservacionistas, já que estes fragmentos não estão inseridos em nenhum projeto de preservação ou desenvolvimento sustentável.

5. Referências Bibliográficas

Andrade-Lima, D. de. 1961. Tipos de Florestas de Pernambuco. Anais da Associação de Geógrafos Brasileiros 12: 69-85.

Barros, I. C. L. 1997. Pteridófitas ocorrentes em Pernambuco: ensaio biogeográfico e análise numérica. Tese de Doutorado. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

Benzing, D. H. 1990???. Vascular epiphytes. Cambridge University Press, Cambridge.

Coimbra Filho A. F. & Aldrighi, A. D. 1972 Restabelecimento da fauna no Parque Nacional da Tijuca. (Segunda contribuição). Brasil Florestal, 3 (11): 19 – 33.

Gentry, A. H. & Dodson, C. H.1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. Annales of the Missouri Botanical Garden 74 (2): 205 – 233.

Kramer, K. U. & Green, P. S. (eds.). 1990. Pteridophytes and Gymnospermas (Vol.1). Springer-Verlag, Berlin.

Lopes, M.S. 2003. Florística, aspectos ecológicos e distribuição altitudinal das pteridófitas em remanescente de Floresta Atlântica no estado de Pernambuco, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Nadkarni, N.M. 1985. Epiphyte biomass and nutrient capital of a neotropical elfin forest. Biotropica 16 (4):249 – 256.

Nadkarni, N.M. 1986. The nutritional effects of epiphytes on host trees with special reference to alteration of precipitation chemistry. Selbyana 9 (1): 44 – 51.

Sales, M. F. de; Mayo, S. J. & Rodal, M. J. N. 1998. Plantas vasculares das Florestas Serranas de Pernambuco: Um Checklist da Flora Ameaçada dos Brejos de Altitude, Pernambuco, Brasil. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Imprensa Universitária, Recife.

Sanford, W. W. 1974. Epiphytic orchid distribution as charaterizing vegetation. In: World Orchid Conference, 7, 1972, Medellin. Proceedings. Medellin, WOC. 153 – 169.

Silva, M.R. da. 2000. Pteridófitas da Mata do Estado - Serra do Mascarenhas – município de São Vicente Férrer, estado de Pernambuco, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

Sota, E. R. de La. 1971. El epifitismo y las pteridofitas en Costa Rica (América Central). Nova Hedwigia 21: 401-465.

Seleção de fragmentos em remanescentes florestais ao longo dos possíveis traçados do

gasoduto Campo Grande – Dourados/ MS

Berinaldo Bueno [a] , Rafael Pereira Cavali [b] & Etenaldo Felipe Santiago [c]
[a] graduando de iniciação científica – Laboratório de Ecologia GASLAB – UEMS (berebueno@universiabrasil.net), [b]Geógrafo Laboratório de Ecologia GASLAB – UEMS, [c]Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – UEMS.

1. Introdução

Diante de projetos tecnológicos inovadores no Mato Grosso do Sul, como a instalação do braço-Gasoduto Campo Grande - Dourados, vê-se necessária a implementação de planos de manejo coerentes com as necessidades locais a serem estudadas. São fundamentais informações precisas e atualizadas sobre os recursos, quer sejam eles minerais e hídricos, pedológicos, faunísticos e principalmente vegetacionais.

No Centro Oeste, existe, de forma geral, a ocorrência de solos areno-argilosos pobres em nutrientes (latossolos lixiviados) e um clima semi-úmido que contribui para a formação do Cerrado, predominante, e outras diversas formações como: fragmentos de Floresta Equatorial Amazônica e Tropical, Campo e o conhecidíssimo Complexo do Pantanal (PCBAP, 1997). A vegetação da região Centro Oeste, conseqüência direta da relação entre o clima e o solo, merece especial atenção, uma vez que, como muitas outras formações vegetacionais no Brasil, estão restritas a fragmentos isolados ou às áreas de preservação permanente. Esta cobertura florestal vem sofrendo historicamente pressões antrópicas progressivas que causaram fragmentações florestais muito significativas em determinados estados da Região, em especial, no Estado do Mato Grosso do Sul, onde predominam intensas atividades agrícolas e pecuárias, porções significativas de vegetação desapareceram e, outras, resistiram às margens das áreas agricultáveis; áreas de declives acentuados ou proximidades de rios onde há a ocorrência de brejos alagados ou não.

Dessa forma, estudos acerca dos fragmentos florestais são importantes uma vez que geram informações que contribuem para que os tomadores de decisões integrem em seus projetos, políticas de desenvolvimento respaldadas por princípios da sustentabilidade, garantindo assim, práticas ecológica e socialmente sustentáveis.

2. Metodologia

A seleção dos remanescentes e das matrizes foi efetuada a partir de cadastramento orientado por visitas de levantamento com auxílio de GPS (Garmim 12XL) e máquina fotográfica digital profissional.

A escolha dos fragmentos baseou-se em imagem de mapa regional. Os fragmentos escolhidos foram visualizados através de imagem de satélite (Land Sat) e posteriormente georeferenciados com base nos pontos gerados no local. Utilizou-se o Sistema de Informação Geográfica (SIG) para amostrar e localizar os pontos, que na verdade correspondem às espécies arbóreas, dentro dos fragmentos. A partir destes dados, geraram-se mapas de localização dos fragmentos que puderam, de certa forma, caracterizar o ambiente em questão.

3. Resultados e Discussão

A analise visual das imagens e mapas gerados a partir das imagens digitalizadas 224/075 e 225/075 salvas em formato JPG, em diferentes escalas e resolução de 30x30m, revelaram informações distintas. Por exemplo, apontaram dados referentes às dimensões aproximadas dos fragmentos, bem como suas aparentes constituições e estágios de desenvolvimento sucessional. Tal fato ajudou muito não só na identificação como também facilitou a localização e caracterização das diversas formas vegetacionais ocorrentes, permitindo, por exemplo, a distinção entre as áreas de cobertura florestal e as áreas de várzea. Isso foi possível devido aos diferentes padrões espectrais de resposta dos objetos. Outra contribuição significativa do sistema consiste em permitir que sejam feitas inferências acerca da localização dos fragmentos em relação aos corredores ecológicos representados pelas formações vegetacionais ciliares. Daí, indubitavelmente, o uso conjunto do sensoriamento remoto como fonte de dados e dos SIGs como sistemas integradores de bases foi preponderante para as análises da área de estudo (VICENS, ARGENTO & GARAY, 2001).

Pode-se notar que mesmo diante da tecnologia utilizada, existiram algumas dificuldades, principalmente no que se refere à precisão do equipamento. Pois, ainda que com os pontos geográficos demarcados em mapa, houve dificuldade em se re-localizar os pontos no campo, pois, estes geralmente se encontravam há poucos metros de distância da referência.

Como ambiente natural local estes fragmentos florestais desempenham importantes funções ambientais, proporcionando benefícios diretos e indiretos, como: manutenção da integridade da região - qualidade e quantidade de recursos primários; proporcionam abrigo e/ou alimento para aves e fauna nativa remanescente; valorização da paisagem e possibilitam ainda, a realização de projetos de lazer e educação ambiental. Neste contexto, são importantes as contribuições dos SIGs, para as iniciativas de projetos e pesquisas no campo da recuperação de áreas degradadas (RAD), uma vez que, podem contribuir na escolha de áreas prioritárias, nas quais os esforços e recursos devam ser concentrados.

4. Conclusão

O levantamento e análise de fragmentos vegetacionais através de técnicas de sensoriamento remoto e SIGs representa uma importante fonte de dados. Isso porque além de proporcionar uma localização global com segura precisão, permite caracterizar o uso da terra, e ainda, determinar em diversas escalas pequenas regiões de cobertura vegetal sob diversos aspectos ocorrentes. Numa escala mais detalhada podem ser identificados os tipos principais de formações florestais dentro das reservas e dos fragmentos.

Dessa maneira, as aplicações espaços-temporais, como é o caso do monitoramento da cobertura vegetal, passaram a ser mais viáveis de serem realizadas. Isso porque, à distância, pode-se criar uma base de dados viva e segura que retrate e acompanhe diversos eventos em períodos de tempo relativamente curtos.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

PCBAP - Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai/Projeto Pantanal. Programa Nacional do Meio Ambiente. Diagnóstico dos Meios Físico e Biótico. Meio Biótico. Brasília. PNMA, 2 vol. tom.3 433p. 1997.

RIZZINI, C. T., ADUAN, R. E., DE JESÚS, R. & GARAY, I. 1997. Floresta pluvial de tabuleiros, Linhares, ES, Brasil: Sistemas primários e secundários. Leandra, 12:54-76.

VICENS, Cruz, C. & Rizzini, C. 1998. Utilização de técnicas de sensoriamento remoto na análise da cobertura vegetal da Reserva Florestal de Linhares, ES, Brasil. Anais do IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. CD-Rom, Santos, SP.

VICENS, R. S., MARQUES, J. S., CRUZ, C.B.M., ARGENTO, M. S. F., & GARAY, I. Sensoriamento Remoto e SIG como suporte ao desenvolvimento do Subprojeto PROBIO "Conservação da Floresta Atlântica". Brasil. Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais. Petrópolis, RJ, 317p, 2001.

Avaliação do Córrego Monjolo do Parque Ecológico e Vivencial do Recanto das Emas – DF

Bernardo Orichio-Rodrigues [a] & Kátia Regina Ferraz-Vicentini [a]
Faculdade da Terra de Brasília (bernardorichio@uol.com.br)

1. Introdução

O PEVRE está situado na cidade satélite do Recanto das Emas – DF, sua área compreende um total de 554 ha. O córrego Monjolo divide o PEVRE em duas metades aproximadamente iguais e recebe água de seus afluentes desde sua nascente. Na região o clima predominante, segundo a classificação de Köppen é "tropical semi-úmido", com sazonalidade marcante. A estação chuvosa começa em

outubro e termina em abril. Já a estação seca vai de maio a setembro. A precipitação média anual varia entre 1.200 mm a 1.700 mm. A temperatura média anual na região varia entre 18º C a 22º C, sendo os meses de setembro e outubro os mais quentes. A umidade relativa do ar varia de 70 % a menos de 20 % na estação seca (Ferrante *et al*, 2001). Sendo um representante de características do Cerrado brasileiro o Parque Ecológico e Vivencial do Recanto das Emas – PEVRE, retrata o processo de urbanização/ocupação ocorrido no Distrito Federal. Entretanto, esta ocupação teve, e tem um custo ambiental e social muito alto. No Distrito Federal os Parques Ecológicos e de Uso Múltiplo são áreas protegidas criadas com objetivo de conservação dos atributos naturais junto às áreas urbanas e com finalidades educacionais, recreativas e científicas (MMA/ PNUMA, 2001). Tais Parques são hoje de grande importância para a população, uma vez que tornam possível o lazer e as atividades de educação ambiental. O PEVRE foi criado em 13 de setembro de 1996 pela Lei Distrital nº 1.188. Como infra-estrutura, em 2002, o PEVRE recebeu efetivamente a sua demarcação.O PEVRE é cortado pelo Córrego Monjolo que conseqüentemente é utilizado como balneário pelos freqüentadores. Portanto, o objetivo finalístico deste trabalho foi verificar amostras de água do referido córrego quanto à potabilidade considerando condições para balneabilidade fazendo uma avaliação conjunta dos dados brutos obtidos pela Companhia de Saneamento de Brasília – CAESB no período entre abril de 1996 e fevereiro de 2003 e, nova avaliação visando contribuir com dados de novas amostragens para potabilidade e indicadores biológicos.

2. Métodos

Dois conjuntos de dados foram obtidos: 1) Entre abril de 1996 e fevereiro de 2003, fornecidos pela CAESB, que correspondem à análise das variáveis de potabilidade: coliforme fecal, demanda bioquímica de oxigênio – DBO, demanda química de oxigênio – DQO, amônia, oxigênio dissolvido, fósforo total, sólidos suspensos, temperatura da água e do ar, nitrogênio Kjeldhal total, turbidez, potencial hidrogeniônico, condutividade e Nox. 2) Em abril de 2003, três coletas de água foram realizadas para averiguação das variáveis de potabilidade: cor, potencial hidrogeniônico -pH, turbidez, cloreto, dureza, ferro total, nitrogênio de nitrato, coliformes totais e presença de *E. coli*. Além dos dados já mencionados foram coletadas três amostras para bio-indicadores (plâncton). A título de distinção entre amostragens realizadas em abril de 2003 (denominadas ponto 01, ponto 02 e ponto 03), e os dados brutos obtidos da CAESB desde 1996, doravante essas últimas serão denominadas como MJ 01 e MJ 02.

O ponto 01 é localizado no Córrego Monjolo, no trecho em que o mesmo se encontra com o afluente de interesse no interior do PEVRE. Tal afluente nasce em propriedades rurais vizinhas dos Núcleos Rurais Casa Grande (Agroindústria) e Monjolo (bovino leiteiro). Nele foram estabelecidos os pontos 02 (jusante) e 03 (montante). O ponto MJ01 encontra-se no interior do PEVRE, sendo o acesso feito pela quadra 510 do Recanto das Emas, adentrando por uma propriedade denominada "chácara Bom Jesus" onde existe uma clínica. O ponto MJ02 não está localizado no interior do PEVRE. As amostras para plâncton foram coletadas e denominadas: FZ 01 (Monjolo), FZ02 (jusante - afluente) e FZ03 (montante - afluente) e após coleta foram encaminhadas ao Laboratório de Limnologia da Universidade de Brasília para análise.

3. Discussão e Resultados

Os resultados de turbidez obtidos variaram sazonalmente sendo influenciado pelas chuvas e onde o relevo é significativamente acidentado resultando no carreamento de grande quantidade de matéria orgânica para o córrego. Os dados de coliformes fecais apresentados nos pontos MJ01 e MJ02 indicam uma variação considerável principalmente no período chuvoso o que corrobora os dados de turbidez. Em função do acúmulo de matéria orgânica a partir das propriedades rurais no entorno do Parque há aumento de lixiviação nos locais de declive acentuado. Já no ponto 01 verificou-se a maior concentração de coliformes totais e *E.coli*. O ponto 02 apresentou o segundo maior valor da concentração destas variáveis. E o ponto 03 apresentou as menores concentrações. Tal fato justifica-se pela própria localização da amostragem, próximo à mina e, os dados não correspondem aos valores máximos permissíveis que determinam a legislação vigente (ausência) para potabilidade. Contudo, o fato de haver presença progressiva de coliformes totais e *E. coli* em direção ao Monjolo, parece indicar a influência deste afluente na qualidade da água para balneabilidade.

A condutividade elétrica forneceu uma boa indicação das modificações na composição da água. Os valores de condutividade variaram tanto no período chuvoso quanto no período de seca (15,57 ìS/cm). A demanda química de oxigênio encontrada no Ponto MJ01 (período entre abril 1996 e fevereiro de 2003), mede a carga orgânica não biodegradável, ou seja, a quantidade de oxigênio necessário para o processo de degradação química da matéria orgânica encontrada na água do Córrego obtendo valor médio de 9 mg/l. Os sólidos suspensos variam de 3mg/l até 279 mg/l, principalmente relacionando-se ao período chuvoso. As análises das amostras dos pontos FZ01, FZ02 e FZ03 resultaram na existência de protozoários e detritos provavelmente de zooplâncton.

4. Conclusão

As variáveis observadas indicam atualmente um ambiente oligotrófico. Entretanto o Córrego Monjolo vem sofrendo com acúmulo de lixo em suas proximidades e, no período chuvoso, ficam visíveis as variações das propriedades físicas e químicas da água. Em relação aos indicadores biológicos, foram encontrados apenas detritos de fitoplâncton e zooplâncton nas três amostras coletadas e portanto pouco se pode dizer sobre tais dados. De acordo com os requisitos necessários e estipulados pelo Artigo 26º da Resolução do CONAMA nº20/86, que trata das águas doces, salobras e salinas destinadas à balneabilidade e, tendo em vista os dados preliminares obtidos, aparentemente a água do Monjolo enquadra-se na categoria "própria para recreação de contato primário" durante a estação seca, e "imprópria para recreação de contato primário" durante a estação chuvosa. A condição social da população residente e vizinha do PEVRE reflete no mesmo todos os problemas existentes e atuais (condições sub-humanas de moradia, miséria, fome, falta de saneamento básico, falta de instrução e, principalmente, falta de perspectiva), o que acarreta em danos ao PEVRE e, conseqüentemente, à falta de melhoria na qualidade de vida destes moradores. Assim, a comunidade freqüentadora é também poluidora do Parque e da "cachoeira do córrego" (local de lazer mais freqüentado no PEVRE).

Uma proposta alternativa emergencial e prática, seria a constituição de um Conselho Gestor atuante, em que envolvesse o Governo do Distrito Federal, a Administração do Recanto das Emas, a Comunidade onde a última pudesse participar efetivamente desse processo de gestão. Além disso, a criação de mecanismos técnicos através de parcerias, incluindo instituições de ensino superior, introduzindo a educação ambiental como ferramenta de incentivo e incorporação de novos valores para o dia-a-dia da população, objetivando a preservação, a saúde, busca sustentável de melhoria de renda, e, conseqüentemente de melhoria na qualidade de vida da população.

5. Referências Bibliográficas

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente – MMA/PNUMA. Diagnóstico da Gestão Ambiental nas Unidades de Conservação da Federação – Distrito Federal - Relatório Final. Brasília.2001.80p.

CETESB. Parâmetros de Qualidade: Variáveis Físicas e Químicas e Variáveis Biológicas. 2002. Home Page <www.cetesb.sp.gov.br >. Acesso em: 08/02/2003.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986. Publicado no Diário Oficial da União, 30 de julho de 1986.

DISTRITO FEDERAL. Lei nº 1.188 de 13 de setembro de 1996. Cria o Parque Ecológico e Vivencial do Recanto das Emas, Autor: Deputado João de Deus. Diário Oficial do Distrito Federal 14/09/1996.

FERRANTE, J.E.T.; RANCAN, L.; NETTO, P. B. Clima - Distrito Federal. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Distrito Federal. Home Page.<www.semarh.df.gov.br >2001. 03p. Acesso em: 15/03/2003.

SANTOS,N.A.dos; HOFFMANN,J.; ROOSEVELT,A.; CHAVES,F.T.; FONSECA, C.E.L. da. Análise socioeconômica da interação entre a sociedade e a Mata de Galeria: implicações para a formulação de políticas públicas. In: RIBEIRO, J.F.; FONSECA,C.E.L.; SOUSA-SILVA, J.C. Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Embrapa – Cerrados. 1ª Edição. Planaltina – DF.2001. 899p.

Riqueza e abundância de anfíbios anuros em ambiente urbano degradado, Curitiba, Parana, Brasil.

Bianca Ingberman[1], Ana B. de Castro[1], Fernando C. Passos[2] e Reginaldo A. Machado[3]*
*1- Graduandas em Biologia da Universidade Federal do Paraná (UFPR);; 2- Departamento de Zoologia da UFPR. 3- Pós-graduação em Zoologia da UFPR. * ingberman@col.psi.br*

1. Introdução

A região Neotropical abriga uma das mais ricas faunas de anuros do planeta (Duellman, 1988; 1990; Basso, 1990; Heyer *et al*., 1990; Caldwell, 1996 *apud* Bernarde & Machado, 2001), sendo poucos estudos sobre comunidades de anuros e mais escassa ainda são as informações sobre declínios populacionais ou impactos antrópicos sobre as espécies (e. g., Zimmerman & Bierregaard, 1986; Heyer *et al*., 1988; Weygoldt, 1989; Haddad, 1998 *apud* Bernarde & Machado, 2001). Devido ao pouco conhecimento das assembléias de anfíbios anuros tanto sob o aspecto de conservação como o de interações intra e interespecíficas e com o meio, torna-se relevante o presente estudo, pois, segundo HADDAD (1991), estes estudos são a chave para a obtenção das informações necessárias para o desenvolvimento de modelos ecológicos que descrevam adequadamente as assembléias. Este estudo teve como objetivo analisar três áreas, com diferentes níveis de degradação, tentando compreender a influência da ação antrópica sobre as assembléias de anfíbios anuros presentes.

2. Métodos

Foram abrangidas três áreas localizadas dentro do campus do Centro Politécnico da Universidade Federal do Paraná, na cidade de Curitiba, Paraná, Brasil.

A área "1" fica localizada nas proximidades do prédio de Setor de Ciências Biológicas, junto ao biotério. É uma área de mata de floresta secundária com sub-bosque, na qual passa um riacho e muitas poças permanentes estão repletas de algas. Em sua extensão encontram-se alguns brejos e apresenta a maior diversidade florística e faunística entre as áreas.

A área "2" é uma área localizada nas proximidades do Restaurante Universitário do campus. É caracterizada por duas partes distintas: a parte "A" é uma lagoa permanente, com vegetação de taboa (brejo) tendo uma profundidade de cerca de 55cm nesta época do ano; a parte "B" apresenta uma vegetação de aproximadamente 50cm de altura, formada basicamente por gramíneas e há água em apenas parte do espaço. Sobre a lagoa passam fios de luz e por ser uma área aberta, há muita circulação de pessoas e carros em suas proximidades.

A área "3" fica localizada nas proximidades das quadras esportivas da Educação Física. Também é caracterizada por apresentar partes bem distintas. A parte "A" é uma área de mata sem sub-bosque, que apresenta poças d'água em sua maioria superpopuladas por algas e um rio que passa completamente dentro de uma tubulação de concreto. É uma região bastante degradada e com muito lixo, visto que muitas pessoas utilizam-se da mata para passeios e lanches. A parte "B" apresenta uma lagoa com galhos cortados depositados sobre ela. De um lado há a tubulação de concreto, onde passa um rio pequeno e de outro encontra-se cimento mole derramado em uma grande extensão além de muito lixo.

Para a coleta de dados de riqueza e abundância relativa dos anuros adultos foi utilizado o método "Transecto auditivo" que consiste em anotar todos os animais que estiverem vocalizando em um trajeto, previamente traçado, e através de vocalização determinar as espécies presentes. Em adição a este método foi utilizado o método "Encontros visuais" que consiste em quantificar os animais observados no trajeto (Heyer *et al*., 1994).

Para a coleta de dados de riqueza e abundância relativa das formas larvais dos anuros, i.e. girinos, foi utilizado o método "Amostragem com peneiras", que consiste em remover os girinos da água durante um período predeterminado de tempo para contagem e identificação. Logo após, os girinos foram sacrificados, fixados e conservados em formol 3%. As três redes utilizadas eram circulares, com a margem em madeira ou plástico, de 15, 60 e 50 cm de diâmetro. Para a coleta de girino houve o esforço de campo de duas pessoas, iniciando às 17h40min e finalizando às 19h20min.

Para a coleta de dados de riqueza e abundância relativa dos anuros adultos, houve o esforço de campo de duas pessoas. O início do trabalho de campo foi às 19h50min, finalizando às 21h20min.

Essa metodologia foi utilizada em dois dias consecutivos (19 e 20 de fevereiro de 2003), fazendo no segundo dia o trajeto inverso do dia anterior. Para medir a eqüidade entre os dois dias de coleta, foi usado o teste Qui-quadrado.

3. Resultados e Discussão:

Na área 1, foram encontradas, adultos e larvas de *Hyla bischoffi*, e uma larva de *Physalaemus cuvieri*. Na área 2, foram encontrados adultos de *Leptodactilus ocellatus*, *Physalaemus cuvieri*, *Scinax perereca* e *Scinax berthae*; e larvas de *Physalaemus cuvieri* e *Scinax perereca*. Na área 3, foram encontrados adultos de *Leptodactilus ocellatus*, *Physalaemus cuvieri*, *Scinax perereca*, *Scinax berthae* e *Bufo ictericus*; entretanto, nenhuma larva.

A presença de *Hyla bischoffi* exclusivamente na área 1, pode ser explicada pela biologia da espécie. Esta é arborícola e necessita que a área apresente certo grau de conservação ambiental (Kwet & DiBernardo, 1999). A ausência desta espécie na área 3 parte A deve-se ao fato desta ser mais degradada, com maior atividade antrópica.

A área 2, mesmo sendo uma área menor e estando aparentemente mais susceptível a impactos antropogênicos, foi a que apresentou maior riqueza de larvas. No entanto, outras áreas bastante fragmentadas já foram descritas como sendo propícias ao sucesso reprodutivo de anuros (Gascon, 1999).

Não foram encontrados girinos na área 3 parte B, através dos métodos utilizados. Entretanto, adultos de cinco espécies – dentre as seis que foram encontradas em todas as áreas estudadas – foram observados. A área 3 parte B, apresenta uma pequena lagoa com galhos cortados depositados sobre ela. De um lado há um cano de concreto (onde passa um rio pequeno) e de outro encontra-se cimento mole derramado em uma grande extensão e muito lixo. A lagoa parece ser a parte mais prejudicada pelo lixo e cimento depositados na área. Também pela enorme quantidade de galhos que são cortados do próprio fragmento e depositados sobre ela. Isso pode tornar inviável a sobrevivência das larvas dos anfíbios anuros no corpo d'água.

Uma das hipóteses para a presença de tantos indivíduos adultos de espécies diferentes, é que esta ocorrendo uma migração recente dos adultos para esta área desocupada. Sendo que adultos de espécies diferentes que participam deste ambiente podem não ser suscetíveis à poluição, que possivelmente está afetando os girinos, aparen-

temente está fazendo com que ocorra um esforço reprodutivo inútil.

O teste Qui-quadrado para medir a equidade só deu resultado significativo para indivíduos adultos de *Scinax perereca* na área "2" parte A e na área "3" parte B e para indivíduos adultos de *Physalaemus cuvieri* na área "3" parte B. Essas diferenças podem ser explicadas pela diferença de umidade entre os dias, pois havia chovido no dia anterior ao primeiro dia de coleta e depois não choveu mais.

3. Conclusões

Manter as populações das espécies de anfíbios anuros das áreas verdes dentro do Centro Politécnico é relevante. Primeiro pelo fato de serem poucos os refúgios presentes nas áreas urbanas, tendo em sua totalidade desconhecimento de sua fauna de anfíbios e sendo ecossistemas muito fragilizados. Segundo, porque são bons indicadores da qualidade ambiental, especialmente no que diz respeito à qualidade da água (Garcia & Blanco, 1995).

A partir dos dados obtidos nesta pesquisa, podemos observar que a diversidade de anfíbios anuros encontrada na área 2 (A e B) é bastante coerente, já que é um fragmento bastante reduzido (especialmente se comparado às demais áreas estudadas), porém aparentemente não é contaminado com lixos químicos e materiais dificilmente degradados (plásticos, latas, borracha, etc.). As outras duas áreas estudadas (1 e 3) são bastante alteradas espacialmente – fragmentadas – e ainda têm o agravante de serem contaminadas com os dejetos da produção humana nas redondezas.

Para ser possível que estes anfíbios sejam mantidos, as áreas verdes do campus universitário do Centro Politécnico da UFPR devem ser conservadas. Baseados nas informações apresentadas são feitas algumas sugestões de atuação por parte dos realizadores da manutenção do local.

(1) Programas específicos para o conhecimento da fauna de anfíbios existente nas diferentes áreas verdes do campus universitário do Centro Politécnico da UFPR. Sugere-se um trabalho de inventariamento de fauna com aquisição de informações biológicas e ecológicas, onde campanhas mensais podem ser feitas por ao menos um ciclo sazonal (um ano).

(2) Programas específicos para a manutenção de áreas verdes presentes no campus universitário do Centro Politécnico da UFPR.

(3) Através de programa multidisciplinar, que envolve profissionais da área de botânica, zoologia e responsáveis pela manutenção do local, promover a recuperação florística das áreas verdes presentes no campus universitário do Centro Politécnico da UFPR e evitar qualquer tipo de contaminação por poluentes.

4. Referências Bibliográficas

BERNARDE, P. S.; MACHADO, R. A. (2001) Riqueza de espécies, ambientes de reprodução e temporada de vocalização de anurofauna em Três Barras do Paraná, Brasil (Amphibia: anura). *Cuad. Herpetol.*, 14 (2): 93-104.

GARCIA, C.; BLANCO,M. (1995) Reseña sobre las pesquirias mundiales de ranas y el mercado internacional de ancas. *Technofrog'95, 3-8 de fevereiro, Anais.*Viçosa, Minas Gerais.

GASCON, C. (1999) Sapos resistem na floresta fragmentada. *Ciência Hoje,* julho , pp. 65-68.

HEYER, W. R.; DONNELLY, M. A.; MCDIARMID, R. W.; HAYEK, L. C.; FOSTER, M. S. (1994) *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for Amphibians.* Smithsonian Institution Press. U.S.A. 364 p.

HADDAD, C. F. B. (1991). Ecologia reprodutiva de uma comunidade de anfíbios anuros na Serra do Japi, sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo.

KWET, A. & DIBERNARDO, M. (1999). Pro-Mata, Anfíbios – Amphibien – Amphibians. EDIPURS, Porto Alegre, RS. 107p.

Análise dos Padrões Espaciais das Árvores em Quatro Formações Florestais Diferentes, através de Análises de Segunda Ordem, como a Função K de Ripley.

Capretz, Robson L. [1], Batista, João L.F. [2]
[1] robsoncapretz@msn.com , Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas, Universidade de São Paulo, ESALQ / CENA.
[2] Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Departamento de Ciências Florestais.

Introdução

A organização espacial das árvores em uma floresta é um reflexo de alguns processos vitais da dinâmica florestal. O estudo do padrão espacial vem sendo utilizado como uma ferramenta importante para examinar esses processos da ecologia de espécies arbóreas nos últimos anos. A presença de uma árvore em um dado local da floresta é determinada preponderantemente pelo modo com que a sua espécie dispersa seus frutos e sementes (Condit et al 2000), pelas necessidades de nutrientes, água e qualidade da luz que recebe (Harms et al 2001), pelo potencial competitivo com outras árvores da mesma espécie ou de espécies que ocupam o mesmo nicho, e pela atração e resistência a herbívoros.

O padrão espacial e a estrutura das populações são evidências confiáveis dos processos que regem o ecossistema. Estudos mais detalhados sobre a interação entre espécies com nichos semelhantes, como, por exemplo, conhecer os efeitos de inibição (alelopatia) ou de atração entre espécies, são oriundos de análises espaciais.

Uma consideração é comum na ecologia de florestas tropicais: naturalmente não são esperados padrões regulares ou uniformes. Certamente padrões perfeitamente regulares, como em reflorestamentos ou plantios de espécies comerciais, são raros ou mesmo inexistentes na ecologia nos trópicos, mas é compreensível que em algumas situações na dinâmica florestal apareçam padrões uniformes: quando as condições ambientais tornam-se restritivas, e a competição intraespecífica surge mais agressiva, como um dos processos determinantes para a sobrevivência dos indivíduos. Após um certo tempo sob condições estressantes, é esperado que o padrão de árvores jovens e adultas possua clara tendência de uniformidade, de modo que a distância entre elas seja semelhante.

Os padrões agregados e aleatórios são mais facilmente compreendidos, também por serem mais comuns. Espera-se que padrão agregado seja um resultado direto da dispersão de sementes, sobretudo nas áreas ao redor da fonte dos propágulos, ou da concentração da espécie em lugares que correspondem ao nicho da espécie. O padrão aleatório por sua vez pode surgir em função dos mais variados processos ecológicos, desde o esmaecimento das manchas ou grupos de indivíduos da mesma espécie em virtude da herbivoria ou da competição, até processos mais complexos relacionados com a fauna, a disponibilidade no ambiente de regiões ricas em nutrientes, beiras de rios e grandes clareiras.

Diante desses argumentos, o estudo do padrão espacial deve levar em conta a escala em que se observa o mosaico da vegetação. Estudar o padrão das plântulas e juvenis no entorno da árvore-mãe é diferente do que quando se procura observar o padrão somente das árvores adultas e senescentes. Enquanto no primeiro caso o padrão será analisado em uma escala de poucos metros, no segundo caso o estudo deverá ampliar sua escala para dezenas ou centenas de metros.

Este estudo corresponde à análise do padrão espacial das árvores do projeto "Diversidade, dinâmica e conservação em florestas do Estado de São Paulo: 40 *ha* de Parcelas Permanentes", do programa BIOTA da FAPESP. O projeto consiste de quatro parcelas permanentes de aproximadamente 10 *ha* cada, distribuídas em quatro Unidades de Conservação: Parque Estadual da Ilha do Cardoso (Restinga), Parque Estadual de Carlos Botelho (Floresta Tropical Pluvial Atlântica), Estação Ecológica de Assis (Cerradão) e Estação Ecológica de Caetetus (Floresta Estacional Semidecidual). Um painel pontual das árvores foi traçado, com ênfase no padrão

das espécies de maior destaque na comunidade, nas semelhanças entre o padrão espacial das espécies coincidentes entre áreas e em uma discussão sobre a dinâmica florestal em cada bioma.

Métodos

A função K de Ripley (1977) é uma análise de segunda ordem, pois utiliza o segundo momento estatístico (a variância) em lugar da média (o primeiro momento). Esta ferramenta é ideal para análises de mapas da vegetação, onde todas as árvores possuem coordenadas marcadas. As vantagens deste método em relação aos métodos tradicionais são a possibilidade de detectar o padrão espacial em diversas escalas simultaneamente (Getis & Franklin 1987), o que é interessante para estudos em ecologia florestal, e sua capacidade de processar análises sobre a interação entre espécies (como interação ou inibição), levando em conta inclusive variáveis comuns, como diâmetro e altura (Batista 1994).

O método é definido como o cálculo do número esperado de árvores em uma dada distância *s* a partir de outra árvore aleatoriamente escolhida, utilizando todas as distâncias árvore a árvore. A função é cumulativa: são contadas todas as árvores vizinhas, presentes em círculos concêntricos de raios *s* (que pode variar conforme a área de estudo; neste estudo, as distâncias variam de 1 a 150 *m*) onde os centros são as árvores na parcela permanente.

O padrão aleatório é identificado quando os valores da transformação da função K, *L(s)*, estão próximos de zero. Para valores positivos o padrão indicado é o agregado, e para valores negativos o padrão é uniforme. Para confrontar com a Completa Aleatoriedade Espacial (CAE), são realizadas simulações do padrão espacial dentro do modelo de CAE. Se o padrão observado estiver fora dos envelopes de confiança construídos nas simulações, pode-se dizer que o padrão é diferente do aleatório. Em caso contrário, aceita-se a hipótese de que o padrão seja aleatório.

Em cada parcela permanente foram medidas, plaqueadas e identificadas todas as árvores com perímetro na altura do peito a partir de 15 *cm*. Assim, a primeira análise foi feita a partir dos mapas das árvores em cada parcela de 10,24 *ha* (320 x 320 *m*), subdividas em 256 subparcelas de 400 m^2. Mereceram maior atenção as espécies de presença mais marcante, bem como aquelas que ocorreram em mais de uma área. Além do padrão espacial de cada população, foram estudados também a estrutura diamétrica e o padrão espacial nas classes de diâmetro definidas.

Resultados

O padrão espacial de todas as árvores reunidas em cada parcela permanente indicou que as árvores do Parque Estadual de Carlos Botelho estão muito mais agregadas do que nas demais áreas. De fato, já a partir de uma escala de 5 metros de distância, as árvores apresentam agregação notadamente maior do que para os demais biomas.

Os padrões espaciais observados na restinga do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, no cerradão da Estação Ecológica de Assis e na floresta estacional semidecidual da Estação Ecológica de Caetetus foram bem semelhantes, sendo que os valores da transformação da função K, *L(s)*, jamais passaram de 1. Por sua vez, para a mata atlântica de Carlos Botelho, *L(s)* sempre manteve valores acima de 2, a partir da escala de 40 *m*, e entre 1 e 2 entre 1 e 39 *m*. Os padrões espaciais das árvores da Ilha do Cardoso e de Assis apresentaram, na escala a partir de 100 *m*, tendências claras de uma queda na agregação em direção do padrão aleatório, embora tais valores jamais se tornaram negativos. O padrão em Caetetus iniciou esta mesma queda já na escala de 75 *m*, chegando a valores negativos nos 110 *m*, definindo uma tendência de uniformidade.

Ao observar o mapa das árvores em Carlos Botelho notam-se grandes clareiras na mata, especialmente próximas aos vértices nordeste e sul da parcela permanente. Tais clareiras, cujas áreas possuem aproximadamente 2500 m², possuem baixo número de árvores e grande ocorrência de bambus. Outra característica marcante da mata atlântica se faz presente na Unidade de Conservação: o relevo extremamente acidentado.

Nota-se também que a maior densidade de árvores foi encontrada no cerradão de Assis. Foram encontradas cerca de 10 mil árvores em Carlos Botelho, 13 mil em Caetetus,17 mil árvores na Ilha do Cardoso e 23 mil em Assis.

O estudo de algumas espécies em particular se revelou muito interessante, em virtude da sua dominância nos respectivos biomas, e também pela ocorrência de uma mesma espécie em biomas distintos. O padrão espacial das espécies coincidentes foi estudado, de modo a verificar se as diferenças intrínsecas de cada bioma interferem sobre a forma de dispersão e estabelecimento dos indivíduos.Para a maioria das espécies o padrão revelou-se agregado. Com menor freqüência o padrão aleatório foi observado, e o padrão regular foi raro. Dentre as espécies de maior densidade nas áreas, destacaram-se *Copaifera langsdorffii*, *Vochysia tucanorum*, *Ocotea corymbosa*, *Xylopia aromatica*, *Machaerium acutifolium* (todas em Assis), *Guapira opposita*, *Euterpe edulis* (em Carlos Botelho e na Ilha do Cardoso), *Metrodorea nigra*, *Ocotea indecora*, *Trichilia claussenii* (em Caetetus), *Xylopia langsdorffiana*, *Amaioua intermedia* (na Ilha do Cardoso), *Tapirira guianensis*, *Rapanea umbellata* e *Myrcia multiflora* (em Assis e na Ilha do Cardoso).

Conclusões

Como o padrão espacial das árvores na mata atlântica mostrou níveis de agregação muito superiores aos demais biomas, é razoável dizer que algumas de suas características marcantes, como o relevo, as chuvas freqüentes e a disponibilidade de nichos, podem ser apontados como elementos influentes sobre o padrão espacial.

Além da ocorrência das várias espécies em comum entre o cerradão de Assis e a restinga da Ilha do Cardoso, o padrão espacial de ambos foi bem semelhante. Mesmo sabendo que há diferenças significativas na dinâmica dos dois biomas, é razoável pensar que ambos apresentam condições de estresse ambiental em virtude da limitada disponibilidade de alguns recursos, como água e nutrientes.

Grande parte das espécies presentes em um dado bioma apresentou padrões semelhantes entre si, o que confirma em parte a influência da dinâmica da comunidade nos padrões espaciais. E se a freqüência do padrão agregado já era esperada, é interessante notar que o padrão regular pode manifestar-se especialmente nas árvores maiores ou mais velhas. O padrão aleatório, por sua vez, não significa que os elementos do bioma não atuem de modo marcante sobre a espécie, ao contrário, a presença da espécie por ser condicionada por muitos elementos simultaneamente.

Bibliografia

Batista, J.L.F. *Spatial Dynamics of Trees in a Brazilian Atlantic Tropical Forest under Natural and Managed Conditions.* Tese de Doutorado, University of Washington, 1994.

Condit, R., Ashton, P.S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S.P., Foster, R.B., Itoh, A., LaFrankie, J.V., Lee, H.S., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R. & Yamakura, T. Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science 288: 1414-1418*. 2000.

Getis, A. & Franklin, J. Second Order Neighbourhood analysis of Mapped Spatial Pattern. *Ecology* 68: 473-477. 1987.

Harms, K.E., Condit, R., Hubbell, S.P. & Foster, R.B. Habitat associations of trees and shrubs in a 50-ha neotropical forest plot. *Journal of Ecology 89: 947-959. 2001*

Ripley, B. Modelling Spatial Patterns. *Journal of Royal Statistic Society 39*: 172-212. 1977.

(Agradecimentos à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP pela bolsa de estudos concedida 01/11825-3)

A biomassa floral de angiospermas sul-americanas e sua relação com características vegetativas, reprodutivas e abióticas

Carina Silveira[a] *& Carlos Roberto Fonseca*[b]

[a] *PPG – Biologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos*

(sccaca@vetorial.net); [b]Laboratório de Interação Animal-Planta, Universidade do Vale do Rio dos Sinos;

1. Introdução

A flor é uma estrutura chave na evolução das angiospermas (Kay, 1987; Dafni, 1992a; Judd *et al.*, 1996; Menzel & Shmida, 1993). A diversidade de formas, cores e tamanhos das flores encontradas atualmente na natureza sugerem a existência de diferentes estratégias reprodutivas.

A biomassa floral, definida operacionalmente como a biomassa seca de uma flor individual, é uma importante variável que nos permite comparar o investimento relativo, medido em carbono, destas diferentes estratégias. Para as plantas, produzir flores grandes, com grandes investimento em biomassa, é garantia de um maior sucesso na reprodução cruzada. Para os polinizadores, flores grandes indicam maior quantidade e qualidade de recursos alimentares, como néctar e grãos de pólen (Andersson, 1994). Esta relação entre as flores e seus polinizadores tem propiciado a evolução de inúmeras adaptações morfológicas, fisiológicas e comportamentais tanto da parte das plantas quanto dos polinizadores (Futuyma & Slatkin, 1983).

A evolução de estratégias florais, contudo, deve estar em sintonia também com outros aspectos da história de vida das plantas. De forma geral, fatores como, por exemplo, a altura da planta, a cor da flor ou a fertilidade do solo que afetam a interação entre as flores e seus polinizadores potencialmente podem modular a evolução das características florais (Faegri & van der Pijl, 1979).

O objetivo deste trabalho é (i) descrever a variação interespecífica da biomassa floral de 80 espécies de angiospermas sul-americanas e (ii) averiguar como a biomassa floral está correlacionada a características vegetativas, reprodutivas e abióticas.

2. Métodos

Entre os meses de agosto de 2001 e junho de 2002, foram visitadas 31 localidades do estado do Rio Grande do Sul. Para a escolha das localidades procurou-se obter uma amostragem representativa das oito regiões fitoecológicas propostas por Teixeira *et al.* (1986) para o estado do Rio Grande do Sul. Em cada localidade de coleta selecionamos algumas espécies para estudo seguindo alguns critérios básicos como, serem nativas do Rio Grande do Sul e apresentarem abundância igual ou maior a 10 indivíduos férteis. Como em trabalhos de cunho comparativo a generalidade dos resultados é em grande parte determinada pelo número total de espécies consideradas e da ampla representatividade filogenética das espécies escolhidas, as espécies deste trabalho foram selecionadas levando-se em conta a sua posição na filogenia das angiospermas (Bremer *et al*., 1996; Chase *et al.*, 1993; Judd *et al.*, 1999; Angiosperm Phylogeny Group, 1998). Para cada espécie selecionada cerca de três exsicatas foram montadas para possibilitar a identificação do material por especialistas, sendo estas depositadas no Herbário Aloysio Sehnem da Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Em campo, foram selecionados arbitrariamente 10 indivíduos em floração por espécie, mantendo-se um espaçamento mínimo de 5 m entre indivíduos. Para cada indivíduo coletou-se uma única flor para a obtenção da biomassa floral e uma folha sem herbivoria para o cálculo da área foliar, da biomassa foliar e da área específica da folha. A área foliar foi determinada com o auxílio do programa Scion Image Beta 3 for Windows.

Para cada uma das espécies do estudo, obteve-se informações que podem ser agrupadas em características vegetativas, reprodutivas e abióticas. As características vegetativas foram: forma de vida, altura máxima da espécie, área foliar, biomassa seca da folha, área específica da folha e número de folhas. As reprodutivas foram: cor da flor, forma da flor, número de flores, vetor polinizador, dispersão de sementes e diâmetro da corola. As características abióticas obtidas em campo foram: ambiente, luminosidade, umidade e fertilidade do solo.

Para determinar como características vegetativas, reprodutivas e abióticas estão associadas à biomassa da flor foram utilizados testes de ANOVA para as variáveis categóricas (seguidos do teste *a posteriori* de Tukey) e regressões lineares para as variáveis contínuas. Todas as características contínuas sofreram transformações logarítmicas (log_{10}). Foi determinado, para cada conjunto de características abióticas, vegetativas e reprodutivas, o modelo mínimo adequado, através de modelos lineares generalizados utilizando a opção "deleção", considerando significativa apenas as características com probabilidade menor que 0,05. Todos os testes estatísticos foram realizados com o auxílio do programa Systat for Windows (2000).

3. Resultados e Discussão

O banco de dados total contém informações sobre 80 espécies de angiospermas sul-americanas, distribuídas em 57 gêneros, 37 famílias e 20 ordens. A biomassa floral das espécies estudadas variou em mais de três ordens de magnitude. A distribuição de freqüência mostrou-se aproximadamente log-normal com média 0.028g e desvio padrão de 0.072g (Kolmogorov-Smirnov, D_{max} = 0.099, P = 0.413).

Características vegetativas associadas ao porte da planta estão fortemente relacionadas à biomassa da flor. Espécies mais altas possuem flores com maior biomassa que plantas de baixa estatura ($F_{[1,78]}$ = 27.106, P < 0.001, r^2 = 0.258). A biomassa das flores decresce de árvores, arbustos, subarbustos até ervas. As trepadeiras apresentaram flores relativamente grandes, sendo intermediárias entre árvores e arbustos analisadas ($F_{[1,78]}$ = 5.246, P < 0.001, r^2 = 0.212). Além disto, espécies com maior número de folhas, apresentaram flores mais pesadas ($F_{[1,78]}$ = 6.471, P < 0.013, r^2 = 0.077). Características foliares também influenciaram significativamente a biomassa floral. Espécies com flores mais pesadas apresentaram folhas maiores ($F_{[1,78]}$ = 18.593, P < 0.001, r^2 = 0.192) e também mais pesadas ($F_{[1,78]}$ = 27.964, P < 0.001, r^2 = 0.264). A área específica da folha não apresentou influência na variação da biomassa floral. . O modelo mínimo adequado para características vegetativas conteve apenas a altura máxima da espécie ($F_{[2,77]}$ = 7.971, P < 0.010) e a biomassa da folha ($F_{[2,77]}$ = 8.611, P < 0.010), estas duas variáveis vegetativas chegando a explicar 33% da variação interespecífica da biomassa floral.

Características reprodutivas estão correlacionadas com a biomassa da flor. Flores de cores mais fortes e escuras, com tons avermelhados, apresentaram-se mais pesadas que flores mais claras, como as amarelas ($F_{[3,76]}$ = 3.150, P < 0.030, r^2 = 0.111). Flores de maior diâmetro apresentaram-se mais pesadas do que flores com menor diâmetro ($F_{[1,78]}$ = 95.147, P < 0.001, r^2 = 0.550). As formas de disco ou de tubo apresentada pelas flores não apresentaram diferença em relação a biomassa floral. O número de flores exibido por indivíduo em um determinado tempo correlacionou-se significativamente com a biomassa floral ($F_{[1,78]}$ = 7.497, P = 0.008, r^2 = 0.088), sendo que espécies que apresentam um maior *display floral* apresentam também flores de maior biomassa. Espécies polinizadas por animais vertebrados possuem flores mais pesadas do que espécies em que ambos, invertebrados e vertebrados, realizam a polinização e que espécies onde os principais polinizadores são animais invertebrados ($F_{[2,77]}$ = 6.336, P = 0.003, r^2 = 0.141), e espécies que são dispersadas por animais apresentaram biomassa floral maior que espécies com dispersão generalista (animais e vento), espécies com dispersão eólica e que espécies autocóricas ($F_{[3,76]}$ = 4.709, P = 0.005, r^2 = 0.157). O modelo mínimo adequado para as características reprodutivas conteve a cor da flor ($F_{[3,73]}$ = 4.273, P < 0.008), o número de flores ($F_{[1,73]}$ = 8.797, P < 0.004), o diâmetro da corola ($F_{[1,73]}$ = 120.193, P < 0.001) e a forma da flor ($F_{[1,73]}$ = 4.006, P < 0.049) estas quatro variáveis reprodutivas chegando a explicar 69% da variação interespecífica da biomassa floral.

Características abióticas não influenciaram significativamente a biomassa floral. A biomassa floral não se diferenciou em relação a espécies que crescem em diferentes ambientes (florestais ou não-florestais), em locais com diferentes graus de umidade, de

luminosidade e de fertilidade do solo. O modelo mínimo adequado não reteve nenhuma das características.

4. Conclusão

As estratégias florais das plantas são freqüentemente atribuídas exclusivamente às pressões advindas de seus polinizadores. As relações encontradas entre forma de vida, altura da planta, número de folhas e mesmo características foliares, como a biomassa foliar, sugerem que a evolução das estratégias florais das angiospermas não é independente das estratégias vegetativas adotadas pelas espécies. Este estudo comparativo de biologia floral, junto com estudos que mostram conexões entre estratégias de dispersão e estratégias vegetativas (Leishman & Westoby 1994), ressalta a necessidade de teorias adaptativas mais gerais que permitam uma síntese da relação entre estratégias vegetativas e reprodutivas para as angiospermas.

5. Referências Bibliográficas

Andersson M. 1994. Sexual selection in Plants. In: Malte A, ed. *Sexual selection*. Princeton: Princeton University Press.

Angiosperm Phylogeny Group. 1998. An ordinal classification for the families of flowering plants. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 85: 531-553.

Bremer K, Bremer B, Thulin M. 1996. *Introduction to Phylogeny and Systematics of Flowering Plants*. 2nd ed. Compendium. Uppsala: Uppsala University.

Chase MW, Soltis DE, Olismtead RG, Morgan D, Les DH, Mishler BD, Duvall MR, Price R A, Hills HG, Qiu Y, Kron KA, Rettig JH, Conti E, Palmer JD, Manhart JR, Sytsma KJ, Michaels HJ, Kress WJ, Karol KG, Clark WD, Hedrén M, Gaut BS, Jansen RK, Kim K, Wimpee CF, Smith JF, Furnier GR, Strauss SH, Xiang Q, Plunkett GM, Soltis PS, Swensen SM, Williams SE, Gadek PA, Quinn CJ, Eguiart LE, Golenberg E, Learn GH, Graham SW, Barrett SCH, Dayanandan S, Albert VA. 1993. Phylogenetics of seed plants: an analys of nucleotide sequences from the plastid gene rbcL. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 80: 528-580

Dafni A. 1992a. Advertisement in flowers. In: Dafni A, Rickwood D, Hames BD, eds. *The Practical Approach Series*. Oxford: Oxford University Press.

Faegri K, Van Der Pijl L. 1979. *The Principles of Pollination Ecology* 3rd ed., Oxford: Pergamon Press.

Futuyma DJ, Slatkin M. 1983. *Coevolution*. Massachusetts: Sinauer Associates Inc.

Judd WS, Campbell CS, Kellogg EA. 1999. *Plant Systematics: a phylogenetics approach*. Sunderland: Sinauer Associates.

Kay QON. 1987. The comparative ecology of flowering. *New Phytologist* 106: 265-281

Menzel R, Shmidda A. 1993. The ecology of flowers colours and the natural colour vision of insect pollinators: The Israel flora as a study case. *Biological Review*. 68: 81-120

Teixeira MB, Coura-Neto AB, Pastore U *et al.* 1986. Vegetação. In: Levantamento de recursos naturais. Rio de Janeiro: IBGE. v.33, p. 541-620.

Desmatamento e a Vulnerabilidade à Extinção dos Mamíferos Amazônicos: Algumas Projeções para o Futuro.

Carlos Eduardo Viveiros Grelle (grellece@biologia.ufrj.br)
Universidade Federal do Rio de Janeiro

1. Introdução

Enquanto alguns estudos têm evidenciado que existe uma relação positiva entre a riqueza de espécies, grupos funcionais e a estabilidade dos sistemas naturais, este assunto ainda é controverso (veja Fonseca e Ganade, 2001; Loreau *et al.*, 2001). Contudo, não há dúvidas de que a manutenção dos processos evolutivos depende da conservação do maior número possível de espécies e indivíduos (por ex. Myers e Knoll, 2001). Sendo assim, a conservação de grandes áreas das florestas tropicais tem dois objetivos principais: i) diminuir as taxas de extinção das espécies, e ii) possibilitar a continuidade dos processos evolutivos. Portanto, a conservação de grandes áreas é fundamental para a manutenção dos processos naturais e, conseqüentemente, para a humanidade assegurar os serviços e benefícios da natureza (por exemplo, Balmford *et al.*, 2002).

Existem modelos, baseados em características biológicas, para prever quais espécies são mais propensas à extinção (Purvis *et al.*, 2000). Contudo, pouco se sabe sobre quantas espécies vão estar ameaçadas de extinção em função das atuais taxas de desmatamento (Pimm e Raven, 2000).

Estudos recentes têm criticado o programa "Avança Brasil" e suas conseqüências ambientais. Dentro deste programa estão planejadas a construção de estradas, oleodutos e hidroelétricas em áreas de floresta nativa (Carvalho *et al.*, 2001; Laurance *et al.*, 2001; Peres, 2001). Algumas projeções têm estimado que cerca de 50% da Amazônia brasileira poderia ser transformada em áreas degradadas, causando perdas incalculáveis para biodiversidade (e.g. Laurance *et al.*, 2001; Peres, 2001).

Estudos com mamíferos (Grelle *et al.*, 1999) e aves (Brooks *et al.*, 1999) nos Neotrópicos, assim como para vertebrados nos "hotspots" (Brooks et al. 2002), tem demonstrado a utilidade da relação espécie-área para descrever os efeitos do desmatamento na vulnerabilidade à extinção. A relação espécie-área pode ainda ser usada para estimar quantas espécies vão estar vulneráveis à extinção em função dos futuros dematamentos (Pimm e Raven, 2000). Neste estudo, eu investigo os possíveis efeitos das estimativas de desmatamento na Amazônia brasileira nos mamíferos.

2. Métodos

Como já demonstrado em outros estudos (Brooks *et al.*, 1999; Brooks *et al.*, 2002; Grelle *et al.*, 1999) se a área original A_0 é reduzida para A_n, o número de espécies S_0 deve diminuir até S_n. Então, o número de espécies remanescentes pode ser determinada pela equação: $S_n/S_0=(A_0/A_n)^z$. Sendo assim, a redução de habitat de A_0 para A_n irá resultar em um número de espécies previsto para estarem ameaçados de extinção pela função: $1-(S_n/ S_0)$.

Usando esta última função, eu simulei como total de espécies de mamíferos ameaçadas de extinção na Amazônia brasileira poderia mudar considerando-se os futuros cenários de desmatamento. A base de dados dos mamíferos que ocorrem na Amazônia brasileira (78 espécies de endêmicos) foram obtidos em Silva *et al.* (2001), van Roosmalen *et al.* (2002) e Voss *et. al.* (2001). Eu usei somente espécies endêmicas porque eles são mais afetados pelo desmatamento do que o são as espécies de ampla distribuição (Brooks *et al.*, 2002; Brooks *et al.*, 1999; Grelle *et al.*, 1999).

O total de desmatamento previstos para 2020, em função do projeto "Avança Brasil", foram obtidos em Laurance *et al.* (2001) e Peres (2001). Neste estudo, eu considerei como desmatamento somente as projeções de áreas altamente degradadas nos cenários otimistas e não otimistas apresentados por Laurance *et al.* (2001) e Peres (2001). Os cenários otimista e não otimista prevêem, respectivamente, cenários com uma redução das florestas de 28% e 42% até 2020.

Neste estudo eu assumi algumas premissas: i) uma taxa de linear de desmatamento dos dias atuais até 2020, e ii) que todas as espécies de mamíferos endêmicas da Amazônia brasileira podem ser afetadas pela diminuição das florestas.

Eu usei três diferentes valores do parâmetro z (0,15; 0,25 e 0,35) porque ele pode ser dependente de variáveis como: nível de isolamento de uma área e mobilidade de um organismo (Rosenzweig, 1995).

3. Resultados e Discussão

Como esperado, o número de espécies ameaçadas de extinção

aumentou em função dos desmatamentos previsto para a Amazônia brasileira. As simulações feitas com os cenários não otimista e otimista indicaram, respectivamente, um aumento de três e duas vezes no número de espécies ameaçadas de extinção. As simulações feitas com o maior valor de *z* (0,35) apresentaram um maior aumento no número de espécies ameaçadas de extinção, do que com os outros valores do parâmetro *z* (0,15 e 0,25).

A possível perda de espécies devido ao futuro desmatamento na Amazônia brasileira não vai ser restrita aos mamíferos endêmicos. Um estudo recente indicou que quatro espécies de passeriformes vão estar ameaçadas de extinção devido ao desmatamento promovido pelo "Avança Brasil" (Vale, 2002). Contudo, as conseqüências dessas perdas de espécies para os sistemas naturais são difíceis de serem determinadas.

Uma possível conseqüência poderia acontecer em decorrência da perda de grupos funcionais. Por exemplo, nos trópicos, cerca de 80% das árvores dependem de vertebrados para dispersão das sementes (Gentry, 1982). Recentemente foi sugerido que a eliminação da avifauna da Mata Atlântica Nordestina pode ter afetado as síndromes de dispersão e polinização, o que poderia induzir à extinção muitas populações de árvores em fragmentos florestais (Silva & Tabarelli, 2000).

Na ausência de alguns elementos da fauna que funcionem como agentes de dispersão e polinização, muitos fragmentos florestais podem ser transformados em "florestas vazias" (sensu Redford, 1992). Existem evidências que espécies de frugívoros podem ser rapidamente eliminados logo após o início dos processos de fragmentação, demonstrando vulnerabilidade desde grupo funcional em relação ao desmatamento (Lovejoy *et al.*, 1986; Moegenburg e Levey, 2002).

Seguindo este raciocínio e considerando-se o grande número de espécies de mamíferos frugívoros que ocorrem na Amazônia (Fonseca *et al.*, 1996), o desaparecimento deste grupo funcional pode comprometer o futuro de muitas árvores Amazônicas. Dados recentes indicam que cerca de 14% da Amazônia brasileira já foi desmatada, e a região já apresenta muitos mamíferos ameaçados de extinção (Grelle *et al.*, 1999), em especial muitas espécies de frugívoros (Fonseca *et al.*, 1994). Na Amazônia brasileira os impactos negativos do desmatamento podem ser potencializados por outros fatores como a caça (Peres, 2000).

Concluindo, neste estudo eu argumento que o número de espécies ameaçadas de extinção, como esperado, vai aumentar em resposta aos desmatamentos previstos pelo projeto "Avança Brasil".

4. Referências Bibliográficas

Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, P., Jefferiss, V., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K, Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K.; Turner, R.K. (2002) Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297: 950-953.

Brooks, T.M., Tobias, J.A.; Balmford, A. (1999) Deforestation and bird extinctions in the Atlantic forest. *Animal Conservation* 2: 211-222.

Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mitttermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G.; Hilton-Taylor, C. (2002) Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16: 909-923.

Carvalho, G., Barros, A.C., Moutinho, P.; Nepstad, D. (2001) Sensitive development could protect Amazonia instead of destroying it. *Nature* 409: 131.

Fonseca, C.R.; Ganade, G. (2001) Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology* 89: 118-125.

Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Costa, C.M.R., Machado, R.B. & Leite, Y.L.R. (1994) *Livro Vermelho dos Mamíferos Brasileiros Ameaçados de Extinção.* Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Fonseca, G.A.B., Herrmann, G., Leite, Y.L.R., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B.; Patton, J.L. (1996) Lista anotada dos mamiferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4: 1-38.

Gentry, A.H. (1982) Patterns of Neotropical plant species diversity. *Evolutionary Biology* 15: 1-84.

Grelle, C.E.V., Fonseca, G.A.B., Fonseca, M.T.; Costa, L.P. (1999) The question of scale in threat analysis: a case study with Brazilian mammals. *Animal Conservation* 2: 149-152.

Jablonski, D. (2001) Lessons from the past: evolutionary impacts of mass extinctions. *Proceedings of National Academy of Sciences, USA* 98: 5393-5398.

Laurance, W.F., Cochrane, M.A., Bergen, S., Fearnside, P.M., Delamônica, P., Barber, C., D'Angelo, S.; Fernandes, T. (2001) The future of the Brazilian Amazon. *Science* 291: 438-439

Loureau, M., Naem, S., Inchaust, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M.A., Raffaeli, D. Schmid, B., Tilman, D.; Wardle, D.A. (2001) *Science* 294: 804-808.

Lovejoy, T.E., Bierregard, R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown Jr, K.S., Powell, A.H., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R.; Hays, M.B. (1986) Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. (ed. M. Soulé), pp. 257-285. Sinauer Associates, Sunderland, MA.

Moegenburg, S.M. & Levey, D.J. (2002) Prospects for conserving biodiversity in Amazonian extractive reserves. *Ecology Letters* 5: 320-324.

Myers, N. & Knoll, A.H. (2001) The biotic crisis and the future of evolution. *Proceedings of National Academy of Sciences* 98: 5389-5392.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B.; Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Peres, C.A. (2000) Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14: 240-253.

Peres, C.A. (2001) Paving the way to the future of Amazonia. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 217-219.

Pimm, S.L.; Raven, P. (2000) Extinction by numbers. *Nature* 403: 843-845.

Purvis, A., Agapow, J-P., Gittleman, J.L.; Mace, G.M. (2000) Nonrandom extinction and the loss of evolutionary history. *Science* 288: 328-330.

Redford, K. (1992). Empty forest. *Bioscience* 4: 412-422.

Rosenzweig, M.L. (1995). *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press, Cambridge:

Silva, J.M.C. & Tabarelli, M. (2000) Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404: 72-74.

Silva, M.N.F., Rylands, A.B.; Patton, J.L. (2001) Biogeografia e Conservação da Mastofauna na Floresta Amazônica Brasileira. In *Biodiversidade na Amazônia Brasileira*. (orgs. J.P.R. Capobianco, A. Veríssimo, A. Moreira, D. Sawyer, I. Santos; L.P. Pinto), pp. 110-131. Estação Liberdade, Instituto Sócio-Ambiental, São Paulo.

Vale, M.M. (2002) *Prediction of the Impacts of Infrastructure Projects on the Distribution and Conservation of Passerine Birds in the Amazon.* MA Thesis, Columbia University, NY.

Van Roosmalen, M.G.M., Van Roosmalen, T.; Mittermeier, R.A. (2002) A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia.

Neotropical Primates 10(Suppl.): 1-52.

Voss, R.S., Lunde, D.P.; Simmons, N.B. (2001) The mammals of Paracou, French Guiana: a Neotropical lowland rainforest fauna part 2. Nonvolant species. *Bulletin of American Museum of Natural History* 263: 1-236.

Sistema de Amostragem Hierárquica da Biodiversidade (SAHB): Modelo Cartesiano, Político ou de Paisagem?

Carlos Guilherme Becker [a] *& Carlos Roberto Fonseca* [b]
[a] *Graduação Ciências Biológicas Universidade do Vale do Rio dos Sinos (gui@cirrus.unisinos.br)*
[b] *Lab. Interação Animal-Planta, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS*

1. Introdução

A crise da biodiversidade mundial requer decisões urgentes quanto à localização e distribuição das unidades de conservação. Um grande esforço tem sido feito em todo o planeta para se mapear a biodiversidade (Myers *et al.*, 2000), já que para se traçar estratégias eficientes para proteção da biodiversidade necessita-se de um conhecimento razoável da distribuição das espécies (Williams *et al.*, 1997).

No Brasil, a cobertura de coletas biológicas é ainda bastante incompleta, variando imensamente entre estados e biomas (Lewinsohn & Prado, 2002). Além disto, o esforço é desigual e as coletas são feitas próximo aos grandes centros de pesquisa e unidades de conservação (Nelson *et al*., 1990). Programas de Avaliações Biológicas Rápidas – (RAP) podem ser incorporados nas estimativas e nos monitoramentos da biodiversidade (Fonseca, 2001; Margules & Redhead, 1995), no entanto, o simples aumento no volume de coletas dificilmente solucionará o problema da cobertura.

Para maximizarmos a entrada de informação sobre a biodiversidade com o mínimo de custo, necessitamos de um sistema de amostragem integrado que planeje, organize e direcione o esforço de coletas futuras. Neste trabalho inicia-se a discussão para o desenvolvimento de um Sistema de Amostragem Hierárquica da Biodiversidade (SAHB), sistema este a ser proposto para uma escala estadual e/ou nacional. O sistema baseia-se em amostragem, já que como é impossível fazer um levantamento completo de toda área é necessário estabelecermos regras que designem locais ou regiões prioritárias para amostragem. Além disto, o sistema é hierárquico de forma a estabelecer estratégias de inventários que permitam o aumento da resolução dos dados, em termos de escala espacial, à medida que o tempo passa, gerando assim a predefinição de metas claras a serem cumpridas.

Neste trabalho discute-se as vantagens e desvantagens da adoção de três SAHBs alternativos: (i) Modelo Cartesiano, (ii) Modelo de Paisagem, (iii) Modelo Político. Apesar destes modelos de levantamento de biodiversidade terem o potencial de serem usados em uma escala nacional, aqui usaremos como exemplo o Estado do Rio Grande do Sul.

2. Métodos

A partir de mapas políticos, mapas hidrológicos e imagens de satélite (LANDSAT), desenvolvemos os três modelos.

Modelo Cartesiano - Para exemplificarmos o desenvolvimento e aplicação do modelo cartesiano foi utilizado um mapa do Estado do Rio Grande do Sul com os limites georreferenciados. Sobre este mapa foi plotado inicialmente uma grade quadriculada regular contendo 16 quadrículas de 2º de Latitude por 2º de Longitude, este sendo a escala de amostragem de menor resolução (Nível I). A partir deste mapa, gerou-se três outros mapas com níveis de resolução crescentes. O segundo mapa subdivide cada quadrícula de 2º ´ 2º em quatro quadrídulas de 1º ´ 1º, totalizando 64 quadrículas (Nível II). O terceiro e o quarto nível de resolução utilizam quadrículas de 0,5º e 0,25º, quadruplicando o número de quadrículas a cada estágio (256 e 1024 quadrículas, respectivamente).

Modelo de Paisagem – No desenvolvimento do modelo de paisagem nos embasamos na distribuição das nove bacias na região hidrográfica do Guaíba, apesar deste modelo poder ter sido iniciado nas microbacias. O mapa de maior resolução, então, possui nove unidades amostrais (Nível III). No modelo de paisagem as unidades amostrais também apresentam formas e tamanhos variados, contudo, na elaboração dos mapas de menor escala de resolução, agrupamos bacias vizinhas nos preocupando principalmente com o arranjo hierárquico natural das bacias hidrográficas mas também com a heterogeneidade de tamanho das unidades amostrais. Os mapas de nível II e I apresentam respectivamente 4 e 3 unidades amostrais.

Modelo Político – Para exemplificarmos o desenvolvimento e aplicação do Modelo Político, partiu-se do mapa do Estado do Rio Grande do Sul com suas 496 divisões municipais, que foi considerado o mapa de maior resolução (Nível IV). Isto implica em unidades amostrais de formas e tamanhos variados. Por exemplo, apesar da média da área dos municípios ser 542 km^2 (DP = 910,1) existe uma variação entre 7.804 e 28 km^2

Para a produção dos mapas de menor escala de resolução, agrupou-se municípios vizinhos em blocos maiores, objetivando-se diminuir a heterogeneidade de forma e tamanho entre unidades amostrais. Os mapas de nível III, II e I apresentaram áreas médias de, respectivamente, 7.469

km^2 (DP = 478,2; N = 54), 14.938 km^2 (DP = 660,5; N = 18) e 29.876 km^2 (DP = 931,2; N = 9).

3. Resultados e Discussão

Os três modelos propostos, como vimos, possuem aspectos positivos e negativos. Abaixo, procuramos ressaltar os principais argumentos para a adoção ou não dos diferentes modelos.

O modelo cartesiano define grades regulares de quadrículas, assumindo unidades amostrais a partir de limites arbitrários de Latitude e Longitude.

Seu principal ponto positivo é a padronização total da área e da forma das unidades amostrais. Contudo os limites são arbitrários não respeitando a forma dos elementos da paisagem e provavelmente os limites de distribuição das espécies. Um sistema semelhante a este foi implantado com sucesso na Inglaterra, utilizando uma grade de quadrículas de 10 x 10 Km^2. Contudo o sistema inglês não inclui um arranjo hierárquico, sendo utilizado somente para a organização da entrada de informações.

O modelo que melhor se ajusta à distribuição das espécies é o modelo de paisagem. Fatores que estão diretamente ligados a esta distribuição como a topografia, geologia e pluviosidade, podem ser usados de forma compartilhada a fim de delimitar da melhor forma os limites biogeográficos. Um ponto negativo deste modelo é a que suas unidades amostrais apresentam tamanhos diferentes. Além disto, o sistema de paisagem pode se tornar complexo, dificultando a participação direta da sociedade na adição das informações ao banco de dados sobre biodiversidade.

O principal ponto a favor do modelo político é a transparência da responsabilidade sobre o levantamento da biodiversidade em todo o território nacional. Da mesma forma que um determinado projeto local de desenvolvimento arrecada recursos para o município, o estado ao qual ele pertence e para a União, a responsabilidade sobre a conservação da biodiversidade local deveria ser igualmente compartilhada entre estes diversos níveis políticos. A definição clara das responsabilidades, através de projeto de lei, poderia permitir o estabelecimento de fundos específicos para o levantamento da biodiversidade. Ressalta-se, no entanto, que as divisões políticas apresentam áreas diversas e não respeitam os elementos da paisagem.

4. Conclusões

Dado a urgência com que decisões de conservação têm que ser tomadas neste século que se inicia, somente uma ação integrada conseguirá mapear em tempo hábil a biodiversidade brasileira. O Sistema de Amostragem Hierárquica da Biodiversidade (SAHB)

permite uma maximização da relação benefício / custo que é desejada devido à dimensão desta empreitada. O sistema define diferentes níveis de resolução do mapeamento da biodiversidade, permitindo que metas claras possam ser estipuladas e recursos disponibilizados para tal. Os três modelos alternativos apresentam aspectos positivos e negativos na sua adoção. Esperamos que o SAHB seja amplamente discutido pela comunidade científica, pelos órgãos de fomento, por diferentes instâncias políticas e pela sociedade em geral e contribua para que um sistema nacional de levantamento da biodiversidade seja adotado.

5. Referências Bibliográficas

Fonseca, G. A. B. (2001). Proposta para um Programa de Avaliação Rápida em Âmbito Nacional. In. *Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais.* 1:150-156, Rio de Janeiro/Editora Vozes, Petrópolis, 430 p.

Lewinsohn, T. M.; Prado, P. I. (2002). *Biodiversidade Brasileira. Síntese do Estado Atual do Conhecimento*. MMA/CIB, São Paulo,176p.

Margules, C. R.; Redheaad, T. D. (1995). *Guideline for Using the BioRap Methodology and Tools.* CSIRO, Australia/National Library of Australia Cataloguing-in-Publication Entry, 70p.

Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. (2000). Biodiversity Hotspots for Conservation Priorities. *Nature* 403:853-858.

Nelson, B. W.; Ferreira, C. A. C.; Silva, M. F.; Kawasaki, M. L. (1990). Endemism Centres, Refugia and Botanical Colection Density in Brazilian Amazônia. *Nature* 345:714-716.

Williams, P. H.; Gaston, K. J.; Humphries, C. J. (1997). Mapping Biodiversity Value Worldwide: Combining Higher-taxon Richness From Differend Groups. *Proc. R. Soc. Lond.* B 264:141-148.

Caatinga: um bioma brasileiro desprotegido

Carlos Rodrigo Castro, Philip Gradon Reed,
*Marcela Saldanha de Lima Ferreira e Aírton Olsen Maia do Amaral**
** Associação Caatinga*

1. Introdução

A palavra caatinga é de origem *Tupi-guarany*[1] e significa mata branca ou clara, fazendo referência ao fato de apresentar, na estação seca, árvores com caules esbranquiçados que, na ausência de folhas, dão o tom claro àquela vegetação. A caatinga existe unicamente no Nordeste do Brasil cobrindo aproximadamente 10 % do território nacional, 736.836 Km², uma área equivalente a seis vezes o tamanho do território da Inglaterra. Este bioma predominante do semi-árido brasileiro é formado por diversas composições florísticas, adaptadas a climas semi-áridos, sobre diferentes tipos de solo, geralmente pobres em matéria orgânica, com baixa capacidade de acumulação d'água, embora sejam ricos em sais minerais solúveis, especialmente em cálcio e potássio.

O clima constitui a característica mais importante do semi-árido brasileiro, principalmente devido à ocorrência das secas estacionais e periódicas. O regime pluviométrico do semi-árido delimita duas estações bem distintas: uma curta estação chuvosa, de 3 a 5 meses de duração, que ocorre nos meses de janeiro a maio, e uma longa estação seca, de 7 a 9 meses, que ocorre nos meses de junho a dezembro. As chuvas são imprevisíveis, torrenciais e irregulares, no tempo e no espaço. A precipitação média da caatinga está em torno de 500mm. A temperatura média anual varia de 22°C a 32°C e é mais ou menos constante em toda região. O semi-árido do Nordeste brasileiro é uma das regiões secas mais quentes do planeta. A amplitude térmica diária é relativamente baixa, situando-se ao redor de 10°C. A umidade relativa do ar é pequena, estando a média anual próxima de 50 %. A luminosidade na caatinga é muito elevada, ficando ao redor de 2.800 horas de luz solar por ano (SEMACE, 1997).

De forma geral, pode-se caracterizar a caatinga como um tipo singular de vegetação xerófila tropical. A flora apresenta alta resistência à seca, em virtude de possuir diferentes mecanismos anátomo-fisiológicos que minimizam os efeitos da falta de chuvas por ocasião das secas estacionais e periódicas. É uma vegetação tortuosa, espinhenta, de folhas pequenas e caducas, constituída por arbustos e árvores de pequeno porte sobre um extrato herbáceo. A caatinga é rica em cactáceas, bromeliáceas, euforbiáceas e leguminosas, porém é pobre em gramíneas. Ao contrário do que muitos pensam, a vegetação da caatinga é muito diversificada, por incluir vários outros ambientes associados a ela. Estima-se que pelo menos 40% das espécies de flora encontradas, sejam endêmicas da caatinga. A fisionomia da caatinga aparece em variações combinadas com predominância arbórea, arbustiva ou mista, podendo ser densa ou aberta dependendo principalmente do local de ocorrência, da composição do solo e do regime de chuvas.

2. Materiais e Métodos

Para analisar o nível de proteção absoluta e relativa do bioma caatinga foi feito um levantamento junto aos órgãos ambientais federais e foi colhida informação complementar de alguns órgãos estaduais. O estudo limitou-se a fazer uma análise quantitativa das áreas sob algum tipo de proteção integral sem considerar-se a qualidade da conservação nestas áreas. Informações qualitativas deste tipo são muito fragmentadas e incompletas e estudos estão atualmente sendo desenvolvidos para a análise da qualidade da conservação nas áreas protegidas. Comparações relativas sobre o nível de proteção da Caatinga são realizados neste estudo comparando o bioma com a situação encontrada no Domínio da Mata Atlântica e na Amazônia Legal, biomas historicamente com maior foco de investimentos em pesquisa e conservação. O estudo concentrou-se nas áreas de proteção integral[2] a nível federal e às reservas naturais privadas reconhecidas pelo Poder Público Federal e estadual nos casos existentes. As categorias de áreas protegidas de uso sustentável que permitem o uso direto de recursos naturais não foram inclusas pois na prática espera-se um melhor nível de conservação e manutenção das áreas de proteção integral que somente permitem o seu uso indireto. Essa escolha também foi feita visando minimizar distorções nos dados devido a sobreposição em diversas situações de áreas de proteção integral com áreas de uso sustentável.

3. Resultados

No Brasil atualmente 3 % de sua superfície está protegida de forma integral equivalendo a 24.919.078 ha. A meta do Estado de atingir 10 % de áreas protegidas no território nacional é um compromisso assumido desde a Eco 92 e também como signatário da Convenção Mundial sobre Diversidade Biológica. Incluídas as áreas de uso sustentável o Brasil está protegendo atualmente aproximadamente 7,5% do seu território em forma de Unidades de Conservação públicas ou privadas.

Da superfície de áreas protegidas de forma integral (3% do território nacional), apenas 4% desta área, que corresponde a 1.084.516 ha está localizada no bioma caatinga e 96% do total das áreas está localizada nos outros biomas brasileiros. A distribuição destas áreas protegidas não é uniforme através dos principais biomas brasileiros.

Em relação ao bioma caatinga, apenas 1% de suas áreas está sob alguma forma de proteção integral o que corresponde a 1.085.413 ha. 99% do território do bioma caatinga não está protegido por alguma forma de proteção integral. No caso da Amazônia Legal isso corresponde a 4,14 % e no caso do Domínio da Mata Atlântica isso corresponde a 3,28 % da extensão do bioma. O Domínio da Mata Atlântica (130.642.100 ha) e a Amazônia Legal (500.631.680 ha) representam 74% do território nacional e quase

95% da superfície de todas as áreas protegidas no Brasil. Os 26% restantes do território nacional contém apenas 5% da superfície da totalidade das áreas protegidas. A superfície das U.C's de proteção integral (incluíndo RPPNs federais e estaduais) nos outros biomas conjugados corresponde a 0,06 % do território nacional. O Bioma Caatinga corresponde a quase 10 % do território nacional (73.683.649,00 ha) e a superfície das U.C's de proteção integral na Caatinga corresponde a 0,012 % do território nacional. No caso da Amazônia Legal isso corresponde a 2,43 % e no caso do Domínio da Mata Atlântica isso corresponde a 0,51 % do território nacional.

4. Conclusões

Alguns mitos foram criados em torno da biodiversidade da caatinga e três deles são comumente mencionados: o primeiro diz que a caatinga é homogênea; o segundo diz que sua biota é pobre em espécies e em endemismos; e o terceiro conta que esta está ainda pouco alterada pelas ações antrópicas. Sabemos, entretanto, que estes três mitos se encontram superados, pois a Caatinga é bastante heterogênea, onde encontramos centenas de diferentes tipos de paisagens únicas, detectamos sua importante biodiversidade, sendo entre os biomas semi-áridos que apresentam as mesmas características climáticas e geográficas, o de maior biodiversidade, de endemismo reconhecido e está entre os biomas brasileiros mais degradados pelo homem. A Caatinga conta com um baixo nível de conservação, caracterizado pelo baixo número de áreas protegidas existentes no bioma.

Também, deve-se destacar que a maioria das Unidades de Conservação existentes enfrenta vários problemas, entre eles, falta de recursos humanos, financeiros e situação fundiária não resolvida, o que coloca em questão a efetividade e viabilidade a longo prazo da conservação destas áreas. Não só a questão do baixo número de Unidades de Conservação na Caatinga mas também a qualidade do seu manejo são questões críticas a serem consideradas. A situação das áreas protegidas ainda é mais grave se for levado em consideração que algumas Unidades de Conservação incluídas neste estudo somente contém uma pequena extensão de sua área denominada Caatinga. Por exemplo, no caso do Parque Nacional da Chapada Diamantina, com uma área de 150.000 ha, apesar de estar geograficamente dentro dos limites do bioma, quase toda sua área é exclusivamente de campos rupestres. Se tais áreas fossem deduzidas das áreas levantadas no estudo, a já pequena extensão de áreas protegidas de Caatinga ficaria ainda menor com o nível de proteção caíndo para menos de 1 % da superfície territorial do bioma.

Preencher a lacuna na proteção da biodiversidade da Caatinga é um tarefa desafiadora que deve ser abraçada por todos que se encontram envolvidos e interessados na conservação da natureza, tanto no setor governamental quanto não governamental e tanto a nível nacional quanto internacional. Não cabe a este estudo mencionar todas as múltiplas ações a serem tomadas urgentemente para reverter a grave situação em que a Caatinga se encontra. Algumas recomendações consideradas fundamentais e prioritárias são apresentadas.

Recomenda-se que as informações contidas neste estudo constituam um ponto de partida para uma análise completa e qualitativa para caracterizar o real tamanho desta lacuna. A integração de uma base de dados sobre as ações de conservação e desenvolvimento sustentável existentes no semi-árido também é importante, pois visa contribuir para o melhor planejamento e coordenação das ações de forma integrada .

Apesar de alguns estudos recentes já mencionados, é preciso conhecer melhor este bioma, a organização de sua biodiversidade e suas necessidades de conservação para então priorizar os esforços de planejamento da conservação numa abordagem que garanta a maior variabilidade genética e ecológica possível. Os estudos identificaram áreas prioritárias para a conservação de extrema, muito alta e alta importância biológica definidos com base na relevância ecológica e ameaças externas a estas áreas. Os estudos também identificaram as áreas menos conhecidas que precisam de maiores estudos sobre a sua biodiversidade. Recomenda-se que os estudos existentes em áreas já identificadas sejam um ponto de partida para uma análise mais completa da situação e para servirem de subsídio na elaboração de ações de conservação futuras coerentes e viáveis.

Expandir e modificar o sistema regional de UCs públicas de forma quantitativa e qualitativa, incentivando a criação de novas UCs e consolidando o manejo nas UCs existentes usando com base para sua localização os resultados de estudos recentes e futuros de forma a se obter uma representação significativa de todas as tipologias vegetacionais e proteção dos sítios mais ameaçados e de maior biodiversidade remanescente. Recomenda-se, a curto prazo, aumentar a proporção das áreas sobre proteção para níveis pelo menos similares aos do Domínio da Mata Atlântica e da Amazônia Legal contribuíndo para o atingimento da meta de 10 % de áreas protegidas no território nacional e a longo prazo aumentar a superfície de áreas protegidas dentro de cada bioma para 10 % do território do bioma.

5. Referências Bibliográficas

Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Caatinga. (2000). MMA/ SBF, Brasília.

Capobianco, J.P.R. et al. (2002). Biodiversidade Brasileira: Avaliação e Identificação de Áreas Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da biodiversidade dos biomas brasileiros, MMA/SBF, Brasília.

Manejo Florestal Sustentado da Caatinga. (1990). IBAMA, Brasília.

Mendes, B. V. (1997) Biodiversidade e Desenvolvimento Sustentável do Semi-Árido, SEMACE, Fortaleza.

Sá, I.B, de Souza, R.C et al. (2000). Bioma Caatinga: Fatores Abióticos, Ministério de Agricultura e do Abastecimento, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA, Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Semi-Árido – CPATSA, Centro Nacional de Pesquisa de Solos – CNPS, Petrolina.

Sampaio, Y.,Sampaio, E.V.S.B. et al. (2002). Quanto vale a Caatinga, Fundação Konrad Adenauer, Fortaleza.

Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC, Lei 9985/ 2000). (2002).IBAMA, Brasília.

[1] Língua indígena do Brasil

[2] Áreas que preservam a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais.

Ecologia de Nidificação de Espécies de *Megachile* (Hymenoptera: Apoidea) em Ninhos-armadilha na Estação Ambiental de Peti (MG).

Carolina F. Cardoso[a] & Fernando A. Silveira[a]
[a]Laboratório de Sistemática e Ecologia de Abelhas, Dept. de Zoologia, ICB, Universidade Federal de Minas Gerais (carolyfc@yahoo.com.br).

1.Introdução

Cerca de 85% são espécies de abelhas são solitárias (Batra, 1984). Algumas delas constróem seus ninhos no solo, outras em cavidades feitas por outros artrópodes e outras, ainda, se em orifícios preexistentes na madeira (Camillo, 2000). Ninhos-armadilha de diversos tipos têm sido utilizados para o estudo da biologia de nidificação de vários grupos de abelhas (p. ex., Michener, 1953; Kombrein, 1967; Laroca, 1971; Garófalo *et al*., 1993). O emprego desses ninhos-armadilha possibilita a obtenção de dados sobre a biologia e ecologia das espécies.

O gênero *Megachile* (Megachilidae) encontra-se bem distribuído em todo o território brasileiro (Silveira *et al.,* 2002) e suas espécies são conhecidas como "abelhas corta-folha" devido ao fato de utilizarem-se de pedaços de folhas (algumas vezes pétalas) na

construção de seus ninhos (Laroca *et al.*, 1987). Embora a ecologia de nidificação de *Megachile* tenha sido bem estudada na Europa e América do Norte, no Brasil, ela tem sido muito pouco investigada (Ihering, 1904; Laroca, 1971; Laroca *et al.*, 1987).

Os objetivos deste trabalho foram 1) caracterizar os ninhos de espécies de *Megachile* em ninhos-armadilha; 2) verificar a razão sexual de espécies de *Megachile;* 3) estimar o tempo para a emergência dos indivíduos dessas espécies e 4) verificar a sazonalidade da atividade de nidificação das espécies de *Megachile.*

2.Método

Os dados foram coletados na Estação Ambiental de Peti (municípios de Santa Bárbara e São Gonçalo do Rio Abaixo, MG, 19º53'57" S e 43º22'07" W). A estação, com 600 ha, situa-se na zona de transição da floresta estacional tropical (mata atlântica de interior) com o cerrado, em altitudes entre 630 m e 806 m.

Ninhos-armadilha foram confeccionados com gomos de bambus abertos em uma extremidade, com diâmetros entre 1,5 cm e 3,5 cm e comprimento médio de aproximadamente 21 cm. Feixes com seis ninhos-armadilha foram amarrados em troncos de árvores, a aproximadamente 1,5 m do solo, a cada 10 m, ao longo de três trilhas dentro de matas secundárias. com os colmos na horizontal, três voltados para uma direção e três para a direção oposta. Um total de 276 ninhos foram instalados, permanecendo no campo entre maio de 2002 e maio de 2003. Eles foram vistoriados mensalmente a partir de junho de 2002. Ninhos ocupados eram retirados dos feixes e trocados por outros vazios.

No laboratório, os gomos de bambu eram abertos e cada ninho (um cartucho de fragmentos de folhas envolvendo uma fileira de células) era colocado, individualmente, em um tubo de ensaio fechado com chumaço de algodão, até a emergência dos adultos. Após a emergência dos adultos, os cartuchos foram dissecados para análise. Os espécimes e os ninhos obtidos foram depositados na Coleção Entomológica do Departamento de Zoologia da UFMG.

Foram estimados tempos mínimo e máximo de desenvolvimento para os indivíduos de cada espécie. No primeiro caso, considerou-se apenas o número de dias para emergência no laboratório da primeira abelha de cada cartucho. Esta estimativa considera que o ovo que originou o primeiro indivíduo a emergir foi ovipositado no dia anterior à coleta do ninho. A segunda estimativa considera todo o período entre a última vistoria anterior à coleta do ninho e a emergência dos adultos no laboratório. Neste caso, considera-se que o ovo que originou a primeira abelha a emergir foi ovipositado no dia seguinte à última vistoria anterior à coleta do ninho.

3.Resultados e Discussão

Quatro espécies de *Megachile* emergiram dos ninhos-armadilha: *M. (Chrysosarus) guaranitica* Schrottky, 1908; *M. (Moureapis) anthidioides* Radoszkowsky,1874; *M. (Moureapis*) sp.02; e *M.(Melanosarus) nigripennis* Spinola, 1841. A organização geral dos ninhos de todas elas é a mesma descrita na literatura para outras espécies do gênero (Ihering, 1904; Laroca, 1971; Laroca, Filho & Zanella, 1987; Medler, 1958; Michener, 1959 e Krombein, 1967) – uma série linear de células construídas com fragmentos de folhas firmemente colados, protegida dentro de um cartucho de fragmentos de folha frouxamente arranjados. Apenas o ninho de *M. guaranitica* foge ao padrão geral, já que, dentro de cada cartucho, urnas de barro, continham, cada uma, uma célula construída com fragmentos de folhas firmemente soldados. Embora coladas umas às outras, essas urnas são facilmente separáveis, mantendo sua integridade, com as duas extremidades fechadas com barro, o fundo convexo e o ápice côncavo.A única descrição de ninhos deste subgênero na literatura (Laroca, 1971) é a do ninho de *M. tapytensis.* Nesse trabalho, Laroca afirma que a parede de barro que reveste internamente cada cartucho constitui um cilindro contínuo, dividido internamente por septos transversais de barro.

Cinco cartuchos de células de *M. (Chrysosarus) guaranitica* foram obtidos, em três ninhos-armadilha. O número médio de células por cartucho foi de 5,6 e o comprimento médio dos cartuchos foi de 7,82 cm. Dezenove abelhas emergiram desses ninhos, dessas, 26% eram fêmeas. O tempo mínimo de desenvolvimento registrado para esta espécie foi de 26,5 dias (no laboratório) e o tempo máximo de desenvolvimento registrado foi de 94 dias (54 dias no laboratório mais 40 dias no campo).

Foram obtidos dezenove cartuchos de *M. (Melanosarus) nigripennis* em oito ninhos-armadilha. O número médio de células por cartucho foi de 2,31 (s = 1,06) e o comprimento médio dos cartuchos foi de 3,76 cm. Quarenta e uma abelhas emergiram desses ninhos, 48,8% delas, fêmeas. O tempo mínimo de desenvolvimento registrado foi de 28 dias e o tempo máximo de desenvolvimento registrado foi de 90 dias (50 dias no laboratório e 40 no campo).

Apenas dois cartuchos de *M. (Moureapis) anthidioides* foram obtidos, cada um em um ninho-armadilha. O número médio de células por cartucho foi de 3,5 e o comprimento médio dos cartuchos foi de 4,55 cm. Cinco abelhas emergiram desses ninhos, todas fêmeas. O tempo mínimo de desenvolvimento registrado para a espécie foi de 23 dias e o tempo máximo foi de 73 dias (33 no laboratório mais 40 no campo).

Trinta e dois cartuchos de *M. (Moureapis*) sp.02 foram obtidos em 13 ninhos-armadilha. O número médio de células por cartucho foi de 3,36 (s = 1,45) e o comprimento médio dos cartuchos foi de 4,43 cm. Noventa abelhas emergiram desses ninhos, 54% delas, fêmeas. O tempo mínimo de desenvolvimento registrado para esta espécie foi de 12,5 dias e o tempo máximo foi de 81 dias (41 no laboratório mais 40 no campo).

Baixas proporções de fêmeas , como as obtidas neste trabalho, são comuns em *Megachile* e gêneros próximos (p. ex., Medler, 1958, 1959; Krombein, 1967; Sihag, 1983), embora em uma mesma espécie a razão sexual possa pender para machos ou fêmeas em diferentes gerações (p. ex., Sihag, 1983; Tepedino & Parker, 1988). É sabido que o diâmetro dos orifícios pode determinar a razão sexual da prole produzida no ninho, com orifícios mais estreitos favorecendo a produção de uma maior proporção de machos (p. ex., Krombein, 1967; Erickson & Wilson, 1972; Tepedino & Torchio, 1989). Neste estudo, entretanto, o diâmetro dos ninhos-armadilha era muitas vezes maior do que o dos cartuchos de células. Portanto, as baixas proporções de fêmeas obtidas não se deveram à limitação do espaço nos ninhos. Outro aspecto que fica evidente é que as fêmeas das espécies amostradas não dependem dos orifícios para moldar seus cartuchos de células, sendo capazes enrolar e prender os fragmentos de folhas, mesmo em amplos espaços.

Em apenas dois casos, cartuchos de duas espécies foram encontrados concomitantemente no mesmo ninho-armadilha. Num desses casos, havia um cartucho de *M. (Moureapis)* sp.02 e um de *M.(Moureapis) anthidioides.* No outro, foram encontrados um cartucho de *M. (Moureapis)* sp.02 e um de *M. (Chrysosarus) guaranitica.* Todos os demais ninhos-armadilha foram ocupados por cartuchos de uma única espécie.

Em geral, nos ninhos de todas as espécies dos quais emergiram adultos dos dois sexos, os machos emergiram antes das fêmeas. A atividade de nidificação das espécies encontradas na Estação de Peti concentrou-se, principalmente, na estação chuvosa, como tem sido verificado para *Megachile* e outras abelhas, em outras áreas do Brasil (Camillo *et al.*, 1995; Martins *et al.*, 2002; Alves-dos-Santos, 2003). Apenas as fêmeas de *M. (Moureapis)* sp. 02 construíram ninhos mais espaçadamente no ano. Mesmo assim, 50% dos cartuchos foram construídos em dezembro e janeiro (quando foram encontrados os ninhos das demais espécies). Em agosto, no meio da estação seca, observou-se um outro pico menor de atividade de nidificação nesta espécie, com 28% dos cartuchos construídos, talvez indicando a ocorrência de mais de uma geração nesta espécie. É importante ressaltar que, em novembro, os ninhos-armadi-

lha não foram vistoriados e, portanto, uma parte dos ninhos coletados em dezembro deve ter sido construída naquele mês.

4.Conclusão

A descoberta do ninho de *M. guaranitica* sugere que o uso do barro na construção do ninho seja uma característica típica deste subgênero. Os ninhos das demais espécies mantém o padrão "normal" do gênero.

A razão sexual de todas as espécies para as quais mais de 10 indivíduos foram obtidos caracterizou-se por uma maior proporção de machos.

Os tempos de emergência dos adultos das espécies estudadas variou entre 26,5 dias (tempo mínimo) e 94 dias (tempo máximo).

As espécies amostradas foram altamente sazonais, concentrando sua atividade de nidificação no pico da estação chuvosa.

5.Referências Bibliográficas

Alves-dos-Santos, I. (2003). Trap-nesting bees and wasps on the university campus in São Paulo, southeastern Brazil (Hymenoptera: Aculeata). *Journal of the Kansas Entomological Society* 76:328-334.

Batra, S.W.T. (1984). Solitary bees. *The American Naturalist* 250:86-93.

Camillo, E. (1995). Diversidade e abundância sazonal de abelhas e vespas solitárias em ninhos armadilhas (Hymenoptera, Apocrita, Aculeata). *Revista Brasileira de Entomologia* 39:459-470.

Camillo, E. (2000). Biologia de *Tetrapedia curvitarsis* em ninhos-armadilha (Hymenoptera: Apidae: Tetrapediini*). Anais do IV Encontro sobre Abelhas de Ribeirão Preto,* Ribeirão Preto, FFCL-RP. p.103-110.

Erickson, E. H., Jr. & W. T. Wilson. (1972). *Management of the Alfalfa Leaf-cutter Bee in Colorado.* Bulletin 552S. Fort Collins, Colorado State University Experiment Station. 17p.

Garófalo, C. A., E. Camillo, J. C. Serrano, J. M. M. Rebêlo. (1993). Utilization of trap nests by Euglossini species (Hymenoptera: Apidae). *Revista Brasileira de Biologia* 53:177-187.

Ihering, R. von. (1904). Biologia das abelhas solitárias do Brazil. *Revista do Museu Paulista* 6:461-481.

Krombein, K.V. (1967). *Trap-nesting Wasps and Bees: Life Histories, Nests, and Associates.* Washington, Smithsonian Institution. VI+570 p.

Laroca, S. (1971). Notas sobre a nidificação de *Chrysosarus tapytensis* Mitchell (Hymenoptera, Apoidea). *Boletim da Universidade Federal do Paraná,* Zoologia, 4:39-44.

Laroca, S.; D. L. Schwartz Filho. & F. C. V. Zanella. (1987). Ninho de *Austromegachile habilis* e notas sobre a diversidade de *Megachile* (Apoidea, Megachilidae) em biótopos neotropicais. *Acta Biológica Paranaense* 16:93-105.

Martins, F.C.; M. F Camarotti-de-Lima. & A J. C Aguiar. (2002). Abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades preexistentes na reserva biológica Guaribas (Mamanguape, PB): uma proposta de monitoramento. *Anais de V Encontro sobre Abelhas de Ribeirão Preto,* Ribeirão Preto, FFCLRP-USP. p. 40-46.

Medler, J.T. (1958). A note on *Megachile inermis* Prov. in trap-nests in Wisconsin. (Hymenoptera: Megachilidae). *The Canadian Entomologist* 90:325-327.

Medler, J.T. (1959). A note on *Megachile centuncularis* (Linn.) in Wisconsin. (Hymenoptera: Megachilidae). *The Canadian Entomologist* 91: 113-115.

Michener, C.D. (1953). The biology of a leafcutter bee (*Megachile brevis*) and its associates. *The University of Kansas Science Bulletin* 35:1659-1748.

Michener, C.D. (2000). *The Bees of the World.* Baltimore, Johns Hopkins University. 913 p.

Sihag, R. C. (1983). Life cycle pattern, seasonal mortality, problem of parasitization and sex ratio pattern in alfalfa pollinating megachilid bees. *Zeistchrift für angewandte Entomologie* 96:368-379.

Silveira, F. A.; G. A R. Melo & E.A B. Almeida. (2002). *Abelhas Brasileiras: Sistemática e Identificação*. Belo Horizonte, edição do autor. 253 p.

Tepedino, V. J. & F. D. Parker. (1988). Alternation of sex ratio in a partially bivoltine bee, *Megachile rotundata* (Hymenoptera: Megachilidae). *Annals of the Entomological Society of America* 81:467-476.

Tepedino, V. J. & P. F. Torchio. (1989). Influence of nest hole selection on sex ratio and progeny size in *Osmia lignaria propinqua* (Hymenoptera: Megachilidae). *Annals of the Entomological Society of America* 82:355-360.

Dinâmica de predação larval em populações experimentais de *Chrysomya albiceps*

Carolina Reigada; Lucas Del Bianco Faria; Gisele Souza Rosa; Marcelo Nogueira Rossi; Wesley Augusto Conde Godoy; Laboratório de Ecologia Populacional. Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, 18618-000 Botucatu, SP, Brasil. reigada_bio@yahoo.com.

Introdução

Há cerca de 28 anos, quatro espécies de moscas-varejeiras nativas do velho mundo do gênero *Chrysomya,* foram introduzidas nas Américas (Prado & Guimarães, 1982). Essas espécies têm importância médico-veterinária por veicular patógenos e causar miíase facultativa nos animais e no homem (Zumpt, 1965). Dentre as espécies introduzidas, *C. albiceps* e *C. rufifacies* destacam-se por serem canibais e predadoras facultativas durante o estágio larval (Ullyett, 1950). Este hábito tem provavelmente influência sobre a dinâmica populacional destas espécies e de outras moscas-varejeiras nativas (Ullyett, 1950; Wells & Greenberg, 1992a-c).

A introdução das espécies do gênero *Chrysomya* no Brasil causou aparentemente o deslocamento da espécie nativa *Cochliomyia macellaria* (Ullyet, 1950; Wells & Greemberg, 1992a-c). Em determinadas regiões onde *C. albiceps* e *C. putoria* eram freqüentes, a espécie nativa *C. macellaria* sofreu até 89% de redução em sua abundância (Baumgartner & Greemberg, 1984). Como ocorre com *C. albiceps* e *C. rufifacies,* em algumas espécies a predação pode ser tanto intra como interespecífica, podendo a predadora em alguns casos optar por atacar presas da própria espécie, o que sugere que ela pode escolher a presa mais conveniente para o momento (Walzer & Schausberger, 1999). O impacto causado pelas espécies do gênero *Chrysomya* também se deu sobre *Lucilia eximia,* outra espécie nativa das Américas (Prado & Guimarães, 1982).

Este estudo teve a finalidade de investigar a dinâmica de predação em *C. albiceps* sobre *C. megacephala, Cochliomyia macellaria* e *Lucillia eximia,* como também comparar as taxas de predação interespecífica de larvas de 3º instar de *C. albiceps* sobre larvas de 3º instar de *C. megacephala, C. macellaria* e *L. eximia.*

Materiais e Métodos

As populações experimentais de *C. albiceps,C. macellaria, C. megacephala* e *L. eximia* foram obtidas a partir de exemplares coletados nas proximidades do Departamento de Parasitologia do Instituto de Biociências da Unesp-Botucatu, São Paulo. Foram utilizadas carcaças de roedores em decomposição como substrato atrativo durante as coletas. Os exemplares coletados foram anestesiados com baixa temperatura, identificados segundo a espécie e colocados em gaiolas com armação de madeira e tela de "nylon" (30x30x30 cm), formando assim as populações em laboratório. Essas receberam água e açúcar *ad libitum* e foram mantidas em sala com temperatura a 25±1ºC, fotoperíodo de 12 horas e umidade relativa de 70%. Às fêmeas adultas foi fornecido fígado bovino como fonte protéica suplementar, já que se tratam de espécies anautógenas.As posturas foram obtidas e separadas, por espé-

cie, em frascos contendo carne bovina, suficiente para o crescimento natural das populações. As larvas foram mantidas em câmara climática nas condições já citadas anteriormente. A determinação do instar larval foi feita pela observação dos caracteres morfológicos usualmente utilizados para este fim (Prins, 1982).

As taxas de predação larval interespecífica foram estimadas a partir do acondicionamento de larvas de diferentes espécies aos pares (predador x presa) em placa de petri medindo (12 mm x 30 mm). Foram utilizadas larvas de terceiro instar de *C. albiceps* como predadoras, por ser este o instar onde ocorre a maior taxa de predação (Wells & Greenberg, 1992a; Faria *et al.*, 1999). Foram utilizadas larvas também de terceiro instar de *C. megacephala*, *C. macellaria* e *L. eximia* como presas. Ao atingirem o terceiro instar as larvas foram removidas do frasco de cultura e introduzidas em placas de petri, seguindo a proporção: 1 larva de terceiro instar (presa) x 1 larva de terceiro instar (predadora).

Em outra etapa do experimento foi introduzida nas placas de petri uma larva de terceiro instar de *C. albiceps* e duas larvas de terceiro instar de presas. As presas foram combinadas da seguinte forma: uma de *C. megacephala* e outra de *L. eximia;* uma de *C. megacephala* e outra de *C. macellaria*; uma de *C.macellaria* e outra de *L. eximia*,a fim de se obter a estimativa da preferência por presas, através da comparação entre as taxas de predação sobre cada espécie de presa. Num outro momento então uma larva de cada espécie de presa foram dadas ao mesmo tempo para a estimativa da preferência.

Foram estabelecidas 40 repetições para cada combinação (n = 40), sendo as placas de petri colocadas em bancadas iluminadas e mantidas nas mesmas condições experimentais especificadas anteriormente. O comportamento das larvas foi constantemente observado durante três horas e os instantes de predação larval interespecífica por *C. albiceps*, registrados a cada 30 minutos. O comportamento predatório foi considerado bem sucedido quando as larvas de terceiro instar de *C. albiceps* atingiram suas presas, prendendo-as com seu corpo e aparelho bucal e levando-as à morte (Faria *et al*., 1999; Faria & Godoy, 2001).

As taxas de predação foram comparadas entre as diferentes presas pela estatística de c^2.A distribuição da predação ao longo do tempo também foi comparada entre as espécies pela estatística do c^2 · A correção de Yates foi aplicada a todas as comparações (Zar, 1999).

Resultados

Nos experimentos realizados com predação sem escolha de presas, onde *C. albiceps*, larva predadora, era colocada junto a uma espécie de presa, as taxas totais de predação por *C.albiceps* foram de 100% sobre *L. eximia*, 40% sobre *C. megacephala* e 92,5% sobre *C. macellaria*, havendo diferença significativa na predação (X^2 = 44,84; gl=3; p< 0,05). Houve diferença significativa nas comparações de predação entre *L. eximia* e *C. megacephala* (X^2 = 31,48; gl=2; p<0,05) e entre *C. macellaria* e *C. megacephala* (X^2 = 22,36; gl= 2; p<0,05). Entre *L. eximia* e *C. macellaria* não houve diferença significativa (X^2 = 1,4; gl= 2; p>0,05).

A distribuição da taxa de predação de *C. albiceps* sobre as três espécies de presas ao longo do tempo diferiu significativamente (X^2= 51,41; gl= 5; p<0,05). Analisando a taxa de predação ao longo do tempo houve diferença significativa entre *C. macellaria* e *C. megacephala* (X^2=31,34; gl= 4; p<0,05) e entre *L. eximia* e *C.megacephala* (X^2 =35,74; gl=4; p<0,05), mas entre *L. eximia* e *C. macellaria* não houve diferença significativa da predação ao longo do tempo (X^2= 2,154; gl=4; p>0,05). Para esta análise, o tempo de 3 horas (180 min.) foi dividido em dois (0-90min. e de 90 á 180 min.). Até noventa minutos foram predadas 90% de *L.eximia*, 97,3% de *C. macellaria* e 62,5% de *C. megacephala*.

Nos experimentos onde a larva predadora, podia escolher entre duas presas diferentes os seguintes resultados foram obtidos. Houve diferença significativa entre *C. megacephala* e *L. eximia* (X^2= 36,67; gl=2; p<0,005) e entre *C. megacephala* e *C. macellaria* (X^2 =35,15; gl=2; p<0,05). Entre *L.eximia* e *C. macellaria* não houve diferença significativa (X^2= 4,9; gl= 2; p>0,05).

Quando em contato com as três espécies ao mesmo tempo também, houve diferença significativa (X^2= 143,06; gl=3; p<0,05). Neste caso onde *C. albiceps* podia escolher entre as três espécies de presas, houve diferença significativa quando comparadas as taxas de predação entre *L. eximia* e *C. macellaria* (X^2= 78,13; gl=2; p<0,05), entre *C. megacephala* e *C. macellaria* (X^2=80,73; gl=2; p<0,05) e entre *L.eximia* e *C. megacephala* (X^2= 154,13; gl=2; p>0,05).

Conclusão

Os resultados obtidos para a predação sem opção de escolha demonstram que entre *C. macellaria* e *L. eximia* não houve preferência, demonstrando que *C.albiceps* preda igualmente as duas espécies. Já quando comparadas com *C. megacephala* há uma preferência pelas esécies nativas. Quando houve possibilidade de escolha, entre *C. macellaria* e *L. eximia* não houve diferença. Em termos de preferência ficou evidente que a escolha recai sobre *C. macellaria* e sobre *L. eximia*. Predadores generalistas podem escolher suas presas pelos valores energéticos e custos associados com a captura e ingestão (Charnov, 1976). A teoria do forrageio ótimo pressupõe que os predadores utilizam diferentes tipos de presas disponíveis para maximizar o ganho energético. Geralmente ela é baseada na suposição que o valor energético e a taxa de encontro são uma função do tamanho da presa e, conseqüentemente, os predadores deveriam preferencialmente utilizar presas grandes (Charnov, 1976). Além disso, a detecção de presas, a mobilidade e a rapidez da resposta do predador para encontrar a presa, são fatores que podem também influenciar o sucesso na taxa de captura da presa pelo predador (Malcolm, 1992). A sobreposição de microhabitats entre predador e presa pode também determinar a magnitude das taxas de encontro em condições naturais, mas isto pode não se traduzir em preferência por presas (Tikkanen *et al*., 1997). Presas com mecanismos anti-predatórios eficientes podem dificultar a ação dos predadores, ao passo que presas com pouca eficiência anti-predatória podem ser induzidas a selecionarem microhabitats específicos como refúgio para evitarem os predadores (Tikkanen *et al*., 1997). A preferência por tipos de presas diferentes tem sido atribuída a diversos fatores, tais como sexo, idade, tamanho, localização espacial e chance de encontro.

Bibliografia

BAUMGARTNER D. L. & GREENBERG B., 1984. The genus *Chrysomya* (Diptera: Calliphoridae) in the New World. Journal Medical Entomology 21: 105-113.

CHARNOV, E. L., 1976. Optimal foraging, the marginal value thorem. Theoretical Population Biology 9: 129- 136.

FARIA, L.D.B., ORSI, L., TRINCA, L.A. & GODOY, W.A.C., 1999. Larval predation by *Chrysomya albiceps* on *Cochliomyia macellaria*, *Chrysomya megacephala* and *Chrysomya putoria*. Entomologia Experimentalis et Applicata 90: 149-155.

FARIA, L.D.B. & GODOY W.A.C., 2001. Prey choice by facultative predator larvae of *Chrysomya albiceps* (Diptera: Calliphoridae). Men. Inst. Oswaldo Cruz 96: (6) 875-878.

MALCOLM, S. B., 1992 Prey defence and predator foraging. In: CRAWLEY M. J. (ed). Natural Enemies. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 458-475pp.

PRADO, A.P. & GUIMARÃES, J.H., 1982. Estado atual de dispersão e distribuição do gênero *Chrysomya* Robineau-Desvoidy na região Neotropical (Diptera: Calliphoridae). Revista Brasileira de Entomologia 26: 225-231.

PRINS, A. J., 1982. Morphological and biological notes on six African blow-flies (Diptera, Calliphoridae) and this immature stages. Annals of the South African Museum 90:201-217.

TAYLOR, R. J., 1984. Predation. Chapman and Hall, NY.

TIKKANEN, P., MOUTKA T., HUHTA A. & JUNTENEN, A., 1997. The roles of active predator choice and prey vulnerability in

determining the diet of predatory stonefly (Plecoptera) nymphs. Journal of Animal Ecology 66: 36-48.

ULLYETT, G. C., 1950. Competition for food and allied phenomena in sheep-blowfly populations. Philosophical Transations of the Royal Society of London B234:77-174.

WALZER, A. & SCHAUSBERGER, P., 1999. Predation preferences and discrimination between con- and heteroespecific prey by the phytoseiid mites *Phytoseiulus persimilis* and *Neoseiulus californicus.* Biocontrol 43: (4) 469-478.

WELLS, J. D. & B. GREENBERG, 1992a. Rates of predation by *Chrysomya rufifacies* (Macquart) on *Cochliomyia macellaria* (Fabr.) (Diptera: Calliphoridae) in the laboratory: Effect of predator and prey development. Pan-Pacific Entomologist 68:12-14.

_____, 1992b. Laboratory interaction between introduced *Chrysomya rufifacies* and native *Cochliomyia macellaria* (Diptera: Calliphoridae). Environmental Entomology 21:640-645.

_____, 1992c. Interaction between *Chrysomya rufifacies* and *Cochliomyia macellaria* (Diptera: Calliphoridae): the possible consequences of an invasion. Bulletin of Entomological Research 82:133-137.

ZAR, J. H., 1999. Biostatistical analysis, 4nd Edition. Prentice Hall, NJ.

ZUMPT. F., 1965. Myiasis in man and animals in the Old World. London:Butterworths.

(Projeto de pesquisa financiado pela FAPESP 02/10605-2)

Alimentação do mandi-amarelo *Pimelodus maculatus* (Siluriformes, Pimelodidae) na área sob influência do mecanismo de transposição para peixes da UHE Igarapava, rio Grande – MG/SP

Cecília Gontijo Leal [a] & Volney Vono [a]
[a] *Centro de Transposição de Peixes – Depto. Zoologia, ICB, UFMG (cicaleal@yahoo.com.br)*

1. Introdução

O trecho do rio Grande hoje alagado pelo reservatório de Igarapava, MG/SP, consistia em importante região de pesca profissional e amadora no período anterior à implantação de sua barragem (IESA, 1995). Visando a conservação e manutenção da ictiofauna presente nesta região, foi construído um mecanismo de transposição (escada) junto à barragem da Usina, de forma a permitir trânsito de peixes procedentes da área remansada do reservatório de Volta Grande para o reservatório de Igarapava.

A escada consiste no maior dispositivo implantado no país com tecnologia provida de ranhura vertical (*vertical slots*). Entrou em operação no final do ano de 1999, e desde então é avaliada sua eficiência através de estudos de monitoramentos periódicos. Possui extrema importância social, econômica e ecológica, por constituir-se numa estrutura eficiente de transposição (Vono, 2001), localizada em uma região caracterizada por rica fauna de peixes e por uma grande atividade pesqueira profissional e amadora.

Ao longo destes estudos realizados, foi constatado que o mecanismo apresenta alta eficiência na transposição de peixes, retratada pela grande riqueza de espécies registradas em seu interior, incluindo diversos grupos taxonômicos representados por indivíduos de tamanhos variados. Constatou-se que a espécie mais abundante no interior do mecanismo foi o mandi-amarelo *Pimelodus maculatus*, enquanto no reservatório compôs o grupo das mais abundantes, tanto em número quanto em biomassa. Na pesca profissional realizada no reservatório, o mandi-amarelo é a espécie mais capturada.

O presente trabalho visa, portanto, aprofundar os conhecimentos acerca da biologia do mandi-amarelo, através da análise de seu hábito alimentar, visto sua importância na comunidade de peixes na área de influência do mecanismo de transposição. Pretende-se, de posse dos dados obtidos, oferecer subsídios à avaliação da manutenção da ictiofauna, particularmente do mandi-amarelo, que transita por este mecanismo e daquela existente no reservatório.

2. Métodos

2.1. Periodicidade e pontos amostrais

Realizaram-se 20 campanhas de coleta de peixes durante o período de agosto de 1999 a março de 2002 incluindo as estações seca e chuvosa. Amostraram-se três pontos distribuídos desde a jusante da barragem de Igarapava, até o reservatório de Igarapava assim estabelecidos: Ponto 1 - logo a jusante da barragem, na área junto à entrada do mecanismo de transposição e na área lateral ao vertedouro; Ponto 2 - no interior do próprio mecanismo de transposição, em diversos segmentos; Ponto 3 - reservatório, na região proximal à barragem, em sua região central e na região distal à barragem (20º 00' S, 47º 45' W).

2.2. Coleta de peixes e análise do hábito alimentar

Os peixes foram coletados através de redes de espera (malhas 3 a 16 cm entre nós opostos), armadas ao final da tarde e retiradas na manhã seguinte. No interior da escada, os peixes foram coletados com puçás de metal após interrupção do fluxo de água. Após fixação em formalina a 10% por cerca de cinco dias e conservação em álcool 70º GL, os peixes foram pesados, medidos e dissecados. Analisaram-se 100 estômagos de mandis com 11,6 a 31,5 cm de comprimento padrão, os quais foram pesados e diagnosticados quanto ao estádio de repleção estomacal, através das escalas 1 (vazio ou com pouco conteúdo); 2 (parcialmente cheio) e 3 (totalmente cheio). O conteúdo estomacal foi analisado em estereomicroscópio e microscópio óptico. Os itens alimentares foram identificados até o menor nível taxonômico possível e tiveram seu peso úmido determinado em balança analítica Mettler P1210, com precisão de 0,01 g. Para cada item *i* foram calculados a frequência de ocorrência (F*i* = nº de estômagos em que ocorre o item *i*/total de estômagos com alimento) e seu peso relativo (P*i* = peso do item *i*/peso total de todos os itens), combinados no Índice Alimentar (IA*i*) modificado de Kawakami & Vazzoler (1980):

$$IAi = (Fi.\ Pi) / \sum_{i=1}^{n} Fi.\ Pi, \text{ onde:}$$

IAi = índice alimentar do item *i*,
Fi = frequência de ocorrência do item *i*,
Pi = peso proporcional do item *i*.

3. Resultados e discussão

Os itens alimentares foram agrupados em nove categorias taxonômicas superiores: vegetal superior, algas filamentosas, peixes, escamas, larvas de inseto, insetos terrestres, moluscos, microcrustáceos e sedimento. De modo geral, o mandi-amarelo consumiu grande número de itens em todos os pontos amostrados, incluindo recursos alóctones e autóctones, com destaque para organismos bentônicos. Hahn et al. (1997), Lobón-Cerviá & Bennemann (2000) e Vono (2002) também registraram grande riqueza de itens alimentares para o mandi-amarelo em diversos ambientes.

No interior da escada, foi registrada a maior porcentagem de estômagos vazios (57%), seguindo-se o ponto a jusante (50%) e o reservatório (19%). A maioria dos estômagos analisados em todos os pontos encontrava-se no estágio 1 de repleção, sendo que, no reservatório, esta proporção foi menor. Estômagos totalmente cheios foram registrados apenas no reservatório.

A jusante da escada, o principal item consumido foi vegetal superior, provavelmente devido à maior disponibilidade deste recurso em função do alagamento diário das margens, decorrente dos picos de geração de energia. Neste ponto, o segundo item mais consumido foi larvas de inseto, destacando-se os Chironomidae. No interior da escada, o item mais importante foi restos de insetos terrestres, seguindo-se larvas de inseto e escamas. No reservatório,

diferentemente dos outros pontos amostrados, registraram-se todos os itens alimentares diagnosticados, sendo larvas de inseto, vegetal superior, insetos terrestres e sedimento os mais importantes. Dentre as larvas de inseto, registraram-se quatro ordens, com grande destaque para a família Chironomidae. Callisto et al. (2002) também registraram grande participação dos Chironomidae na dieta de *P. maculatus* no reservatório de Miranda, rio Araguari, Alto Paraná.

4. Conclusões

- A composição dos itens alimentares do mandi-amarelo foi diversificada e semelhante em todos os pontos amostrados, indicando alterações apenas em nível quantitativo;
- O mandi-amarelo foi considerado herbívoro a jusante da escada, insetívoro terrestre no interior da escada e bentívoro no reservatório, evidenciando variações na dieta em função do ambiente;
- A escada para peixes da Usina de Igarapava restringe o consumo de recursos alimentares do mandi-amarelo;
- O reservatório de Igarapava mostrou oferecer uma grande variedade de recursos alimentares para o mandi-amarelo, uma vez que, neste ponto, a espécie apresentou melhores condições tróficas.

5. Bibliografia

Callisto, M., Vono, V., Barbosa, F.A.R. & Santeiro, S.M. 2002. Chironomidae as a food resource for *Leporinus amblyrhynchus* (Teleostei, Characiformes) and *Pimelodus maculatus* (Teleostei, Siluriformes) in a Brazilian reservoir. *Lundiana*, 3 (1): 67-73.

IESA. 1995. *Avaliação da atividade reprodutiva da comunidade de peixes na área de influência a montante da UHE-Igarapava*. Relatório Técnico. CEMIG. Belo Horizonte. 41 p.

Kawakami, E. & Vazzoler, G. 1980. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. *Bolm. Inst. Oceanogr.*, S. Paulo, 29 (2): 205-207.

Hahn, N.S., Andrian, I.F., Fugi, R. & Almeida, V.L.L. 1997. Ecologia Trófica. *In*: Vazzoler, A.E.A.M., Agostinho, A.A. & Hahn, N.S. (eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. EDUEM/UEM-Nupélia. Maringá. p. 209-228.

Lobón-Cerviá, J. & Bennemann, S. 2000. Temporal trophic shifts and feeding diversity in two sympatric, neotropical, omnivorous fishes: *Astyanax bimaculatus* and *Pimelodus maculatus* in Rio Tibagi (Paraná, Southern Brazil). *Arch. Hydrobiol.*, 149 (2): 285-306.

Vono, V. 2001. Primeira avaliação da eficiência do mecanismo de transposição para peixes na UHE Igarapava (rio Grande – MG/SP). *In: Resumos do XIV Encontro Brasileiro de Ictiologia*. Universidade do Vale do Rio dos Sinos. São Leopoldo (RS). Janeiro de 2001.

Vono, V. 2002. *Efeitos da implantação de duas barragens sobre a estrutura da comunidade de peixes do rio Araguari (Bacia do Alto Paraná, MG)*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 132 p.

(Agradecemos ao Consórcio da UHE Igarapava, à CEMIG, à Leserpa Serviços Ambientais e ao CNPq/CTHidro – Processo 521259/01-0, pelos recursos disponibilizados para a execução deste trabalho).

Análise comparada de riqueza de espécies de *Pseudisobrachium* (Hymenoptera, Bethylidae) em dois remanescentes de Mata Atlântica do Espírito Santo

Cecília Waichert[1]
Francisco Cândido Cardoso Barreto[2]
Celso Oliveira Azevedo[3]
[1]*Graduanda em Ciências Biológicas na Universidade Federal do Espirito Santo. cwaichert@yahoo.com.br*
[2] *Mestrando em Biologia Animal na Universidade Federal do Espirito Santo*
[3] *Laboratório de Biodiversidade de Insetos da Universidade Federal do Espirito Santo*

Introdução

A família Bethylidae, pertencente à superfamília Chrysidoidea, apresenta sua maior riqueza de espécies nas regiões tropicais. No levantamento feito por Gordh & Moczar (1990), foram constadas cerca de 1.900 espécies de Bethylidae descritas para o mundo, sendo que cerca de um terço delas vivem na região neotropical.

Dentro da família, o gênero *Pseudisobrachium* Kieffer, 1904 se caracteriza por possuir espécies geralmente grandes, podendo atingir 8 mm de comprimento, muitas delas lembrando formigas, suas fêmeas são ápteras. Evans (1964) sugere que o gênero é parasitóide de larvas de besouros mimercófilos.

A ocorrência de *Pseudisobrachium* se dá em todas regiões zoogeográficas exceto a Australiana. Gordh & Moczar (1990) catalogaram 90 espécies de *Pseudisobrachium* para a região neotropical, sendo 15 destas encontradas no Brasil. No estado do Espírito Santo ainda não há registro oficial de espécies deste gênero.

A localização e o grau de conservação nos dois remanescentes de Mata Atlântica estudados apresentam diferenças, portanto é interessante a comparação da riqueza de espécies ocorrentes nas duas localidades, bem como a eficiência de coleta para o método de amostragem adotado.

Objetivos

O trabalho foi desenvolvido com os objetivos de verificar a abundância numérica de espécies de *Pseudisobrachium* em dois remanescentes de Mata Atlântica no estado do Espirito Santo, comparando-as; e testar a eficiência do esforço amostral adotado.

Materiais e Métodos

A Estação Biológica de Santa Lúcia (EBSL) (19º58'S 40º32'W), esta localizada no município de Santa Teresa (ES) e ocupa uma área de 440 hectares. A vegetação predominante é de floresta ombrófila densa, em estágios avançados de sucessão e impacto antrópico muito baixo (Mendes & Padovan, 2000). A Reserva Biológica de Duas Bocas (RBDB) (20°16´S 40°28´W), localizada no município de Cariacica e ocupando uma área de 2.910 há, tem como vegetação predominante Mata Atlântica ombrófila densa, com porções de mata primária e de matas secundárias com cinqüenta anos de regeneração, onde havia culturas de cafeeiro e, principalmente, jaqueira (Azevedo & Santos, 2000).

O método para coleta dos espécimes foi o de varredura de vegetação seguida de aspiração, durante o período de um ano para EBSL, e de onze meses para a RBDB.

Utilizamos o programa EstimateS 6 (Colwell, 1997) para a aleatorização e cálculo dos dados. A comparação entre as duas áreas foi realizada com intervalo de confiança de 95% aplicada ao resultado da estimativa Jackknife.

Resultados

Atribuímos ao resultado final da estimativa de riqueza de espécies Jackknife um intervalo de confiança de 95% (Colwell & Coddington, 1994). Para a Estação Biológica de Santa Lúcia obtivemos como estimativa do número de espécies 20,4 (I.C. 3,8) e para a Reserva de Duas Bocas 12,4 espécies (I.C. 2,3).

Conclusão

A fauna de *Pseudisobrachium* da EBSL é 1,64 vezes maior que a da reserva de Duas Bocas. Essa diferença na riqueza de espécies pode ser atribuída a ação antrópica a qual a reserva de Duas Bocas foi submetida, tendo em vista que essa está localizada na região da Grande Vitoria. Diante da estabilização das curvas do coletor obtidas com os dados, podemos afirmar que o método de amostragem aplicado foi eficiente.

Bibliografia

AZEVEDO, C. O & SANTOS, H. S. 2000. Perfil da fauna de himenópteros parasitóides (Insecta, Hymenoptera) em uma área de Mata Atlântica da Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica,

ES, Brasil. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão 11/12: 117-1126.

COLWELL, R.K. 1997. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 6 User's Guide and Application. http://vice-roy.eeb.uconn.edu/estimates [accessed on 5/03/03] University of Connecticut, Storrs, CF.

COLWELL, R.K. & CODDINGTON, J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation.

Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, 345, 101±118.

EVANS, 1964. A Synopsis of the American Bethylidae (Hymenoptera, Aculeata). Bulletin of the Museum of Comparative Zoology 132(1):1-222.

GORDH, G. & L. MOCZAR 1990. A catalog of the world Bethylidae (Hymenoptera). Memoirs of the American Entomological Institute 46 : 1-364.

MENDES, S.L. & M. DA P. PADOVAN. 2000. A Estação Biológica de Santa Lúcia, Santa Teresa, Espírito Santo. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão 11/12: 7-34.

Estudo dos remanescentes vegetacionais na unidade agroindustrial cachoeira do grupo Carlos Lyra em Alagoas

Cícera Rose dos Santos Macêdo nene_leoncio@ig.com.br
Dr. José Santino de Assis jsa@fapeal.br
Universidade Federal de Alagoas

Introdução. O cultivo da monocultura canavieira é de grande expressividade no Estado de Alagoas, se estende em aproximadamente 13.513 km^2, num percentual de 48,4 do total da área do Estado, com predominância na denominada "Zona da Mata". Portanto é evidente a relevância da produção agroindustrial do açúcar e do álcool nos aspectos: sócio-econômico, histórico-cultural, político e ambiental de Alagoas. O mapeamento dos remanescentes vegetacionais, seguido da análise geoambiental através do estudo fisionômico-ecológico, na área em referência, é um Sub-Projeto que integra o Projeto de Pesquisa de maior amplitude: "Subsídios para a Recuperação e Gestão Ambiental da Região Canavieira do Estado de Alagoas" elaborado pelo pesquisador fitogeógrafo Dr. José Santino de Assis, que abrange toda área canavieira alagoana. A sede das instalações produtivas da Unidade Agroindustrial Cachoeira, situa-se no município de Maceió, nas coordenadas geográficas de 9º 25'14" latS e 35º 43'42" longW Gr. Sua área agrícola ocupa terrenos em rochas sedimentares do Grupo Barreiras do Terciário, com predominância dos tabuleiros, em solos Latossolos Vermelho-Amarelo e Argilossolos. A rede de drenagem é comandada pelos rios Meirin e Saúde, formadores de uma única bacia hidrográfica que confina com o oceano, entre as praias de Ipioca e Mirante da Sereia ao norte de Maceió. A área de cultivo é de 12.900 ha, com uma produção de cana-de-açúcar própria na safra 2002/2003 de 547.904,61 toneladas, somada a uma produção de 290.885,70 ton de fornecedores, produziu 1.678,799 ton de açúcar e 16.201.166 l de álcool hidratado. Isto demonstra a viabilidade econômica do empreendimento e a pretensão de compatibilizar as atividades produtivas com a dinâmica ambiental; pois, em suas terras estão sendo conservadas cerca de 6.500 ha com vegetação original da conhecida "Mata Atlântica". São estes remanescentes que constituem o objeto da pesquisa, esta que tem como objetivo geral: efetuar seu diagnóstico, com base na linha fisionômico-ecológica de estudos, estes se apóiam nas ações interativas dos fatores ambientais, climáticos e paleoclimáticos, geológicos, geomorfológicos, hidrográficos, pedológicos e antrópicos. Os objetivos específicos compreendem a regionalização bioclimática; a classificação dos ecossistemas fitogeográficos em três hierarquias: Regiões, Formações e Comunidades. A classificação é seguida do mapeamento das manchas de vegetação remanescente, conforme os níveis de conservação em que se encontram. São utilizadas as técnicas de interpretação de imagem de satélite TM-5 na escala de 1:50.000 e dos levantamentos de campo. Os estudos são fundamentados nas teorias do Geossistema, do Refúgio e do Planejamento Ambiental, no âmbito da abordagem geográfica. Métodos. Os procedimentos metodológicos abrangem os levantamentos bibliográficos e cartográficos, a confecção do mapa base e do mapa bioclimático, para cada trinta dias biologicamente secos por ano; a interpretação preliminar de imagem de satélite; a classificação preliminar da vegetação; os levantamentos de campo que consistem: na checagem da interpretação, reconhecimento litológico e geomorfológico, documentário fotográfico, identificação das áreas degradadas e indicação das áreas para recomposição da vegetação nativa; reinterpretação de imagem de satélite; confecção do mapa fitoambiental, que apresenta os ecossistemas fitogeográficos estudados e análise fitoambiental. Resultados. Como o desenvolvimento da pesquisa corresponde à fase inicial dos levantamentos, isto possibilitou o reconhecimento de uma área de 449 ha, destinada à Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), denominada Senador Carlos Lyra, protocolada no Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), instituída conforme as disposições do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Conclusão. Os dados inicialmente obtidos conferem a relevância das áreas recobertas com os remanescentes vegetacionais, e a sua dinâmica ambiental, devido à proteção contra a erosão das áreas com declives acentuados e o assoreamento dos recursos hídricos superficiais, além de manter a recarga dos aqüíferos, possibilitar a preservação da biodiversidade e a implantação de corredores ecológicos. Nesta perspectiva, procura viabilizar o gerenciamento adequado dos recursos naturais, integrado com o desenvolvimento das atividades econômicas e sócio-culturais.

Bibliografia.

ASSIS, J. S. de. *Zoneamento Fitoambiental da Bacia Potiguar, em relação ao uso dos recursos hídricos subterrâneos*. Natal/Maceió: CNPq/ Museu Câmara Cascudo - UFRN/GEM-UFAL, 1990. 94 p. (Relatório Técnico).

_____, *Aplicação do Modelo de Regionalização Fitoambiental no Zoneamento de Unidades de conservação do Estado de Alagoas*. Rio Claro: IGCE/UNESP,1995.39p.

_____, *Um projeto de Unidades de Conservação para o Estado de Alagoas*. Rio Claro. 1998. 241, p.il.

_____, *Biogeografia e Conservação da Biodiversidade* – Projeções para Alagoas. Maceió. Edições Catavento. 2000. p. 5-192. ISBN 85-87311-50-6

_____, *Subsídios para a Recuperação e Gestão Ambiental da Região Canavieira do Estado de Alagoas*. Maceió: UFAL/LABFIT, 2001, 28p. (Projeto de Pesquisa).

BRASIL/SUDENE. *Dados Pluviométricos Mensais do Nordeste*: Estado de Alagoas. Recife: SUDENE, 1990. 116 p. (Pluviometria, 7).

OLIVEIRA, M. C. *Paisagem, Meio Ambiente e Planejamento*. A paisagem e seu conceito: Revista Instituto Geológico. São Paulo, 1983. p 67-78.

PINTO, W. D. *Legislação Federal de Meio Ambiente*. Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília, 1996. ISBN 85-7300-017-1

SARMENTO, A. C. & CHAVES, L.F.C. *Vegetação do Estado de Alagoas*: as regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos - estudo fitogeográfico. Salvador/Maceió: RADAMBRASIL /EDRN-AL, 1983. 68 p. (mimeogr.).

TROPPMAIR, H. *Biogeografia e meio ambiente*. 2ª ed. Rio Claro: [s. n.], 1987. 290p.

"Determinação da área de vida de mamíferos de médio e grande porte na região nordeste do estado de São Paulo por uso da radiotelemetria"

Ciocheti, G; Santos, J. E
e-mail giordanociocheti@terra.com.br

1-Introdução

Devido ao grande avanço das monoculturas e pecuária nas áreas de cerrado (SEMA, 1997), esse bioma regional é um dos que mais sofreu impacto antrópico em todo o país. Dos 14% da área do Estado coberta originalmente por cerrado, restam apenas alguns remanescentes na região nordeste todos com alto grau de fragmentação (SEMA, 1997). A questão de como se preservar animais em vida livre vem sendo discutida há muito tempo. Para isso é importante descobrir qual é a área de vida, que consiste a uma área restrita onde o animal garante sua sobrevivência A rádiotelemetria é uma técnica, usada para monitorar animais previamente capturados e assim traçar seu home range, que mudou totalmente os estudos de campo, e promete dar respostas a uma infinidade de questões. Desta forma, este trabalho utilizou a radiotelemetria como uma ferramenta para determinar a área de vida de duas espécies de mamíferos (Jaguatirica-*Leopardus pardalis* e o Lobo-Guará- *Chrysocyon brachyurus*) e assim oferecer mais subsídios para a preservação dos mesmos. Além de aprimorar a própria técnica utilizada.

2-Materiais e Métodos

O estudo foi realizado na Estação Ecológica do Jataí (EEJ) e no seu entorno. A EEJ está localizada no município de Luiz Antônio, na região nordeste do Estado de São Paulo e possui uma área total de cerca de 9010,7 hectares (Decreto 47.096/SP de 18 de setembro de 2002).

As espécies foram escolhidas por estarem no topo da cadeia alimentar, possuindo grandes áreas de vida, portanto são espécies guarda-chuva importantes para a preservação.

O período de monitoramento desses animais nesse trabalho foi de janeiro de 2001 a outubro de 2002. A técnica consiste em obter, no mínimo, três ângulos de posição do animal, com o mínimo de tempo possível (15-20min) e o ângulo formado entre a primeira e a última angulação tem de ser próximo a 90^0, os pontos de observação foram obtidos com um GPS. Os ângulos são obtidos usando a antena direcional para identificar de que direção vem o sinal mais forte, marcamos o ponto do GPS e o ângulo. Os animais são rastreados sempre uma vez por semana e quando possível duas vezes. Foram utilizadas coleiras convencionais, um receptor de VHF, uma antena direcional (H) e uma antena não direcional. Os dados foram processados no programa Tracker (Radio Location

Systems AB). Foi utilizado o método do Mínimo Polígono Convexo (MPC) (CRAWSHAW JR., 1995).

3-Resultados

3.1- Telemetria: Foram realizados testes para verificar a confiabilidade da técnica mostrando diferenças entre 14 a 21 m, resultados considerados satisfatórios. Foram usados apenas sinais que estavam mais fortes na posição horizontal do que na vertical da antena H, pois quando o sinal mais forte era captado na posição vertical os dados não refletiam a realidade. Para verificar se o animal estava vivo ou não, observou-se mudanças na intensidade do sinal o que indica que ele está se movimentando. No caso de um sinal muito constante, procurava-se o animal utilizando a antena H tentando uma observação visual. A falta de estradas dificultou o trabalho, mas sempre foram encontradas posições melhores para sinais muito fracos ou rebatidos.

3.2- Áreas de Vida: Arno: lobo guará macho monitorado do dia 13/01/01 até 16/07/02 quando foi encontrado morto. Foram realizadas 108 angulações, gerando 36 localizações independentes com intervalo médio de 8 dias para as medidas. A área de vida foi estimada em 30 km^2 valor este cerca de duas vezes inferior ao encontrado por MANTOVANI (2001). A área que esse lobo ocupava possui monoculturas de cana e soja, mata ciliar, fragmentos de cerrado muito pequenos e uma área de várzea. A vegetação que parece ter sido mais utilizada foi a de campo úmido e suas bordas

Limoeiro: lobo guará macho acompanhado do dia 14/01/01 até 25/09/02. Foram utilizadas 177 angulações que geraram 59 localizações independentes, determinando uma área de vida de 46km^2 (tabela 1). O animal parece usar as áreas de mata nativa localizadas na região de cerrado com um relevo um pouco mais alto que fica dentro da estação, indo para áreas de várzea e cerrado do Córrego do Vassununga e áreas de plantação de *Eucalyptus sp*.

Laranjeira: lobo guará fêmea acompanhada do dia 14/01/01 até 25/09/02. Foram efetuadas 179 angulações com 60 posicionamentos independentes. A área de vida foi determinada em 59 km^2.

Momo: jaguatirica macho acompanhado do dia 14/01/01 até 25/05/02. Foram feitas 106 angulações e 39 posicionamentos individuais. Sua área de vida foi estimada em 14km^2.

4-Conclusão

Há uma certa similaridade na extensão das áreas de vida para os lobos Arno e Limoeiro e um tamanho maior para a loba Laranjeira, que tem como habitat a mesma região da paisagem que o lobo Limoeiro, sua área de vida sobrepõe totalmente a do macho. Foram encontradas durante o projeto, pegadas de filhotes mostrando que o rádio colar não influenciou o comportamento reprodutivo da espécie. A jaguatirica possuiu uma área bem menor que os lobos-guará, isso se dá talvez pela sua menor plasticidade a ambientes alterados e pelo seu volume corpóreo bem menor que o do lobo-guará. São necessários mais estudos em grupos desses animais para verificar a confiabilidade da amostragem, bem como das alterações que ocorrem continuamente no uso da terra na paisagem de estudo, pois comparando-se as áreas de vida encontradas aqui com as de outros trabalhos com as mesmas espécies, percebe-se que os valores variam muito dependendo do tipo de vegetação, grau de fragmentação e do tempo.

5-Bibliografia

CRAWSHAW JR., P.G. (1995) Comparative Ecology of Ocelot and Jaguar in a Protected Subtropical Forest In Brazil And Argentina. Tese Doutorado. University of Florida. 190p.

MANTOVANI, J.E. (2001) Utilização do Geoprocessamento e Técnica de Rastreamento no Mapeamento e Preservação do Lobo Guará na Região da Estação Ecológica do Jataí (Luiz Antonio, SP).Tese de Doutorado UFSCar, São Carlos

SEMA - Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. 1997. Cerrado: bases para conservação e uso sustentável das áreas de cerrado do Estado de São Paulo. SEMA. São Paulo. 184pp

Observações sobre alimentação e comportamento predatório de *Diploglossus lessonae* peracca, 1890 (Anguidae; Squamata)

Ciro Ginez Albano [1]; Diva Maria Borges-Nojosa [1,2] & Airton Olsen Maia do Amaral [1].
1- PRÓ-FAUNA - Grupo de Estudo e Proteção da Fauna - UFC
2 – Laboratório de Herpetologia – Depto. de Biologia – Campus *do Pici – Bl. 906 – CEP 60.455-760 – Fortaleza – Ceará – E-mail: dmborges@ufc.br*

Introdução:

A família Anguidae, de forte tendência para a vida terrícola e subterrânea, tem ampla distribuição, ocorrendo em vários conti-

nentes, exceto no africano e australiano (UETZ, 2003). No Brasil são encontrados dois gêneros: *Ophiodes* e *Diploglossus*. No Nordeste brasileiro encontramos somente uma espécie, *Diploglossus lessonae* Peracca, 1890, com ocorrência registrada nos domínios da caatinga, agreste e floresta Atlântica (VITT, 1985) e nos brejos-nordestinos (BORGES-NOJOSA, 2002). A espécie apresenta notáveis modificações ontogenéticas, morfológicas e do colorido (VANZOLINI, 1958), como o crescimento mais lento dos membros curtos em relação ao crescimento corporal, resultando numa lenda regional que o lagarto vira uma cobra. Essa crendice é comprovada na Serra da Aratanha, no Estado do Ceará, onde a espécie supracitada recebe a denominação popular de "coral-de-pé" e é temido, pois acreditam ser peçonhento. É um animal terrícola, freqüentemente encontrado sob rochas ou troncos, no meio da serapilheira, ou mesmo sob o solo, até a um metro de profundidade. Quando se sente ameaçado, tenta escapar, comprime os membros contra o corpo e move-se como uma cobra, em movimentos serpentiformes (VANZOLINI *et all*, 1980).

No presente trabalho são apresentados dados da alimentação e do comportamento predatório de *D. lessonae* obtidos através de experimentos, observações e descrições realizados ofertando três diferentes presas com variadas massas corporais: cupins, minhocas e ninfas de maribondo, para a constatação de possíveis diferenças estratégicas na obtenção e manuseio das presas.

Materiais e Métodos:

O trabalho foi realizado com um indivíduo da espécie *D. lessonae*, capturado ainda jovem na Serra da Aratanha (Lat 3º 59', Lon 38º 37'), Estado do Ceará, no dia 19/Novembro/2000. O espécime foi mantido por dois anos e seis meses em um terrário com medidas de 50 x 28cm, preparado anteriormente com 2,5 cm de substrato (areia e folhiço) que permitiu ao animal manter seu hábito fossorial. Um tronco natural de tamanho 32 x 5,2cm foi colocado no centro do terrário, sendo utilizado pelo animal como local de alimentação e refugio. Com seis meses de cativeiro, o exemplar apresentou 242mm de comprimento total, mantendo-o ao ser fixado, em Maio/2003. Sabe-se que esta espécie, quando adulto, pode atingir um comprimento total de aproximadamente 300mm (VANZOLINI, 1958). Após o óbito, o animal foi tombado na Coleção de Herpetologia da Universidade Federal do Ceará, com registro nº. UFC L2966.

O método de estudo do comportamento predatório consistiu na oferta de cupins, minhocas e ninfas de maribondo, todos vivos e coletados em Fortaleza. Utilizou-se um cronômetro para marcar o tempo que o animal utilizou na captura, manuseio e ingestão das presas, registrando todos os dados observados através de anotações. No dia da realização do experimento, o espécime encontrava-se em abstinência alimentar por um período de oito dias.

Resultados:

No processo de oferta dos alimentos, primeiro foi utilizado cupim, aumentando gradativamente o número de indivíduos ofertados de um a dez. O lagarto notou a presença dos cupins no terrário, pôs sua cabeça pra fora do tronco, mas não investiu nas possíveis presas. Após dez minutos o lagarto continuou sem esboçar nenhum interesse, embora mantivesse a cabeça fora do tronco, então os cupins foram retirados do terrário, momento em que o lagarto entrou completamente no tronco.

Após cinco minutos de intervalo, foi ofertada uma minhoca pequena, que ficou localizada a dez centímetros da saída do tronco, movimentando-se bastante. Instantaneamente o animal saiu do tronco, mordeu a presa, engoliu-a no local, e retornou ao tronco, gastando nesta atividade 43 segundos. Após mais um minuto, foi ofertada uma minhoca de tamanho médio, numa distância de 15cm do tronco e novamente o animal instantaneamente foi até a presa, mordeu-a em mais de um local, formando uma "massa compacta". Porém, desta vez levou-a para comer dentro do tronco. No momento de captura da minhoca de maior porte, observou-se o comportamento da minhoca de enrolar-se em volta da cabeça do lagarto, que iniciou um comportamento chamado aqui de "arraste", consistindo em movimentos laterais da cabeça, com objetivo de arrastar a presa no substrato. Para a captura e ingestão total desta presa o animal levou 1 minuto e 20 segundos. Após 2 minutos da ingestão da segunda minhoca, ofertou-se uma terceira de porte bem maior, também colocada a 15cm da entrada do tronco. A minhoca permaneceu imóvel por aproximadamente 50 segundos, não chamando a atenção do lagarto. Em seguida, a minhoca começou a mover-se lentamente, despertando a atenção do animal que pôs a cabeça para fora do tronco. Com o aumento dos movimentos da minhoca o lagarto foi até o local onde esta se encontrava, mordeu novamente em mais de um local, e levou-a até o tronco, iniciando a ingestão. Da mesma forma da presa anterior, a minhoca apresentou a reação de enrolar-se na cabeça do animal, que repetiu o comportamento de "arraste" até ingeri-la totalmente, gastando 5 minutos e 21 segundos nesta atividade.

Após 1 hora de intervalo, foi ofertada uma ninfa de maribondo a 5cm de distância do tronco, que permaneceu imóvel e não chamou a atenção do lagarto. Em seguida, alguns minutos depois, foi ofertada outra ninfa que ficou ao lado da primeira, apresentando movimentos que instantaneamente chamaram a atenção do lagarto. Ele realizou a captura e a levou até o tronco para ingerir, sem usar "arraste". Foram gastos nesta atividade 27 segundos. Após a ingestão ofertou-se mais uma que tinha o dobro do tamanho e apresentou movimentos. O lagarto novamente fez a captura, levando a presa para o tronco a fim de ingeri-la, utilizando o comportamento de "arraste". Nesta atividade, levou 52 segundos. Após essa terceira foi ofertada mais uma, que também apresentou movimentos chamando a atenção do lagarto. Este foi até o local onde ela se localizava, observou-a e passou a língua duas vezes, rejeitando a presa.

Discussão e Conclusão:

Embora VITT (1985) faça menções mais relativas a reprodução, também registra o uso de insetos coleópteros e dermapteros, aranhas, opiliões e escorpiões nos hábitos alimentares de *D. lessonae*. Entretanto o uso de cupins, maribondos e minhocas não são citados. VANZOLINI *et all*. (1980) registra dados do comportamento e refere-se ao provável uso de minhocas na alimentação, aqui confirmado.

Em relação às estratégias e modo de alimentação do lagarto *D. lessonae*, os resultados sugerem a formação das seguintes hipóteses:

1- O lagarto não se interessou pelos cupins, devido a sua reduzida massa corporal e conseqüente deficiência de recursos protéicos que justificassem um gasto energético e uma exposição a possíveis predadores (pois teria que sair do tronco) para a sua captura; e teria que capturar bastantes cupins para que saciasse suas necessidades físicas.

2- A relação método de captura, tempo, e local de ingestão foram preponderantes em relação às minhocas (média e grande), pois a partir de uma resistência maior da presa, o que acarreta um gasto maior de energia e um maior tempo de exposição a possíveis predadores, o lagarto faz a captura e leva até sua "toca", onde com mais segurança pode investir sua energia em dominar e digerir a presa.

3- As ninfas de maribondo também foram aceitas como alimento pelo lagarto, aplicando, inclusive, o comportamento de "arraste" conforme com o tamanho das mesmas. O rejeito da última ninfa ofertada pode ter ocorrido pelo fato do animal já se encontrar saciado, evitando também um gasto a mais de energia.

4- O fator localização da presa através do movimento da mesma nos leva a crer que devido ao animal possuir hábitos fossoriais, sua visão não deve ser tão funcional, e os movimentos da presa devem gerar vibrações que o animal percebe e localiza apenas por um "vulto" em movimento; o comportamento de aproximar-se da presa, apresentando o hábito de fixar bem o olhar e lamber a mesma antes de atacar com uma mordida pode também corroborar esta hipótese.

5- O comportamento mais interessante observado consta no

"arraste"; onde o lagarto morde a presa e utiliza o arrastar de acordo com alguma necessidade. No caso das minhocas que apresentavam resistência enrolando-se na cabeça do animal, o arrastar tinha a funcionalidade de ajudar o animal a se livrar daquela resistência e posicionar a presa comprimindo-a contra o substrato de um modo em que pudesse morder em mais de uma parte do corpo, compactando a presa, facilitando desta maneira a sua ingestão. No caso da ninfa de maribondo o que se observou foi que o lagarto ao proferir a primeira mordida e levar a ninfa até o tronco, não conseguiu morder de uma maneira em que pudesse a partir daí já engolir (como fez na ninfa ofertada anteriormente), então usou o "arraste", comprimindo a ninfa ao substrato, possibilitando uma mordida mais segura sem maiores dificuldades. Também foram constatados "arrastes" logo após a ingestão de algumas presas, provavelmente para a limpeza da areia que ficou grudada nos lados da boca, principalmente após a ingestão das minhocas.

Agradecimentos:

Ao Prof. Dr. Martinho Carvalho, pelo estímulo aos autores C.G. Albano e A.O.M. do Amaral na realização dos experimentos do trabalho.

Referências Bibliográficas

BORGES-NOJOSA, D.M., 2002. Amphisbaenidae e Gymnophthalmidae dos Brejos-de-altitude do Estado do Ceará: Composição, Caracterização Taxonômica e Considerações Biogeográficas (Squamata: Amphisbaenia, Sauria). Rio de Janeiro. Tese de Doutorado, Museu Nacional - UFRJ. xiv + 207p.

VANZOLINI, P.E., 1958. Sobre *Diploglossus lessonae*, com notas biométricas e sobre a evolução ontogenética do padrão de colorido (Sáuria, Anguidae). Papéis Avulsos de Zoologia, 13(15): 179-211.

VANZOLINI, P.E., RAMOS-COSTA, A.M.M & VITT, L.J., 1980. Répteis das Caatingas. Rio de Janeiro. Academia Brasileira de Ciências.

VITT, L.J., 1985. On the biology of the little know anguid lizard, *Diploglossus lessonae* in Northeast Brazil. Papéis Avulsos de Zoologia, 36(7): 69-76.

UETZ, P., 2003. Família Anguidae. Banco de Dados *on line* atualizado periodicamente: <http://www.embl-heidelberg.de/~uetz/families> (capturado em 20 de julho de 2003).

Aspectos Sócio-Econômicos e Percepção Ambiental da população do entorno de uma Unidade de Conservação Municipal no sul do Estado de Santa Catarina, Brasil

Claudia Beltrame Porto; Cristiano Machado Silveira; Daniza Molina-Schiller & Maria Luiza Porto
Programa de Pós-Graduação em Ecologia Universidade Federal do Rio Grande do Sul (cbporto@uol.com.br)

1. Introdução

O Município de Maracajá, encontra-se localizado na região Sul do Estado de Santa Catarina, apresenta uma área de 62,2 Km^2 e uma população de 5.541 habitantes, 63,5% distribuídos na zona rural e 36,5% residentes na zona urbana (IBGE, 2000). O crescimento da cidade deu-se nas margens da BR 101, no sentido Norte e Sul. Os setores da economia que mais empregam mão de obra são o setor de serviços e a agropecuária, seguidos do comércio e da indústria. Na agricultura predominam as culturas de arroz e fumo. Entre os principais problemas ambientais do Município, destacam-se a poluição dos recursos hídricos por efluentes domésticos e industriais, o uso intensivo de agrotóxicos e a descaracterização dos ambientes por desmatamento e drenagem.

O Parque Ecológico Maracajá (PEM), criado por decreto de utilidade pública em maio de 1990, conta com 112 ha e é a única Unidade de Conservação municipal na região. A área está localizada na sub-bacia hidrográfica do rio Araranguá e constitui-se em grande parte de uma face de Floresta Atlântica de caráter paludoso desenvolvido sobre ambiente de turfeira. O PEM conta com um sistema de trilhas suspensas e um centro de eventos com capacidade de aproximadamente 500 visitantes. Sua situação fundiária está bem definida com todos os 21 ex-proprietários indenizados. A área é totalmente cercada mas, ainda assim, persistem os problemas de caça e retirada de espécies vegetais do PEM.

O presente trabalho foi parte integrante da disciplina "Prática Integrada de Campo", do curso de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS, cujo objetivo principal é a aplicação e integração de metodologias de avaliação das condições ambientais. Dentro deste trabalho foi feita uma caracterização dos ambientes terrestre e aquático do PEM e entorno, incluindo seus elementos físicos e químicos, flora e fauna, além dos aspectos sócio-ambientais aqui apresentados. O trabalho completo foi apresentado em uma reunião pública no dia 21 de junho de 2003, na cidade de Maracajá, contando com a presença de membros da administração municipal, funcionários do parque e de outros pesquisadores interessados na área e comunidade em geral.

Os objetivos específicos deste trabalho foram delinear um perfil sócio-econômico da população de Maracajá e avaliar a percepção da população local acerca do Meio Ambiente e do PEM.

2. Métodos

A coleta de dados foi feita através da aplicação de um questionário semi-estruturado com perguntas sobre o entrevistado, família, condição sócio-econômica, e percepções sobre o ambiente construído da cidade, os problemas e potencialidades do Município e sobre a área do PEM.

Na primeira visita à cidade (03 até 05/10/2002) foi aplicado um questionário piloto em cinco residências com o intuito de aperfeiçoar o instrumento e estimar o tempo que o levantamento demandaria.

Para compensar a não utilização da metodologia por Setores Censitários, optou-se pela aplicação de um percentual maior de questionários do que o sugerido pelo IBGE, que considera significativa uma amostragem a partir de 1% da população. Neste trabalho, buscou-se atingir 2% da população estimada para o ano 2002, totalizando 120 entrevistas realizadas na segunda expedição (22 até 25/10/2002). Destas, 60 foram aplicadas na zona rural e 60, na zona urbana, em quatro regiões de abrangência.

3. Resultados e Discussão

A idade média dos entrevistados foi de 45,1 anos. No entanto, esta idade pode não estar refletindo a realidade da população, pois quando compara-se este dado com a idade média dos residentes nos domicílios (34,9 anos) percebe-se que houve uma superestimativa. Isto pode decorrer do horário em que foram feitas as entrevistas (durante a semana e em horário comercial), atingindo principalmente os aposentados, que constituem 21,7% da população. Pelo mesmo motivo, a distribuição dos sexos dos entrevistados (72,5% de mulheres e 27,5% de homens) foge do esperado, uma vez que segundo o último censo realizado pelo IBGE (2000) a população do município apresenta uma pequena maioria de homens.

Com relação à escolaridade, observou-se um índice de analfabetismo de 8,3%, superior ao valor de 6,6% encontrado pelo IBGE no censo 2000. Todos os analfabetos tinha mais de 70 anos e a maior parte morava na zona rural. A maioria dos entrevistados (62,5%) apresentou apenas o ensino fundamental incompleto. Todas as crianças em idade escolar, residentes nos domicílios visitados, encontravam-se na escola. Estes resultados refletem a evolução do ensino na cidade, já que no passado recente a maioria das pessoas (especialmente os agricultores) cursava apenas as séries iniciais do antigo 1º grau.

O número médio de moradores efetivos por residência foi de 3,5. A renda média de 58,3% das famílias variou de um a três

salários mínimos. Em 38,7% das famílias apenas uma pessoa contribuía para a renda. O desemprego foi destacado por 57,5% dos entrevistados como o maior problema da cidade, seguido da falta de segurança (22,5%) e da deficiência na infra-estrutura urbana (17,5%). Entre os aspectos positivos da cidade destacou-se a tranqüilidade com 50,8% das respostas.

Na zona rural, 21,7% não desenvolve qualquer tipo de cultivo, o que indica uma procura por áreas habitacionais com lotes de valor mais baixo. Entre os agricultores, 46,8% cultivam hortaliças, 40,4% plantam milho, 31,6% fumo, 21,2% arroz e 17% feijão. Estes percentuais dizem respeito apenas ao número de agricultores que se dedicam a cada tipo de cultivo. Embora tenha sido perguntada a área cultivada, muitos não souberam responder ou fizeram isso de forma imprecisa, o que impediu que se estimasse a área ocupada por cada cultivo. No entanto, sabe-se que as duas maiores lavouras são justamente as culturas que geram maior impacto; o fumo pelo uso intensivo de agrotóxicos, e o arroz, pela demanda intensiva de água.

Em 71,7% das propriedades rurais visitadas foi informado que não havia qualquer remanescente da vegetação original. Este dado é compatível com o valor encontrado pela análise de imagem de satélite da área do Município que apontou 13,4% de áreas naturais preservadas e indica um modelo predatório de ocupação. É interessante ressaltar que, mesmo na zona urbana do Município, 1/3 dos entrevistados têm hortas em seus terrenos.

Quanto ao destino do lixo, observou-se uma diferença entre a zona urbana e rural: enquanto na zona urbana todas as casas têm o recolhimento feito pela prefeitura; na zona rural apenas 55% das residências são atendidas por este serviço. Isso pode explicar porque 38,3% dos moradores da zona rural queimam o lixo, enquanto na zona urbana este índice é de apenas 1,7%. Este problema poderia ser minimizado se a porção orgânica do lixo fosse melhor direcionada. Atualmente, apenas 15% dos moradores da zona rural e 3,4% dos moradores da zona urbana realizam a compostagem. Mesmo sem a oferta do serviço de coleta seletiva, algumas pessoas mencionaram o trabalho de catadores de materiais recicláveis (especialmente latas de alumínio). Na zona rural, 5% dos entrevistados guardam seu lixo seco para entregá-lo a catadores. Este índice é baixo, mas revela que algumas pessoas já estão direcionando parte do seu lixo para a reciclagem independentemente de uma campanha dos órgãos públicos.

Em 95% das residências da zona rural o abastecimento de água era feito por encanamento interno de poço ou nascente, 3% por encanamento interno da rede geral e 2% sem encanamento interno (poço ou nascente). Na zona urbana, 83,3% das residências possuíam encanamento interno da rede geral e 16,7% encanamento interno de poço ou nascente. Na zona rural 20% do esgoto era canalizado diretamente para os arroios e riachos sendo os outros 80% tratados por fossa. No meio urbano, 70,7% dos esgotos eram canalizados ou simplesmente corriam a céu aberto até os corpos d'água próximos. O restante (29,3%) era tratado apenas por fossas sépticas. Se considerarmos que mesmo o sistema de fossa séptica representa um risco de contaminação - principalmente em áreas mais densamente ocupadas ou com o lençol freático mais superficializado - a falta de um sistema adequado de tratamento de esgotos poderia estar contribuindo para a contaminação dos corpos d'água superficiais e/ou fontes subterrâneas. Dados do censo IBGE (2000) dão conta de que 59,4% de todas as residências do Município são abastecidas por poços ou nascentes, se estas fontes de água forem contaminadas por esgotos domésticos e/ou por agrotóxicos, podem ocorrer problemas de saúde pública.

Quanto à percepção ambiental da população, 96,7% dos entrevistados, consideraram importante a existência de áreas verdes nas cidades e 82,5% conheciam o PEM. Quanto à freqüência de visitação, verificou-se que 58,4% das pessoas vão apenas raramente ao PEM e que 20,2% vão mensalmente. 82,1% dos visitantes responderam que costumam ver animais no parque. Catorze foram os animais lembrados e desses os mais citados foram: macaco (79,7%), pavão (31,6%), pássaros (24%) e quati (18,9%). Os outros dez animais citados foram lembrados por menos de 10% dos entrevistados. É interessante destacar que os macacos (uma população de cerca de 50 *Cebus apella*) são alimentados em uma área de intensa visitação. Os pássaros também são atraídos pela alimentação fornecida aos macacos e pelo farelo de milho espalhado por pontos nas trilhas. O quati, referido pelos visitantes, trata-se de um único animal já domesticado que foi introduzido no PEM.

Entre os entrevistados somente 68,3% sabia que a prefeitura é a responsável pela administração do PEM. Para a maioria das pessoas (75,8%) o PEM traz mais benefícios do que prejuízos. Apenas 12,5% dos entrevistados acreditam que o PEM é prejudicial para a cidade. Entre os benefícios, os aspectos mais lembrados foram: o desenvolvimento do turismo e a geração de renda (43,8%); a visitação/lazer (22,7%); o contato com a natureza (14,8%); a geração de empregos e a educação ambiental ficaram empatadas com 6,3%; e as atividades comunitárias e a preservação/conservação/proteção do meio ambiente ficaram com apenas 3,1% das respostas. Entre os prejuízos, o investimento excessivo (75%), e o investimento mal empregado (14,3%) foram os mais lembrados. Estes acreditam que os recursos investidos no PEM poderiam ter sido melhor empregados em projetos de ação social ou em projetos de geração de emprego como a atração de indústrias. Os prejuízos à fauna (7,1%) e o mau uso político (3,6%) também foram relacionados como prejuízos trazidos pelo PEM.

Entre os entrevistados, 43,3% acreditam que o PEM serve para a visitação e lazer; 38,3% para o turismo; 14,1% para a conservação e 10,8% para a educação e a pesquisa.

Do total dos entrevistados, 57% responderam que pagariam uma taxa para visitar o PEM. Os valores sugeridos para o ingresso foram de R$0,50 (cinqüenta centavos) até R$ 10,00 (dez reais). A taxa considerada justa por 54,4% das pessoas foi de R$ 1,00 (um real). Esta pergunta não foi formulada com o objetivo de determinar uma taxa de visitação para o PEM e sim para estimar o valor dado a área pela população. Ainda assim, muitos responderam que, se fosse cobrada alguma taxa, esta deveria ser exigida apenas dos turistas.

4. Conclusões

Em relação aos aspectos sócio-econômicos destaca-se a baixa escolaridade da população que reflete-se na baixa remuneração e nos altos índices de desemprego. Nesse sentido faz-se necessária a implantação de programas de alfabetização e reforço escolar para jovens e adultos (principalmente na zona rural) e a instalação de escolas técnicas ou programas de capacitação de mão de obra. São críticas as condições de saneamento básico tornando-se urgente a implantação de sistemas de tratamento de esgoto e o recolhimento adequado do lixo na zona rural. A coleta seletiva e a compostagem caseira poderiam ser adotadas. Percebe-se que em sua maioria a população de Maracajá é favorável à existência do PEM embora ainda seja evidente a necessidade de campanhas de esclarecimento sobre a função do PEM em relação a conservação das espécies (flora e fauna). Esse objetivo poderia ser alcançado através de programas de educação ambiental (palestras, oficinas, "dias de campo", elaboração de material educativo) no centro de visitantes, onde também poderia ser comercializado o artesanato da região, o qual poderia integrar diretamente as atividades do PEM com a comunidade de Maracajá.

5. Referências Bibliográficas

AMESC (Associação dos Municípios do Extremo Sul Catarinense) (1996). *Plano Básico de Desenvolvimento Ecológico Econômico*. Araranguá, 297 p.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) (2003). Brasília, Censo Demográfico 2000 - Resultados do Universo Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 23 jan.

NUTEP (Núcleo de Estudos e Tecnologias em Gestão Pública) (2003). Porto Alegre. Disponível em: <http://nutep.adm.ufrgs.br> Acesso em:23 jan.

Universidade Federal do Rrio Grande do Sul eFundação de Amparo a Tecnologia e Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina (1978). *Estudos sobre o Impacto Ecológico da mineração e do beneficiamento do carvão na região sul do Estado de Santa Catarina.* Relatório Final do convênio FATMA-UFRGS. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 337 p.

As abelhas euglossini e suas fontes de recursos florais

Cláudia Inês da Silva[1], Solange Cristina Augusto[2] & Ismar Sebastião Moscheta[3]

[1]Programa de Pós-graduação em Agronomia pela Universidade Estadual de Maringá-PR (claudiainess@bol.com.br) [2]Instituto de Biologia da Universidade Federal de Uberlândia-MG [3]Departamento de Biologia da Universidade Estadual de Maringá-PR.

1 Introdução

A maioria dos estudos sobre a utilização de recursos florais pelos Euglossini concentra-se nas interações dos machos com diferentes espécies de orquídeas, particularmente aquelas pertencentes às subfamílias Catasetinae e Stanhopeinae (Ackerman, 1983); ao visitarem as orquídeas para coleta de compostos aromáticos, utilizados provavelmente como precursores de feromônios sexuais (Williams & Whitten, 1983), os machos atuam como polinizadores específicos destas plantas (Dressler, 1982; Hills *et al.,* 1972; Ackerman, 1983; Robinson, 1984; Zimmerman *et al.,* 1989; ARMBRUSTER & Mccormick, 1990). Os machos também podem visitar outras famílias de plantas para coletar fragrâncias florais como Araceae, Solanaceae, Euphorbiaceae e Generiaceae (Williams e Dressler, 1976; Armbruster & Webster, 1979; Dressler, 1982; Williams, 1982; Braga, 2002). Outros trabalhos têm demostrado a participação das fêmeas na polinização de algumas espécies vegetais como: *Dalechampia stipulaceae* (*Euglossa melanoticha*) (Sazima & Sazima,1985); *Kielmeyera* spp (*Euglossa sp, Eufrisia violascens* e *Eulaema nigrita*) (Oliveira & Sazima, 1990); *Dalechampia pentaphylla* (*Euglossa melanotricha* e *E. cordata*) (Sigrit & Martins, 1992); *Vockysia* spp (*Eufrisia violacens)* (Oliveira & Gibbs,1994); *Swartzia pickelli* (*Eulaema meriana flavescens, Eulaema cingulata, Eulaema bombiformis niveofasciata* e *Euglossa* sp (Lopes & Machado, 1996); *Unonopsis guatterioides* (machos de *Eulaema bombiformis*) (Carvalho & Webber, 2000); *Jacarandá caroba* (*Euglossa cordata*) (Vieira et al., 1992); *Campomanesia* pubescens (*Eulaema nigrita)* (Torezan-Silingardi & Del-Claro, 1998); e *Tabebuia aurea* e *T. ochracea* (*Euglossa melanotricha* e *Eulaema nigrita*) (Barros, 2001).

Certamente os Euglossini têm um papel importante na polinização de muitas angiospermas, contribuindo de forma eficiente na manutenção dos ecossistemas no aumento da variabilidade genética dessas espécies vegetais. Neste trabalho foram identificadas algumas fontes de recursos florais coletados pelos Euglossini em ecossistemas naturais de Cerrado e áreas urbanas.

2 Material e Métodos

Os dados foram obtidos durante levantamentos da fauna de Apoidea e suas visitas às flores em quatro áreas:

Área 1: remanescente de Cerrado na APA- Figueira Branca no Município de Patrocínio Paulista-SP a Fazenda Santa Cecília, município de Patrocínio Paulista, estado de São Paulo, Brasil, cujas coordenadas geográficas são 20º 46' 12"S e 47º 14' 24" W e altitude aproximada de 836m. Trata-se de um remanescente de 40 alqueires de floresta estacional semidecídua, margeada por áreas de Cerrado preservado. O levantamento das abelhas foi realizado segundo o método proposto por Camargo e Mazucato (1984), com algumas modificações. As coletas foram realizadas quinzenalmente, das 8h às 16h, durante 12 meses.

Área 2: Clube Caça e Pesca Itororó (CCPIU), situado a 8 km oeste do centro de Uberlândia, MG (18° 60´S e 48° 18´W), Região do Triângulo Mineiro. A coleta de dados foi iniciada em abril de 2003 (em andamento). Os dados foram coletados semanalmente em caminhadas aleatórias ao longo de uma trilha selecionados ao acaso em um trecho de Cerrado, no período de outubro de 2002 a maio de 2003.

Área 3 e 4: áreas urbanas localizadas nos Município de Ribeirão Preto/SP e de Uberlândia/MG. Os dados foram obtidos através coletas quinzenais em *Tecoma stans*, no período de janeiro a maio de 2003.

O comportamento das abelhas, identificação e análise dos recursos coletados durante visitas foram verificados através de observações diretas e as visitas registradas através de fotos.

As abelhas e plantas foram coletadas e acondicionadas segundo técnicas usuais de campo e laboratório e enviado para especialistas para identificação. O material encontra-se depositado na coleção da Universidade Federal de Uberlândia. MG.

3 Resultados e Discussão

Durante os levantamentos foram amostrados cinqüenta e oito abelhas Euglossini, distribuídos em quatro gêneros (*Euglossa, Eulaema, Eufriesea e Exaerete*) com um total de 12 espécies. Estas abelhas visitaram um total de 11 espécies vegetais distribuídas nas famílias Apocynaceae (n=2), Bignoniaceae (n=2), Caesalpinaceae (n=2), Melastomataceae (n=1), Convolvulaceae (n=2), Styracaceae (n=1) e Malpighiacae (n=1).

Áreas de cerrado: as abelhas visitaram nove espécies de plantas: *Prestonia coalite* (Apocynaceae), *Eulaema nigrita*; *Memora peregrina* (Bignoniaceae), *Euglossa* sp1 e um macho de *Exaerete dentata*; *Styrax camporium* (Styracaceae), Euglossa sp2; *Byrsonima intermédia* (Malpighiacaeae), *Euglossa* sp3, (área 1); *Odontadenis* sp (Apocynaceae), *Eulaema nigrita*; *Senna velutina* e *S. rugosa* (Caesalpiniaceae), *Eulaema nigrita; Tibouchina gracilis* (Melastomataceae), Euglossa sp4 e *Eulaema nigrita;* Ipomea sp1. (Convolvulaceae), *Eulaema nigrita*; e Ipomea sp2, macho de *Eufriesea auriceps.*

Nas espécies de Apocynaceae, Bignoniaceae e Convolvulaceae as abelhas coletaram néctar. Especialmente, no caso de Bignoniaceae e Convolvulaceae, observou-se que a fêmea após sair da flor continha vários grão de polens espalhados pelo corpo, em geral. As espécies de Caesalpiniaceae e Melastomataceae foram importantes fontes de pólen.

Área urbana: verificou-se que *Tecoma stans* foi uma importante fonte de néctar especialmente para os machos de Euglossini em áreas urbanas, que visitaram as flores preferencialmente entre as nove e 12h. Foi coletado um total de 38 indivíduos, dos quais três eram fêmeas (*Euglossa cordata* , 2 indivíduos e *E. townsendi*, 1) e os restantes machos de *Eulaema nigrita* (n=9), *Eufrisea auriceps* (n=2), *Euglossa cordata* (n=21), *Euglossa. Leucotricha* (n=1), *Eg. melanotricha* (n=1) e *Eg. pleosticta* (n=1).

Em todas as áreas estudadas, as visitas das abelhas em plantas com flores tubulares como *Tecoma stans*, *Memora peregrina*, *Ipomea* sp1, *Ipomaea* sp2, Odontadenia sp. e *Prestonia coalite* para coleta de néctar foram freqüentes. Com exceção das espécies pertencentes à família Apocyanceae, onde não há contato direto das abelhas com o pólen não se pode afirmar que essas abelhas podem contribuir com a polinização. Nas demais famílias, devido à disposição das estruturas florais, pode-se observar através do comportamento (contato com as anteras e estigmas das flores, quando as abelhas entraram para coletar néctar depositado na base da corola) que há indícios da contribuição dessas espécies de abelhas na polinização das espécies vegetais acima mencionadas.

De acordo com Gentry (1974, 1979), as fêmeas de Euglossini são consideradas os agentes polinizadores mais importantes para espécies da família Bignoniaceae. Espécies de *Euglossa* foram consi-

deradas os principais polinizadores de *Jacaranda caroba*. (Vieira et al., 1992) e *Jacaranda decurrens* (Yanagizawa, 1983).

Outro fator que chama a atenção é o número de machos que visitaram *Tecoma stans*, uma espécie originária da América central e introduzida no Brasil como ornamental. A disseminação desta espécie vem chamando a atenção de pesquisadores e técnicos do governo do Estado do Paraná por ser caracterizada como invasora de pastagens ocupando atualmente cerca de cinqüenta mil hectares de área cultivada (Kranz & Passini, 1997) Em áreas urbanas é encontrada como ornamental onde, até então, não havia realizado levantamento da fauna apícola e observação do comportamento de Euglossini. Trabalhos em perímetro urbano que citaram a presença dessas abelhas em visitas nas flores foram realizados por Sofia (1996) Campus da Universidade de São Paulo em Ribeirão Preto-SP sendo registrada presença de *Eulaema nigrita*, Consolaro (2001) no Campus da universidade Federal de Mato Grosso do Sul cita a presença de *Euglossa cordata* e *Eulaema nigrita*.

Neste trabalho, a espécie mais observada em *T. stans* foi *Euglossa cordata* (n=21 machos e 2 fêmeas), estando entre os principais polinizadores. Além disto, as espécies de *Eufrisea auriceps, Euglossa. leucotricha*, *Eg. melanotricha* e *Eg. Pleosticta e Euglossa townsendi* não haviam sido registradas em *T. stans*. Também não há registro na literatura de tantas espécies de Euglossini, especialmente os machos, visitando uma única plantas conforme verificado em *T. stans*.

Um estudo mais detalhado das interações entre Euglossini e plantas com flores tubulares deve ser feito no sentido de fornecer informações sobre a importância destas abelhas na polinização das referidas plantas.

4 Referências Bibliográficas

ACKERMAN, J. D. Diversity and seasonality of male euglossini bees (Hymenoptera: Apidae) in Central Panamá. Ecology 64: 274-283, 1983.

ARMBRUSTER, W. S. & MCCORMICK, K. D. Diel foraging of male Euglissini bees: Ecological causes and evolutionary response by plants. Biotropica, v. 22, p. 160-171, 1990.

ARMBRUSTER, W. S. & WEBSTER, G. L. Pollination of two species of *Dalechampia* (Euphorbiaceae) in Mexico by Euglossini bees. Biotropica 11: 278-283, 1979.

BARROS, M. G. pollination ecology of *Tabebuia aurea* (manso) Beth. & Hook. And *T. ochraceae* (Cham.) Standl. (Bignoniaceae) in Central brazil cerrado vegetation.

CAMARGO J. M. F; MAZUCATO, M. Iventário da apifauna e flora apícola de Ribeirão Preto, SP, Brasil. *Dusenia*, v. 14, n. 2, p. 55-87, 1984.

CARVALHO, R. WEBBER, A. Biologia floral de *Unonopsis guatterioides* (A. D. C.) R. E. Fr., uma Annonaceae polinizada por Euglossini. Rev. Brás. Bot. V: 23, n. 4. 2000.

CONSOLARO, H. N. Levantamento das abelhas (Hymenoptera: Apoidea) do Campus da Universidade Federal de Mato grosso do Sul, Campo grande, MS. Monografia , Campo grande, MS. 2001.

DRESSLER, R. L. Biology of the orchid bees (Euglossini). Annu. Rev. Ecol. Syst. 13: 373-374, 1982.

GENTRY, A. H. Additional generic mergers in Bignoniaceae. Ann. Missouri Bot. Gard. 66: 778-787.

GENTRY, A. H. Flowering phenology and diversity in tropical Bignoniaceae. Biotropica, 6: 64-68, 1974.

HILL, H. G., WILLIAMS, N. H. & DODSON, C. H. Floral fragrance and isolation in the genus *Catasetum*. Biotropica, v. 4, p. 61-76, 1972.

KRANZ, W.M.; PASSINI, T. Amarelinho - biologia e controle. Informe da Pesquisa, IAPAR Londrina, v.17, n.121, p.1-19, 1997.

LOPES. a. V. F., MACHADO, I. C. S. Biologia floral de *Swartzia pickelii* Killip ex Ducke (Leguminosae-Papilionoideae) e sua polinização por *Eulaema* spp. (Apidae- Euglossini). Revta brasil. Bot. São Paulo, v. 19, n. 1 1996. P. 17-24.

OLIVEIRA, P. E. & GIBBIS, P. E. pollination biology and breeding systems of six *Vochysia* species. Journal of tropical ecology 10:509-522. 1994.

OLIVEIRA, P. E., & SAZIMA, M. Pollination biology of two species of *Kielmeyera* (Guttiferae) from Brazilian cerrdo vegetation. Plant Syst. Evol. 172: 35-49, 1990.

ROBINSON,G. E. Orchids pollinattion by Euglossini bees. Bee Word, v. 65, p. 68-75, 1984.

SAZIMA, M., SAZIMA, I. Biologia floral de *Dalechampia stipulaceae* (Euphorbiaceae) e sua polinização por *Euglossa melanotricha* (Apidae). Rev. Brás. Biol. 45 (1/2): 85-93, 1985.

SIGRIT, M. R., MARTINS, E. Biologia floral e sistema reprodutivo de *Dalechampia pentaphylla* Lam. (Euphorbiaceae) em amta mesófila do sudeste brasileiro. Anais 8º Congr. SBPC: 1-6, 1992.

SOFIA, S. H. As abelhas e suas visitas às flores em duas áreas urbanas. Tese de Doutorado. UNESP- RIO CLARO- SP.1996, pp. 236.

TOREZAN-SILINGARDI, H. M., DEL-CLARO, K. Behavior of visitors and reproductive biology of *Campomanesia pubescens* (Myrtaceae) in cerrado vegetation. Cien.Cult. v. 50(4), 1998.

VIEIRA, M. F., MEIRA, R. M. S. A, QUEIROZ, L. P, NETO, J. A. A. M, Polinização e reprodução de *jacaranda caroba* (Vell.) DC. (Bignoniaceae) em área de Cerrado do Sudeste Brasileiro. Anais 8º Congr. SBPC: 13-19, 1992.

WILLIAMS, N. H. & WHITTEN, W. M. Orchid floral fragrances and males euglossini bees: methods and advances in the last sequidecade. Biological Bulletin. 164: 355-395.

YANAGIZAWA, Y. Aspectos da biologia floral de espécies de *Arrabidaea* e *Jacaranda*, no município de Botucatu/SP. Tese de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. 1983.

ZIMMERMAN, J. K., ROUBIK, D. W. & ACKERMAN, J. D. Asysnchronous phenologies a neotropical orchid and its Euglossini bee pollinator. Ecology, v. 70, p. 1192-1195, 1989.

Agradecimentos: A CAPES, pelo apoio financeiro, ao José Carlos Serrano pela identificação das abelhas, a Dra. Ana Angélica Almeida Barbosa pela identificação das espécies vegetais.

Observações sobre a variação de cor em *Naupactus lar* (Coleoptera: Curculionidae: Polydrosinae) no Parque Nacional Restinga de Jurubatiba, RJ

Cristina de Oliveira Araujo; Vivian Flinte & Margarete Valverde de Macedo*
Laboratório de Ecologia de Insetos, Depto. de Ecologia, IB, UFRJ
** cris82@terra.com.br*

1. Introdução

Curculionidae, juntamente com as famílias Chrysomelidae e Bruchidae, são os coleópteros fitófagos mais importantes em termos de número de espécies (40.000 espécies em mais de 100 subfamílias) (Lyal, 1994). Entre os besouros que apresentam focinho longo, os desta família são, de longe, os mais abundantes e comuns. Alimentam-se de matéria vegetal, podem ser pragas de plantações, polinizadores ou úteis no controle biológico de ervas daninhas. Freqüentemente os adultos se alimentam externamente às plantas (Lyal, 1994). As larvas podem se alimentar em diversas partes da planta, como por exemplo, dentro de frutos, caules, sementes, raízes etc. Quando perturbados, muitos dos curculionídeos encolhem suas patas e antenas, deixam-se cair ao solo e permanecem imóveis, fingindo-se de mortos (Borror &

DeLong, 1969).

Os besouros do gênero *Naupactus* são pragas de solos e, portanto, podem causar sérios danos ao sistema radicular, principalmente em plantações de tubérculos. As larvas podem estar localizadas a vários metros de profundidade, tornando qualquer tipo de controle mais difícil (Fernandes & Bueno, 2001).

Naupactus lar (Germar, 1824) é encontrado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba alimentando-se de folhas de várias espécies de plantas. Na época reprodutiva, durante o verão, eles são encontrados em grande número na planta *Byrsonima sericea* DC. (Malpighiaceae), que é muito abundante no parque.

Este trabalho visa apresentar uma descrição preliminar do padrão de variação da coloração de *N. lar* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

2. Metodologia

2.1. Área de estudo

O trabalho, que vem sendo realizado desde fevereiro de 2003, é feito no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, que abrange os municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, no Estado do Rio de Janeiro, com uma área total de 14.451ha. O Parque, que é uma das poucas áreas de preservação de restingas, objetiva assegurar a preservação de seus recursos naturais, proporcionando oportunidades controladas para o uso pelo público, educação e pesquisa científica. Apresenta enorme diversidade de habitats, como por exemplo, restinga de moitas, restinga paludosa, mata, brejos, rios, lagoas, entre outros (Esteves & Lacerda, 2000). A importância ecológica do trecho do litoral compreendido entre os municípios de Macaé e Quissamã já foi reconhecida pela UNESCO, que em 1992 considerou esta área como "reserva da Biosfera".

2.2. Padrão de variação da coloração

São feitas excursões a diferentes áreas do Parque em busca da planta hospedeira *B. sericea*, na qual se encontram em grande quantidade no verão. Após encontradas as plantas, estas são vistoriadas à procura de indivíduos de *N. lar* e a coloração, o sexo e a localização dos mesmos é anotada. Foram escolhidos quatro pontos para essas vistorias: 1. Em Macaé, próximo à Lagoa Cabiúnas; 2. Em Carapebus, próximo à Lagoa Comprida; 3. Em Carapebus, próximo à Praia de Carapebus; 4. Em Quissamã, perto da praia de João Francisco.

2.3. Grau de isolamento reprodutivo

Para investigar se as formas encontradas nas quatro localidades acasalam normalmente entre si, e avaliar se há preferência sexual por parceiros, foram colocados em potes de plástico várias combinações de formas e localidades, e observados para ver se houve cruzamentos. Os ovos obtidos em laboratório estão sendo criados para avaliar sua viabilidade.

3. Resultados preliminares

3.1. Distribuição dos padrões de coloração no parque

Próximo à Lagoa Cabiúnas foram encontrados machos e fêmeas de *N. lar* de coloração amarela (n= 2), enquanto próximo à Lagoa Comprida foram encontrados machos (n= 8) e fêmeas (n= 1) amarelos e fêmeas de coloração laranja (n= 4). Já nas proximidades da Praia de Carapebus foi encontrada apenas uma fêmea de coloração branca, enquanto perto da Praia de João Francisco foram encontrados machos amarelos (n= 7) e fêmeas rosas (n= 14). Assim, foram encontrados quatro padrões diferentes de coloração, sendo provável que outros tipos ainda sejam descobertos. Dentre estes padrões, só na coloração amarela encontramos machos e fêmeas. Nas outras cores só houve ocorrência de fêmeas.

3.2. Isolamento reprodutivo

Os cruzamentos que foram realizados em laboratório com as diferentes combinações de coloração mostram que todos os indivíduos, mesmo de cores diferentes, copulam normalmente. Isso indica não haver barreira mecânica ou comportamental que impeça a cópula. Além disso, os ovos obtidos até agora em laboratório se mostraram viáveis, eclodindo um grande número de larvas.

4. Conclusões

Foram encontrados até então quatro padrões de coloração de *Naupactus lar* no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: amarelo, rosa, laranja e branco, sendo que essas formas não ocorrem todas juntas em todas as áreas vistoriadas do Parque. Apenas foram encontrados indivíduos de ambos os sexos na coloração amarela; todos os indivíduos das demais colorações eram fêmeas. Indivíduos de todas colorações copulam entre si normalmente, sugerindo não haver preferência sexual por cor.

5. Referências bibliográficas

Borror, D. J. & DeLong, D. M. 1969. *Introdução ao Estudo dos Insetos*. Editora Edgard Blücher Ltda., São Paulo. 653 pp.

Esteves, F.A. & Lacerda, L.D. 2000. Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. NUPEM, Rio de Janeiro. 394 pp.

Lyal, C. H. C. 1994. Internet: http://www.inbio.ac.cr/papers/insectoscr/Texto183.html

Fernandes, O. A. & Bueno, A. E. 2001.

Internet: http://www.fcav.unesp.br/Departamentos/fitossanidade/caract/Laboratorios/ECOLAB/cursos/praga-I/canadea%C3%A7ucar.pdf+naupactus+%2B+praga&hl=pt&ie=UTF-8

(Apoio: Ao CNPq/PIBIC, CNPq/PELD e IBAMA. Agradecemos ao Dr. Sérgio A. Vanin do Museu de Zoologia - USP pela identificação dos besouros)

Biologia reprodutiva de *Mastigodryas bifossatus* RADDI 1820 (Serpentes, Colubridae) do Centro-Oeste e Sul do Brasil

Cyntia Cavalcante Santos[a], *Vanda Lúcia Ferreira*[b] *& Marcel Okamoto Tanaka*[c]

[a]*Pós-Graduação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul - UFMS (cyntia_ecology@hotmail.com)* [b]Campus *de Corumbá - UFMS* [c]*PRODOC/CAPES - DBI - UFMS*

1.Introdução

A reprodução nas serpentes é bastante complexa, com várias conseqüências em sua biologia e tendências reprodutivas (Shine, 1991; Marques & Puorto, 1998). Há muita carência quanto a resultados para as espécies neotropicais (Vitt e Vangilder, 1983; Martins, 1994) e o ciclo reprodutivo em serpentes de clima tropical é bem menos conhecido comparado a outros grupos de répteis (Fitch, 1982).Na maioria das espécies, machos e fêmeas adultos diferem consideravelmente no tamanho e forma corpórea (Darwin, 1871). No entanto, os fatores que influenciam esta variação são de difícil interpretação pois a diferença de comprimento rostro-cloacal (CRC) em certas populações pode ser o resultado final de uma série complexa de forças seletivas e pressões ambientais diretas (Pearson et al, 2002). Um bom exemplo seria o da variação geográfica em sistemas de acasalamento, podendo gerar entre as populações, diferenças na intensidade de seleção sexual e/ou seleção de fecundidade sobre o tamanho corpóreo de ambos os sexos (Shine e Fitzgerald, 1995; Pearson et al, 2002).

Mastigodryas bifossatus (Colubridae, Colubrini) é uma serpente neotropical, não peçonhenta, de médio porte, podendo atingir pouco mais de dois metros de comprimento. É uma espécie ovípara, terrestre, mas ocasionalmente arborícola, diurna e alimenta-se de pequenos roedores, aves, lagartos e anfíbios (Outeiral, 2002). *M bifossatus* é sul-americana e ocorre desde a Venezuela e Colômbia até a Bolívia, Paraguai, nordeste da Argentina e Brasil, podendo ser encontrada também no Uruguai (Outeiral, 2002).

Com o objetivo de compreender e elucidar alguns aspectos da biologia reprodutiva de *M. bifossatus*, analisamos as relações entre o comprimento rostro-cloacal (CRC) com a produção folicular e volume testicular, a fecundidade da espécie e, as relações entre a fecundidade e o acúmulo de reserva energética proporcional.

2. Métodos

Para avaliar se existem diferenças entre indivíduos de *M. bifossatus*, analisamos 65 exemplares provenientes das Coleções do Instituto Butantan e Museu de Ciências e Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, sendo 14 machos e 10 fêmeas da região Centro-Oeste e 25 machos e 16 fêmeas da região Sul do Brasil.

Foram examinados os seguintes dados para fêmeas e machos: procedência, data de entrada e morte, época do ano (chuva/seca), comprimento rostro-cloacal (CRC em mm), comprimento da cauda (CC em mm), comprimento da cabeça (Ccab em mm), massa corpórea (MC em Kg), massa do tecido adiposo (MTA em g), comprimento e largura das gônadas (mm). Nas fêmeas ainda foram contados os ovos nos oviductos, folículos nos ovários, medido o maior ovo dos oviductos e maior folículo dos ovários. Para machos calculamos o volume testicular, com os valores de comprimento e largura transformados para $\log_{10}$ e aplicando a fórmula esferóide $V= 4/3\ \delta\ (1/2L)(1/2W)^2$ onde, L=comprimento e W=largura. Para avaliar as diferenças morfométricas entre machos e fêmeas de diferentes regiões, usamos Análise de Componentes Principais (PCA) utilizando uma matriz de correlação sobre os dados previamente transformados para logaritmo. As diferenças de tamanho e alocação reprodutiva entre sexos e regiões foram avaliadas através da Análise de Covariância (ANCOVA). As medidas foram apresentadas entre parênteses com média seguida do desvio padrão separados por ±.

2. Resultados e Discussão

As análises confirmam que *M. bifossatus* apresenta forte dimorfismo sexual conforme relatado por outros autores (Outeiral, no prelo; Muriel & Marques, 2002). As medidas de Ccab, CRC, MC e MTA foram as variáveis de maior influência no PCA, sendo que os três primeiros eixos explicaram 85% da variação morfométrica. O primeiro eixo foi mais relacionado com as variáveis de tamanho (CRC, Ccab, MC e comprimento das gônadas), enquanto que o segundo eixo separou os machos e fêmeas. Neste caso, os machos foram relacionados com maior Ccab e CC, enquanto as fêmeas apresentaram maior MTA e comprimento de gônadas. Observou-se também que fêmeas da região Centro-Oeste apresentaram CRC maior (1282 ±146,6 n=10) do que fêmeas do Sul (1176 ±156,5 n=16). As fêmeas de ambas as regiões foram maiores que aquelas estudadas por Muriel & Marques (2002) na região Sudeste (1103 ±215,7 n=88), indicando que o tamanho corporal desta espécie está sujeito a diferentes pressões seletivas entre as regiões estudadas. Uma destas pressões pode estar ligada à variação latitudinal que faz com que as espécies apresentem mudanças de comprimento, dentre outros fatores, conforme as mudanças climáticas e disponibilidade de recursos. Seigel e Fitch (1985) também atribuem que a variação no trato reprodutivo, tais como o tamanho e freqüência da prole, à disponibilidade de recursos ou condições ambientais, contribuindo diretamente na determinação dos ciclos reprodutivos de serpentes tropicais (ver Vitt, 1983). Outro fator importante influenciante para os ciclos reprodutivos é a filogenia, como já discutido por Seigel e Ford (1987).

A massa está altamente correlacionada com o CRC para os espécimes de ambas as regiões amostradas ($P= 0,003$, $R^2= 0,70$). Durante a época seca os indivíduos tendem a ganhar maior quantidade de massa, independente do sexo.

Houve uma variação no acúmulo de gordura abdominal e de MC nos espécimes entre as regiões, sendo que machos e fêmeas do Centro-Oeste tendem a possuir maior quantidade de tecido adiposo e também de MC do que aqueles do Sul. Porém, quando comparado com a época (chuva/seca), a proporção de tecido adiposo foi maior em fêmeas na época seca, independentemente da região. Em serpentes tropicais, de acordo com Derickson (1976), o acúmulo de gordura durante a estação seca seria uma garantia de reserva energética para ser usada no período reprodutivo.

A época do ano influenciou o período reprodutivo de *M. bifossatus*. As fêmeas apresentaram maior número de folículos na época seca, com maior produção pelos indivíduos da região Sul, enquanto a maior quantidade de ovos foi registrada na época chuvosa em ambas as regiões. O período chuvoso é um fator importante para a reprodução de répteis (Bacon,1980), e nossos resultados corroboram com aqueles encontrados por Rocha & Molina (1988) ao estudar espécimes em cativeiro na região Sudeste.

Os machos apresentaram um padrão diferente das fêmeas. Houve relação significativa entre o volume testicular e o CRC, mas de acordo com a ANCOVA esta relação foi similar entre os machos de diferentes regiões nas duas épocas do ano estudadas. Desta forma, de acordo com o volume testicular, os machos podem apresentar atividade reprodutiva durante todo o ano. Em serpentes tropicais, a classificação dos ciclos reprodutivos em machos é bem mais difícil, pois há evidências de que a reprodução pode ocorrer durante todo o ano em algumas espécies (Fitch, 1982; Vitt, 1983) e suposições de que mesmo onde a reprodução é sazonal, a espermatogênese poderia ocorrer durante a maior parte do ano (Saint Girons, 1982). Em machos, os ciclos reprodutivos envolvem mudanças no tamanho e peso de testículos e hemipenis (Fitch, 1982) e alguns autores sugerem ainda que o comprimento poderia ser um indicador mais real da atividade testicular do que o peso (Volsoe, 1944).

4. Conclusões

Há dimorfismo sexual nesta espécie onde as fêmeas são maiores que os machos. Fêmeas da região Centro-Oeste possuem CRC maior do que aquelas da região Sul. Machos e fêmeas do Centro-Oeste tendem possuir maior quantidade de MTA e também de MC do que aqueles do Sul. Porém a proporção de tecido adiposo foi maior em fêmeas na época seca, independentemente da região. A massa está altamente correlacionada com o CRC para os espécimes de ambas as regiões. Na época seca o número de folículos produzidos foi maior. Fêmeas da região Sul apresentaram maior produtividade folicular. Já a quantidade de ovos foi maior durante a época chuvosa. O volume testicular está positivamente correlacionado com o CRC de machos.

5. Referências Bibliográficas

Araujo, M.L.; Alves, M.L.M.; Balestrin, R.L.; Aguiar, L.F.S. (1998). Nascimento e desenvolvimento de *Bothrops neuwiedi* em cativero (Serpentes, Viperidae). *Iheringia* 85: 3-10. Porto Alegre,RS.

Bacon, J.P. (1980). Some observations on the captive management of Galapagos tortoises. In: Murphy, J.B.; Collins, J.T., eds. *Reproductive biology and diseases of captive reptiles.* Lawrence: Soc. for the study of Amphibians and Reptiles, 97-113.

Darwin, C. (1871). *The descent of man and selection in relation to Sex*. London: Murray.

Derickson, W.K. (1976). Ecological and physiological aspects of reproductive strategies in two lizards. *Ecology* 57:445-458.

Ferrarezzi, H. (1994). Uma sinopse dos gêneros e classificação das serpentes (Squamatas): II. Família Colubridae. *Herpetologia no Brasil* 1:81-91

Fitch, H.S. (1982). Reproductive cycles in tropical reptiles. *Occas. Pap. Mus. Nat. Hist. Univ. Kans.* 96:1-53

Marques, O. A. V.; Puorto, G. (1998). Feeding, reproduction and growth in the crowned snake *Tantilla melanocephala* (Colubridae), from southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia* 3:311-318.

Martins, M. (1994). *História natural de uma taxocenose de serpentes de mata na região de Manaus, Amazônia Central, Brazil.* Tese de doutorado. Univ. Est. De Campinas.

Muriel, A.P.; Marques, O.A.V. (2002). Biologia reprodutiva da "Jararacuçu-do-brejo", *Matigodryas bifossatus* (SERPENTES, COLUBRIDAE), no Sudeste do Brasil. *XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia*

Outeiral, A.B. (2002). Análise da variação e da validade das subespécies de *Mastigodryas bifossatus* (RADDI, 1820) (Serpentes:

Caenophidia: Colubridae: Colubrinae). Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 63p.

Pearson, D.; Shine, R.; How, R. (2002). Sex-specific niche partitioning and sexual size dimorphism in Australian python (*Morelia spilota imbricata)*. *Biological Journal of the Linnean Society* 77:113-125

Saint Girons, H. (1982). Reproductive cycles sexual de *Vipera aspis* (L.) en montagne. *Vie Milieu* 23:309-328.

Sazima, I. (1992). Natural history of the jararaca pitviper, Bothrops jararaca, in southeastern Brazil. Pp. 199-216 *In*: J.A. Campbell e E.D. Broody (eds.), Biology of Pitvipers. Selva, Tyler.

Seigel, R.A.; Ford, N.B. (1987). Reproductive ecology. Pp.210-252. *In:* R.A. Seigel; J.T. Collins & S.S. Novak (eds). *Snakes: Ecology and Evolutionary Biology*. New York. McGraw-Hill Publishing Company.

Seigel, R.A.; Fitch, H.S. (1985). Annual variation in reproduction in snakes in a fluctuating environment. *Journal of Animal Ecology* 54: 497-505.

Shine, R. (1991). *Australian snakes: a natural history.* Ithaca: Cornell University Press.

Shine, R.; Fitzgerald, M. (1995). Variation in mating systems and sexual size dimorfism between populations of the Australian python *Morelia spilota* (Serpentes: Pythonidae). *Oecologia* 103: 490-498.

Rocha, M.B.; Molina, F.B. (1988). Sobre a biologia reprodutiva e o manejo de *Mastigodryas bifossatus* (Raddi, 1820) em cativeiro. *Arq. Inst. Biol. São Paulo* (Supl.1ª Reunião Anual) 55:1-87.

Vitt, L.J. (1983). Ecology of an anuran-eating guild of terrestrial tropical snakes. *Herpetologica* 39:52-66.

Vitt, L.J.; Vangilder, L.D. (1983). Ecology of snake community in the northeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia* 4: 273-296.

Volsoe, H. (1944). Structure and seasonal variation of the male reproductive organs of *Vipera berus* (L). *Spolia Zool. Mus. Huan* 5:1-157.

Uso de armadilhas de pegadas para levantamento mastofaunístico: análise preliminar

Dalla, Julio C.[1] *& Bianchi, Rita de C.*[2] *-*
1 – ESESFA (juliodalla@escelsa.com.br) 2 – Universidade Federal do Espírito Santo

1. Introdução

Os mamíferos neotropicais, em sua maioria, são animais de hábitos noturnos, o que torna difícil sua visualização (Emmons & Feer, 1990). Dessa forma a identificação de vestígios indiretos, como as pegadas, vem sendo empregada não só em levantamentos mastofaunísticos, como também para a obtenção de índices de abundância e estudos ecológicos em geral, além de fornecer dados para trabalhos comparativos de diversidade entre duas ou mais áreas (Carey & Witt, 1991).

O presente trabalho tem como objetivo inventariar as espécies de mamíferos terrestres não voadores da reserva de São Lourenço, Santa Teresa-ES, através de suas pegadas, como forma de subsidiar futuros estudos na região.

2. Metodologia

O levantamento foi realizado no período de outubro de 2002 a junho de 2003, na Reserva de São Lourenço, localizada no município de Santa Teresa-ES, que possui cerca de 400 ha de floresta ombrófila densa. Parte da área pertence a Prefeitura Municipal de Santa Teresa e ainda não foi institucionalizada.

Para o registro das pegadas foram utilizadas 20 parcelas de solo areno-argiloso (50 X 50 cm) assim formadas: 50% de argila e 50% de areia em tabuleiros nivelados (Lewinson et al.,2000). As armadilhas foram dispostas ao longo da trilha principal que corta a reserva. No centro de cada parcela foram colocadas iscas, preferencialmente frutas, que serviam como atrativo.

As pegadas foram moldadas em gesso, ou desenhadas em transparências com caneta visiográfica e identificadas segundo Aranda (2000), Becker & Dalponte (1999) e Pitman et al. (2002).

3. Resultados e Discussão

Foram registradas 51 pegadas de 17 espécies, pertencentes a 5 ordens de mamíferos terrestres.

As espécies silvestres identificadas foram: ordem Carnivora (*Procyon cancrivorus, Nasua nasua, Cerdocyon thous, Leopardus* sp., *Leopardus pardalis, Puma concolor, Eira barbara*), ordem Edentata (*Dasypus* sp.), ordem Artiodactyla (*Pecari tajacu, Mazama* sp..), ordem Rodentia (*Cavia* sp., *Agouti paca, Dasyprocta leporina, Nectomys squamipes*), e ordem Didelphimorphia (*Didelphis aurita).*

O registro da freqüência do cachorro doméstico (*Canis familiaris*) foi de 0,38, o que comprova a forte pressão de caça na área de estudo.

Procyon cancrivorus foi o mamífero silvestre que predominou, tendo 0,46 de freqüência de ocorrência. Isso pode estar relacionado a grande quantidade de cursos d'água na região, o que possibilita a presença de presas para o mão-pelada. Greenwood (1982) também relata a abundância de *Procyon* sp. em locais próximos a corpos d'água.

Nectomys squamipes e *Cavia* sp. foram as espécies de mamíferos de pequeno porte (menos de 500g) que forneceram pegadas satisfatórias para identificação, comparação e registro, devido a peculiaridade de seus rastros.

A presença de pegadas de felídeos, como a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e da suçuarana (*Puma concolor*) indica que a área é um fragmento importante para esses animais que possuem uma grande área de vida (Oliveira, 1994), servindo dessa forma como refúgio e estoque de presas.

As armadilhas de pegadas apresentaram alguns problemas de ordem logística, para o transporte e alocação das mesmas. Por isso uma maneira encontrada para diminuir o transporte de areia e argila até o local das parcelas, foi retirar sedimento da própria trilha e peneirar sobre as armadilhas.

4. Conclusões

O uso das armadilhas de pegadas, se mostrou eficiente para o levantamento das espécies de mamíferos terrestres, uma vez que forneceu dados importantes para identificação das mesmas.

Apesar da constante ameaça representada pela caça, esta análise, ainda que preliminar, demonstra que a região apresenta uma grande riqueza de mamíferos, levantadas através de uma técnica barata e eficiente.

5. Referências Bibliográficas

Aranda, M. 2000. Huellas y otros rastros de los mamíferos grandes y medianos de México. Instituto de Ecología, A.C. Xalapa, Veracruz, México.

Becker, M. & Dalponte, J.C. 1999. Rastros de Mamíferos Silvestres Brasileiros. 2ª. Ed. Brasília: UnB.

Carey, A. B., Witt, J. W. 1991. Track counts as indices abundances of arboreal rodents. Journal of Mamalogy, Vol. 72, n.I, p. 192-194.

Emmons, L. & Feer, F. 1990. Neotropical Rainforest Mammals. A field guide. The University of Chicago. Press, Cicago.

Greenwood, R. J. 1982. Nocturnal activity and foraging of prairie raccoons (*Procyon lotor*) in North Dakota. *The American Midland Naturalist*, 107: 238-243.

Lewinson, R.; Fitzhugh, E. L.; Galantine, S. P. 2001. Validation of a rigorous track classification tecnique: identifying individual mountain lions. Elsevier Science, USA.

Oliveira, T. G. de. 1994. Neotropical Cats Ecology and Conservation. EDUFMA. São Luis.

Pitman, M.R. P.L.; Oliveira, T.G. de; Paula, R.C. de; Indrusiak, C. 2002. Manual de identificação, prevenção e controle de predação por carnívoros. Brasília-DF: IBAMA.

Biogeografia e conservação de Gomphidae (Odonata): gênero como substituto para a definição de áreas com maior riqueza de espécies

Dana Moiana Vianna[1,2] *& Paulo De Marco Júnior*[2]
1-Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, UFMG. danapdp@yahoo.com.br
2-Laboratório de Ecologia Quantitativa, UFV. pdemarco@ufv.br

Introdução

Odonata são insetos voadores que vivem nas proximidades de corpos de água, muitas vezes defendendo territórios sobre as águas para reprodução, pois suas larvas são aquáticas. Já os adultos utilizam o ambiente circundante para sobreviver. Devido a essas características, espécies do grupo Odonata podem ser excelentes bioindicadores para ambientes aquáticos, pois condições e recursos presentes tanto no ambiente aquático quanto no terrestre podem determinar a ocorrência e diversidade dessas espécies. Conhecendo-se a composição da fauna de libélulas de um riacho, é possível inferir sua situação de preservação. O Brasil é riquíssimo em riachos, que por sua vez são ricos em espécies de Odonata. Existem hoje 5.538 espécies de Odonatas identificadas no mundo, distribuídas entre 635 gêneros. O Brasil abriga 695 destas espécies, ou seja 11,8 % das espécies existentes. Isto é uma biodiversidade alta, dado que o Brasil contém apenas 5,71% da área continental da Terra. A família Gomphidae é uma das maiores, contendo 995 espécies e 91 gêneros, sendo que Brasil contém 111 destas espécies e 19 gêneros. Escolhemos esta família para trabalhar porque é a que possui os conjunto de dados de distribuição mais completo na literatura, assim como uma taxonomia clara.

Cada vez mais ênfase é dada à identificação de áreas prioritárias para a conservação, pois a degradação ambiental ocorre de maneira extremamente rápida, e os recursos para programas de recuperação e proteção ambientais são limitados. Várias estratégias têm sido desenvolvidas na tentativa de maximizar a eficiência de tais programas. Já é consenso geral que os recursos devem ser aplicados prioritariamente em ambientes muito ameaçados e com alta biodiversidade (Mittermeier *et al.* 1998). A biodiversidade é estimada, na maior parte das vezes, com base no número de espécies, mas também pela riqueza de espécies endêmicas. No entanto, os mais importantes centros de biodiversidade do mundo, e também os mais ameaçados, se encontram nos trópicos, em países pobres. Estes locais são muito ricos em espécies, muitas das quais ainda não estão descritas e outras tantas têm sérios problemas em sua taxonomia. Fazer inventários de riqueza de espécies com tais condições exige uma quantidade de recursos (tempo, dinheiro e pesquisadores) muitas vezes proibitiva. Uma solução alternativa seria o uso de níveis taxonômicos mais altos, tais como gênero, família e ordem, para inferir a riqueza de espécies (Grelle 2002).

Neste trabalho procuramos identificar se existe relação entre a distribuição de riqueza de gêneros e riqueza de espécies numa família de Odonatas (Gomphidae) no Brasil. Com base nisto esperamos avaliar o potencial de uso de gêneros na identificação de áreas prioritárias para levantamento e conservação. No entanto, como o esforço de coleta é pequeno e altamente concentrado em algumas áreas, nós também apresentamos aqui uma forma de corrigir essas estimativas

Materiais e métodos

Construímos um banco de dados, a partir da literatura, com a distribuição das espécies e gêneros de Gomphidae no Brasil. Para definir a posição de cada uma das ocorrências das espécies, dividimos o território brasileiro em quadrados de um grau, e consideramos cada quadrado como uma única unidade amostral, ou seja, cada unidade pode conter um número variado de registros de ocorrência de Gomphidae – utilizamos para isso o programa Arcview. Estabelecemos a relação entre riqueza de espécies e riqueza de gêneros através de uma regressão linear simples. Para eliminar o efeito da diferença de amostragens nos diferentes locais, utilizamos o procedimento da rarefação (Simberloff 1972,Krebs 1999) para um número mínimo de sete registros. Estes dados também foram analisados através de regressão linear simples.

Resultados e Discussão

As células de maior biodiversidade, antes de se fazer a rarefação, foram a que continha a cidade de Belo Horizonte-MG (13 espécies e 8 gêneros) e a que continha Nova Teutônia-SC (13 espécies e 7 gêneros). Contudo, podemos atribuir esta aparente riqueza biológica a dois pesquisadores muito produtivos que trabalharam nestas áreas: Ângelo Machado e Fritz Plaumann, respectivamente. Ao eliminarmos através da rarefação o efeito da superamostragem, o local de maior biodiversidade torna-se Manaus, com 4,6 espécies e 4,3 gêneros.

A riqueza de gêneros está diretamente relacionada com a riqueza de espécies em Gomphidae. A regressão linear entre as duas mostra que a riqueza de gêneros explica 87% da riqueza de espécies (R^2=0,87).

Após a rarefação, este valor cai para 80% ((R^2= 0,80), um valor ainda bastante elevado, o que prova que a relação entre ambas é real, e não fruto apenas da diferença de esforço de amostragem entre locais. Resultado semelhante foi encontrado para pequenos mamíferos na Amazônia e América Central (Grelle, 2002). Isso mostra que, ao menos em alguns casos, áreas de alta biodiversidade de espécies podem ser inferidas com base apenas na análise dos gêneros ali presentes. Essa informação é de suma importância, pois pode economizar tempo e dinheiro na identificação de áreas prioritárias para a conservação, além de possibilitar novas soluções para agilizar o processo. Um exemplo seria o treinamento de "parabiólogos": pessoas treinadas em taxonomia capacitadas a identificar os organismos de interesse até gênero, que poderiam substituir o trabalho de biólogos e taxonomistas, já que estes nem sempre estão disponíveis, e custam bem mais caro para os projetos. Idéias semelhantes já foram testadas na América Central no estudo de Vegetação (Mike Hopkins, Com. Pess.). O ideal seria que as áreas para conservação fossem definidas com base em inventários de espécies, preferencialmente até com dados adicionais quanto ao fluxo gênico entre as populações, parentesco entre os indivíduos e outros detalhes da ecologia das comunidades. Porém, a realidade não permite, na maior parte das vezes, estudos tão detalhados. Assim, o uso de táxons maiores para inferir riqueza de espécies pode ser uma ferramenta útil e válida.

Agradecimentos

(Este trabalho faz parte do projeto "Hotspots biodiversidade de Odonata" Fundação "O Boticário de proteção à natureza"/ Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica.)

Bibliografia

Grelle, C. E. V. 2002. Is higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity? Biological Conservation 108:101-106.

Krebs C. J. 1999. Ecological Methodology., 1st edition. Addison Wesley Longman, Inc., Menlo Park, CA.

Mittermeier, R. A., N. Myers, J. B. Thomsen, G. A. B. da Fonseca, and S. Olivieri. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: Approaches to setting conservation priorities. Conservation Biology 12:516-520.

Simberloff, D. 1972. Properties of the rarefraction diversity measurement. The American Naturalist 414-418.

Biodiversidade de Moscas Frugívoras (Diptera: Tephritoidea) em Matas Nativas e Pomares dos Municípios de Palmas e Porto Nacional, TO

Darcy A. do Bomfim[a], Marcos A. L. Bragança[a] & Manoel A. Uchôa-Fernandes[b]
[a]Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Tocantins (UFT). E-mail: dobonfim@bol.com.br, malbr@uol.com.br [b]Lab. de Insetos Frugívoros, Depto. de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS). E-mail: uchoa@ceud.ufms.br

1. Introdução

As moscas das famílias Tephritidae e Lonchaeidae são os dípteros de maior importância mundial em pomicultura. O gênero *Anastrepha* (Tephritidae) é considerado o mais importante grupo de moscas-das-frutas da região Neotropical (McPheron et al., 2000), sendo que 94 espécies já foram assinaladas no Brasil (Uchôa-Fernandes et al., 2003). *Ceratitis* (Tephritidae) é outro gênero de grande importância mundial, representado no Brasil apenas por *Ceratitis capitata*, uma espécie exótica e cosmopolita que coloniza mais de 350 espécies de frutas. É originária da África Tropical e foi constatada no Brasil pela primeira vez em 1901 (Uchôa-Fernandes e Zucchi, 1999; Zucchi, 2000). Da família Lonchaeidae, *Dasiops* e *Neosilba* estão entre os gêneros frugívoros de maior importância econômica para a fruticultura brasileira e de vários outros países da América do Sul (Uchôa-Fernandes, 1999; Uchôa-Fernandes et al., 2003). Várias espécies dessas moscas, assim como os tefritídeos, também infestam frutos em matas nativas do Brasil e de outros países da Região Neotropical.

Estudos de diversidade que comparam matas nativas ou sistemas agrícolas de alta complexidade da vegetação com áreas cultivadas de baixa complexidade, como as monoculturas, geralmente mostram que a diversidade de insetos tende a ser maior nos sistemas complexos, e que há maior abundância de indivíduos de espécies dominantes em áreas cultivadas (Andow, 1991; Perfecto e Snelling, 1995). Estas áreas, ao contrário de sistemas complexos como as matas nativas, apresentam pouca variedade de recursos alimentares, mas em grande quantidade, o que favorece poucas espécies de insetos (Kareiva, 1983; Bragança et al., 1998).

Este trabalho foi realizado para se conhecer a fauna de moscas frugívoras do estado do Tocantins, determinar os grupos destes insetos dominantes nos pomares e matas ciliares nativas dos municípios de Porto Nacional e Palmas, TO, e comparar a diversidade dessas moscas entre pomares e matas ciliares nativas dos dois municípios.

2. Métodos

Foram realizadas coletas semanais de moscas frugívoras nos municípios de Porto Nacional e Palmas, TO, em dois sítios amostrais (mata ciliar e pomar) por município, de junho a agosto de 2002. Para a captura das moscas foram utilizadas doze armadilhas plásticas modelo McPhail, com o atrativo alimentar proteína hidrolisada de milho Tephritid® a 5%. Em cada sítio amostral foram instaladas três armadilhas a 1,8 m do solo, com distância entre elas de 150 m nas matas e de 50 m nos pomares. O material coletado foi levado ao laboratório e as moscas frugívoras identificadas em nível de gênero. Foi realizada a análise de freqüência (%) e o cálculo do limite de dominância (LD) para a determinação dos gêneros dominantes em cada sítio amostral dos dois municípios. O índice de diversidade de Shannon (H') foi utilizado para avaliar os padrões de riqueza (número de gêneros) de moscas frugívoras nos sítios amostrais dos dois municípios. Embora este índice tenha sido desenvolvido para calcular a diversidade de espécies, não há razão estatística para que ele não possa ser usado para outros *taxa*, como gênero. Para a comparação do índice de Shannon entre os dois sítios amostrais utilizou-se o teste t (Magurran, 1998), em nível de 5% de probabilidade.

3. Resultados e Discussão

Foram coletados 363 indivíduos da família Tephritidae, distribuídos em cinco gêneros: *Tomoplagia*, *Ceratitis*, *Aciurina*, *Blepharoneura* e *Anastrepha*. De Lonchaeidae, foram capturados 82 indivíduos, distribuídos nos gêneros *Lonchaea* e *Neosilba*. Os gêneros *Lonchaea* e *Tomoplagia*, com 18% e 72%, respectivamente, foram dominantes na mata de Palmas, enquanto que *Lonchaea* e *Anastrepha*, com 23% e 38%, respectivamente, foram dominantes na mata de Porto Nacional. *Tomoplagia* e *Anastrepha*, com 59% e 21%, respectivamente, foram os gêneros dominantes no pomar de Palmas e *Ceratitis* (*C. capitata*), com 65%, foi dominante no Pomar de Porto Nacional.

A grande dominância de *Ceratitis capitata* em pomar, provavelmente, deve-se ao fato de que esta espécie utiliza como hospedeiros plantas das famílias Myrtaceae, Oxalidaceae, Combretaceae, Anacardiaceae e Rutaceae, entre outras (Uchôa-Fernandes e Zucchi, 2000; Uchôa-Fernandes et al., 2002). Espécies frutíferas das famílias supra citadas estão presentes em maior número (25 espécies) no pomar de Porto Nacional, em comparação com o pomar de Palmas (14 espécies; D. Bomfim, obs. pessoal). A dominância de *Tomoplagia* em Palmas, tanto em mata quanto em pomar é destacável. Uma explicação precisa para este fato não é possível uma vez que os aspectos biológicos e ecológicos das espécies desse gênero são pouco conhecidos. Talvez a presença marcante deste gênero na mata de Palmas, ao contrário do que ocorre em Porto Nacional, seja porque na mata desta localidade havia plantas de Asteraceae (Compositae), como o "assa-peixe" do gênero *Vernonia* (D. Bomfim, obs. pessoal), cujas flores podem ser colonizadas por estas moscas (M. A. Uchôa-Fernandes, informação pessoal).

As diferenças dos índices de diversidade entre as matas de Palmas e de Porto Nacional não foram significativas, assim como aquelas constatadas entre os pomares. Também as comparações entre mata e pomar de Palmas e entre mata e Pomar de Porto Nacional não foram significativas. Entretanto, a diversidade dos pomares (H' = 1,45), considerando os dois municípios, foi significativamente maior ($t = 4{,}8$; $P < 0{,}001$; $g.l. = 240$) do que nas matas (H' = 1,02). Isto é o contrário do que normalmente é observado neste tipo de comparação, em que a diversidade de insetos em áreas nativas e de alta complexidade da vegetação é maior do que em áreas cultivadas de baixa complexidade (Kareiva, 1983; Andow, 1991; Perfecto e Snelling, 1995; Bragança et al., 1998). O resultado encontrado neste estudo pode ser devido ao grande número de espécies de plantas que frutificaram alternadamente nos pomares durante os meses de coleta, o que proporciona uma grande variedade de recursos para sustentar alta diversidade de moscas frugívoras. Outra possível explicação para a menor diversidade em áreas nativas pode ser o fato de que as coletas foram realizadas em época de pouca frutificação para as plantas das áreas de mata, pois os meses de dezembro a fevereiro são os de maior ocorrência de frutos em áreas nativas da região estudada.

4. Conclusões

Os pomares formados por diversas espécies de plantas, que frutificam em diferentes épocas do ano, mantêm uma alta diversidade de moscas frugívoras, podendo ser até maior do que a diversidade registrada em áreas de floresta nativa. A dominância de alguns gêneros nos pomares ou nas matas parece estar associada à presença de plantas hospedeiras específicas das moscas frugívoras nestes ambientes.

5. Referências Bibliográficas

Andow, D.A. (1991). Vegetational diversity and arthropod population response. Annual Review of Entomology, 36: 561-586.

Bragança, M.; DeSouza, O.; Zanuncio, J.C. (1998). Environmental heterogeneity as a strategy for pest management in *Eucalyptus* plantations. Forest Ecology and Management 102: 9-12.

Kareiva, P. (1983). Influence of vegetation texture on herbivore populations: resourse concentration and herbivore movement. In: Denno, R.F.; McClure, M.S. (eds). Variable plants and herbivores in natural and managed systems. Academic Press, New York. pp. 259-289.

Magurran, A.E. (1998). Ecological diversity and its measurement.

Princeton University Press, Princeton. 179 p.

McPheron, B.A.; Han, H.Y.; Siva, J.G.; Norrbom, A.L. (2000). Phylogeny of the genera *Anastrepha* and *Toxotrypana* (Trypetinae*: Toxotrypanini*) based upon 16S rRNA mitochondrial DNA sequences. In: Aluja, M.; Norrbom, A. L. Fruit flies (Tephritidae): phylogeny and evolution behavior. CRC Press. Florida. pp. 343-361.

Perfecto, I.; Snelling, R. (1995). Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. Ecological Applications, 5: pp. 1084-1097.

Uchôa-Fernandes, M.A. 1999. Biodiversidade de moscas frugívoras (Diptera, Tephritoidea), seus frutos hospedeiros e parasitóides (Hymenoptera) em áreas de cerrado do Estado de Mato Grosso do Sul. Universidade de São Paulo, *Campus* de Piracicaba. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 104p.

Uchôa-Fernandes, M.A.; Zucchi, R.A. (1999). Metodología de colecta de Tephritidae y Lonchaeidae frugívoros (Diptera: Tephritoidea) y sus parasitoides (Hymenoptera). Anais da Sociedade Entomológica do Brasil, 28: 601-610.

Uchôa-Fernandes, M.A.; Zucchi, R.A. (2000). Moscas-das-frutas nos estados brasileiros: Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, pp. 241-245. In: Malavasi, A. & Zucchi, R.A. (eds.), Moscas-das-frutas de importância econômica no Brasil: conhecimento básico e aplicado. FAPESP-Holos, Ribeirão Preto, 327p.

Uchôa-Fernandes, M.A.; Oliveira, I. de; Molina, R. M. da S.; Zucchi, R. A. (2002). Species diversity of frugivorous flies (Diptera: Tephritoidea) from hosts in the cerrado of the state of Mato Grosso do Sul, Brasil. Neotropical Entomology, 31: 515-524.

Uchôa-Fernandes, M.A.; Oliveira, I. de; Molina, R. M. da S.; Zucchi, R. A. (2003). Biodiversity of frugivorous flies (Diptera: Tephritoidea) captured in citrus groves, Mato Grosso do Sul, Brasil. Neotropical Entomology, 32: 239-246.

Zucchi, R.A. (2000). Mosca-do-mediterrâneo, *Ceratitis capitata* (Diptera: Tephritidae). pp. 15-22. In: Vilela, E.F.; Zucchi R.A.; Cantor F. (eds). Histórico e impacto das pragas introduzidas no Brasil. FAPESP-Holos. Ribeirão Preto. 173p.

Estrutura das comunidades de formigas epigaéicas em um fragmento de Mata Atlântica paulista e na Floresta Estadual "Edmundo Navarro de Andrade"

David M. Lapola[1,2] *& Harold G. Fowler*[1]
[1]*Depto. de Ecologia, Universidade Estadual Paulista 13506-900 Rio Claro SP Brasil*
[2]*E-mail: dmlapola@rc.unesp.br*

1.Introdução

A variação em ambientes naturais é relativamente tão grande que é praticamente impossível que dois lugares sejam iguais nas condições presentes e na história passada (Brown 1995), ainda mais no Estado de São Paulo, umas das áreas mais antropizadas da América Latina. O Estado de São Paulo, que teve uma cobertura vegetal original de 80% do seu território, hoje conta com aproximadamente apenas 13,4% de sua área com cobertura nativa. Sendo que deste total, 55,5% são matas e 29,5% capoeiras (Kronka *et al*. 1993). A Mata Atlântica, como toda floresta tropical, detém altas taxas de biodiversidade, porém, também é uma das florestas mais ameaçadas de extinção do mundo (Lino 1992). Como reflexo da destruição, a biodiversidade foi diminuída e a dinâmica de muitas populações e comunidades interrompidas. Aliado a isso, é notavel que muito pouco esforço de coleta e mesmo de estudos foram feitos para os seres vivos dos grupos hiperdiversos, como por exemplo os insetos, aracnídeos e nematodos, o que torna importante estudos desse tipo (Wilson 1987). Estudos com formigas na Mata Atlântica do interior do Estado são muito escassos. E estudos comparando a fauna dos vários mosaicos de vegetação da região onde Rio Claro se encontra são mais raros ainda. Por isso, a importância do presente estudo, uma vez que, a Mata São José e a Floresta Estadual são as maiores áreas florestadas da micro região de Rio Claro. Este estudo tem por objetivos principais:

I. Estimar a diversidade de formigas em um fragmento remanescente de Mata Atlântica (Mata São José) e em uma floresta secundária, ou capoeira (Floresta Estadual Navarro de Andrade).

II. Caracterizar e comparar a estrutura das comunidades de formigas entre as duas áreas.

Os nossos resultados oportunamente serviram para especular sobre a proposta recente do Instituto Florestal de promover um corredor ecológico interligando as duas áreas.

2. Métodos

A Mata São José (aqui referida como MSJ), localizada entre Rio Claro e Araras (47º29'O, 22º20'S), corresponde atualmente a três fragmentos de Floresta Atlântica semidecídua. O fragmento estudado tem cerca de 230 ha, consistindo principalmente de uma vegetação arbórea e densa, com o dossel variando de 15 a 30 metros de altura. Descrição mais detalhada da área em Pagano *et al.* (1995). A Floresta Estadual "Edmundo Navarro de Andrade" (antigo Horto Florestal), aqui referida como FEENA, situa-se em sua totalidade no município de Rio Claro (47º33'O, 22º44'S), com uma área de aproximadamente 2250 ha, onde estão plantadas aproximadamente 38 milhões de indivíduos de 144 espécies de *Eucalyptus* trazidos da Austrália. Os talhões mais antigos apresentam um sub-bosque bem desenvolvido. O clima na região de Rio Claro, segundo a classificação de Köeppen, é "Cwa", a precipitação anual média é de 1600mm e a altitude fica em torno de 630m (Pagano *et al.* 1995).

Fizemos duas coletas, uma na estação chuvosa e outra na seca. As formigas foram coletadas utilizando-se armadilhas do tipo *pitfall* (Majer 1978). Foram escolhidos 5 pontos em cada uma das duas áreas de estudo, onde foram instaladas 20 armadilhas *pitfall* em um quadrante de 15 x 20 m com as armadilhas distando 5 m umas das outras e deixadas por uma semana para acomodação (Greenslade 1973) totalizando 200 armadilhas nas duas áreas. Na FEENA, cada um desses cinco pontos foi instalado em um talhão diferente (escolhido aleatoriamente) da ponta nordeste da FEENA, que mais se aproxima fisicamente da MSJ (~3 km). As armadilhas operaram por 72 horas na primeira coleta e 120 horas na segunda, evitando efeitos sazonais. Após esse período, elas foram recolhidas e levadas para laboratório e identificadas utilizando seguindo a taxonomia de Bolton (1995). Com os dados obtidos, confeccionamos uma matriz de presença - ausência das espécies em cada ponto que foi introduzida no programa *EstimateS* (Colwell 2000) para obtermos uma curva de acumulação de espécies. Em seguida, estimamos a riqueza de espécies nas duas áreas de estudo através da equação de Michaelis-Menten (M-M) (Colwell & Coddington 1994). O cálculo para obtermos a diversidade b, se deu através do índice de similaridade de Jaccard (Magurran 1988). As formigas coletadas também foram classificadas segundo seus grupos funcionais, a exemplo do trabalho de Andersen (1995). Essa divisão qualitativa em grupos nos revela o nível de organização das comunidades das formigas (em cada área de estudo ou mesmo em cada ponto específico) podendo nos dizer um pouco do "estado" de cada área de estudo (especialmente no horto, onde cada talhão tem uma história e nível de interferência antrópica diferente).

3. Resultados e Discussão

Coletamos um total de 72 espécies de formigas, representando 28 gêneros e 6 subfamílias, sendo o gênero *Pheidole* o que apresentou mais espécies (19). As duas áreas apresentaram praticamente o mesmo número de espécies, 48 na MSJ e 46 na FEENA porém, na MSJ encontramos uma comunidade de formigas funcionalmente mais complexa e diversa. Aliado a isso também temos o índice de Jaccard mostrando que apenas 30% das espécies são compartilha-

das pelos dois hábitats. A partir do cálculo da equação de Michaelis-Menten obtivemos uma estimativa de 66 espécies para MSJ e 65 para a FEENA. Sendo assim, na MSJ teríamos coletado 72% da fauna de formigas epigaéicas existente e na FEENA 70%. Porém vale notar que a curva de espécies observadas não alcançou a curva do estimador, o que torna nossas estimativas pouco confiáveis, denotando necessidade de mais coletas. A MSJ, apesar de ser um fragmento relativamente pequeno, demonstrou ser uma área importante para a conservação de espécies de formigas florestais, como *Eciton quadriglume* (formiga legionária), *Acromyrmex subterraneus*, *Apterostigma* sp. (formigas indicadoras de homeostase do ecossistema; Fowler *et al.* 1989) e *Strumigenys denticulata* (espécie típica de ambientes florestais bem conservados; Brown 1962). Já na FEENA é notável a falta de várias dessas espécies florestais, mas a presença de espécies invasoras e/ou exóticas, como *Pachycondyla striata*, *Technomyrmex* sp. (formiga invasora, oriunda da África) e *Strumigenys louisianae* (espécie típica de ambientes alterados; Brown 1962).

A análise das duas comunidades através dos grupos funcionais revelou que quando consideramos somente a riqueza de espécies, as diferença entre as duas áreas é pequena (e talvez não exista estatisticamente). Porém, quando consideramos também a abundância com que as formigas caíram nos *pitfalls*, as diferenças em relação ao estress e distúrbios pelo qual o hábitat passa se tornam mais exacerbadas. A MSJ que foi reduzida à área atual de 230 ha em 1939 e que ultimamente tem sofrido intensas mudanças na composição da flora, com a ocupação de vários pontos por lianas (obs. pess.), conta com espécies mais adaptadas (evolutivamente?) aos micro-hábitats de uma floresta tropical, uma vez que as espécies crípticas e especialistas em clima tropical foram o grupo funcional dominante. Formigas como *Apterostigma*, *Trachymyrmex* e *Wasmannia rochai* dependem de condições específicas de umidade e temperatura na serrapilheira para manterem seus ninhos com cultivo de fungo (Fowler *et al.* 1989). Daí mais um apelo para a importancia da conservação desse único fragmento de Mata Atlântica Semidecídua da região. Os talhões escolhidos para coleta na porção nordeste da FEENA têm histórias diversas de corte e perturbação antrópica. Os pontos I e II (talhões 120 e 91, sem corte há 20 anos) ambos de reflorestamento de *Eucalyptus* foram os que apresentaram menor diversidade e riqueza, representando apenas 10% e 21% respectivamente, do coletado nessa área, havendo dominância de espécies predadoras especialistas nesses dois pontos. Já o ponto IV (talhão 93, sem corte há aproximadamente 60 anos), que em muito se parece com a MSJ, e pode ser um resquício de Mata Atlântica dentro da FEENA, foi o que maior diversidade e riqueza de espécies apresentou, com dominância de espécies crípticas e Myrmicinae em geral, a exemplo da dominância desse grupo no resultado geral dos cinco pontos da ponta nordeste da FEENA.

MacArthur (1972) postulou que a diversidade deve aumentar com a complexidade da vegetação. O presente estudo não pretende testar essa teoria mas a FEENA é composta em sua grande maioria por somente árvores de *Eucalyptus*, ou seja, aparentemente com baixa complexidade. Formigas especialistas em clima tropical são características de hábitats onde a abundância de Dolichoderinae dominantes é baixa. Essas últimas são dominantes em áreas mais abertas e mais quentes (Andersen 2000). É sensato supor que provavelmente os *Eucalyptus* favoreçam a abundância de Dolichoderinae dominantes (não apenas no solo, mas também no estrato arbóreo), que nesse estudo foram representadas por duas espécies dominantes de *Forelius* e que tiveram maior abundância na FEENA que na MSJ. Na MSJ (mais complexa vegetacionalmente que a FEENA), coletamos apenas um indivíduo de *Forelius* sp.1, e 12 espécies especialistas em clima tropical (principalmente Attini). Portanto, a diferença na composição florística estaria explicando a diferença na composição das comunidades da MSJ e da FEENA, a exemplo do que postulou MacArthur (1972), mas sem esquecer de considerar que processos estocásticos também podem estar atuando na estrutura dessas comunidades (Ribas & Schroeder 2002).

4. Conclusões

Nossos resultados demonstram que não há considerável intercâmbio de espécies entre as duas áreas. Provavelmente os alados (reprodutivos) de várias espécies não atravessam a área de canavial existente entre a MSJ e a FEENA, determinando suas diferentes mirmecofaunas. Diante dos dados do presente estudo, não seria recomendável a implantação de um corredor ecológico interligando a MSJ à FEENA, a exemplo do proposto pelo Instituto Florestal e estudado por Toledo (2001), uma vez que espécies invasoras e/ou exóticas presentes na FEENA poderiam deslocar competitivamente (ou por processos não-determinísticos) espécies florestais que desempenham papéis importantes na dinâmica ecológica da MSJ. Faz-se necessário então mais estudos como esse que focalizem outros táxons visando um melhor conhecimento das duas áreas antes de simplesmente uni-las, sendo mais sensato uma proposta de união entre os três fragmentos isolados da MSJ.

(Gostaríamos de agradecer a F. Andriolli, C. F. Sanches e S. L. Nazareth pelo auxílio nas coletas e a F. J. Zara pela ajuda na identificação das Ecitoninae e *Pachycondyla*. Também à FAPESP pelo financiamento (DML), proc. nº 02/10392-9.)

5. Referências Bibliográficas

Andersen, A. N. (2000). *Global ecology of rainforest ants – functional groups in relation to environmental stress and disturbance*. In: Agosti, D., Majer, J. D., Alonso, L. E. & Schultz, T. R. (eds.). Ants: Standad Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity. Smithsonian Institution Press, Washington, pp 25-34.

Andersen, A. N. (1995). *A classification of Australian ant communities, based on functional groups wich parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance*. Journal of Biogeography 20:15-29.

Bolton, B. (1995). *The new general catalogue of ants of the world*. Harvard University Press, Cambridge.

Brown, J. H. (1995). *Macroecology*. The University of Chicago Press, Chicago.

Brown, W. L., Jr. (1962). *The neotropical especies of the ant genus* Strumigenys *Fr. Smith: synopsis and keys to the species.* Psyche 69: 238-267.

Colwell, R. K. (2000). *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 6. User's guide and application published at: http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates.

Colwell, R. K.; Coddington, J. A. (1994). *Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation*. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 345:101-118.

Fowler, H. G.; Pagani, M. I.; Silva, O. A.; Forti, L. C.; Silva, V. P.; Vasconcelos, H. L. (1989). *A pest is a pest is a pest? The dilemma of Neotropical leaf-cutting ants: keystone taxa of natural ecosystems.* Environmental Management 13(6): 671-675.

Greenslade, P. (1973). *Sampling ants with pitfall traps:digging-in effects*. Ins Soc 20:343-353.

Kronka, F. J. N. *et al.* (1993). *Inventário Florestal do Estado de São Paulo*. Secretaria do Meio Ambiente, Coordenadoria de informações tecnológicas, São Paulo.

Lino, C. F. (1992). *Reserva da biosfera da Mata Atlântica Vol. I*. Editora da UNICAMP, Campinas.

MacArthur, R. A. (1972). *Geographical ecology.* New York, Harper & Row.

Magurran, A. E. (1988). *Ecological Diversity and Its Measurement*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Majer, J. D. (1978). *An improved pitfall trap for sampling ants and other epigaeic invertebrates.* J. Aust. Entomol. Soc. 17:261-262.

Pagano, S. N.; Leitão-Filho, H. F.; Cassavan, O. (1995). *Variação temporal da composição florística e estrutura fitossociológica de uma*

floresta mesófila semidecídua - Rio Claro - Estado de São Paulo. Revista Brasileira de Biologia 55(2): 241-258.

Ribas, C. R.; Schoereder, J. H. (2002). *Are all ants mosaics caused by competition?* Oecologia 131: 606-611.

Toledo, R. M. (2001). *Subsídios ao planejamento do corredor ecológico "Mata São José – Horto Florestal Edmundo Navarro de Andrade", Rio Claro – Araras (SP)*. Monografia (Graduação em Ecologia), Unesp, Rio Claro.

Wilson, E. O. (1987). *The little things that run the world (The impotance and conservartion of invertebrates)*. Conservation Biology 1:344-346.

Uso da área do "Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, MS", por grandes felinos (*Panthera onca* e *Puma concolor*).

Dênis A. Sana. *Associação Pró-carnívoros.*
procarnivoros.pp@uol.com.br

1. Introdução

As áreas úmidas têm sofrido grandes impactos ambientais, seja para utilização agro-pastoril ou pela construção de hidrelétricas alagando extensas áreas de várzea. A planície de inundação do alto rio Paraná, na divisa do Mato Grosso do Sul com os estados de São Paulo e Paraná está neste contexto, possuindo apenas 35% de sua extensão livre de barragens (Agostinho e Zalewsky, 1996). A região abriga grande diversidade biológica, incluindo os predadores de topo: onça-parda (*Puma concolor*) e onça-pintada (*Panthera onca*). Estas espécies desempenham importante função de regulação nos processos ecológicos que mantêm essa biodiversidade (Terborgh et al. 1999). Avaliando a ocupação pelos grandes felinos da área do P. E. das Várzeas do Rio Ivinhema, na região menos alterada da planície de inundação, visamos auxiliar nos planos de manejo para as espécies. O parque foi criado em 1998 com uma área de 73.300 ha adquirida pela CESP, como medida compensatória da hidrelétrica "Sérgio Motta", MS/SP.

2. Métodos

Os animais foram capturados pelo método de caçada utilizando-se cães, sendo contidos quimicamente por dardos com substância anestésico-tranqüilizante disparados por um rifle. Foram aparelhados com transmissores VHF e monitorados por via aérea com 15 a 30 dias de intervalo, utilizando-se aeronave monomotor, com duas antenas direcionais adaptadas a ela, conectadas a um receptor e scanner. As localizações foram obtidas em UTM com um receptor GPS (sistema de posição global) e as áreas de ocupação foram calculadas pelo método MCP (mínimo polígono convexo) (White e Garrott, 1990) com o programa Animal Movement (Hooge et al. 1997).

3. Resultados

No ano de 2002 foram capturados e aparelhados cinco animais: um casal de onça-pintada; dois machos e uma fêmea de onça-parda. A fêmea de pintada (Po15) foi monitorada durante um período de quinze meses e o macho (Po16) durante cinco meses, obtendo-se 20 e 08 localizações respectivamente. A fêmea de parda (Pc13) foi monitorada durante um período de dez meses e os machos durante nove (Pc14) e seis meses (Pc16), obtendo-se 15, 14 e 10 localizações respectivamente.As áreas de uso das onças-pintadas foram: 74 Km² para Po15 e 173 Km² para Po16, com sobreposição de 40,5 Km². Das pardas as áreas de uso foram: 107 Km² para Pc13; 258 Km² para Pc14 e 63 Km² para Pc16, com sobreposição de 85 Km² entre Pc 13 e 14. Os animais utilizaram tanto áreas do parque quanto do entorno.

4. Conclusão

O tamanho da área ocupada por Pc13 e 14 pode ser reflexo da degradação do entorno do parque, mais utilizado por elas do que pelos outros animais, aumentando os deslocamentos na busca de refúgios e caça, o que pode alterar também a densidade populacional fora de áreas preservadas. Com os resultados e as observações de campo estimamos que 25 pardas e 12 pintadas ocupem a área do parque. Portanto planos de conservação das espécies na região devem incluir não só as unidades de conservação, mas áreas de entorno e conexões entre elas para a manutenção de populações mínimas viáveis na região. (Financiamento: Companhia Energética de São Paulo - CESP).

5. Bibliografia

- White, G. C. e R. A. Garrott. 1990. *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. San Diego: Academic Press.

- Agostinho, A. e M. Zalewski. 1996. *A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação*. Maringá: EDUEM.

- Terborgh, J., J. Estes, P. Paquet, K. Ralls, D. Boyd-Heger, B. Miller e R. Noss. 1999. The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. Em M. E. Soulé e J. Terborgh (eds.), *Continental conservation. Scientific foundations of regional reserve networks.* Washington, D.C.: Island Press.

- Hooge, P. N., W. Eichenlaub e E. Solomon. 1999. *The animal movement program*. Ver.2.0. USGS. Alaska Biological Science Center, AK.

Unidades de Conservação – As Reservas Extrativistas Acreanas e seus aspectos naturais, culturais e sócio-econômicos como potencialidades para o desenvolvimento do ecoturismo.

Dermeson de Sousa Lima *emai-l:dermesonsl@bol.com.br*
Departamento de Geografia – Departamento de Economia
Universidade Federal do Acre Rio Branco – Acre

1. Introdução

Atividades que aproximam o ser humano da natureza e propicia a sua interação com o meio ambiente caracteriza-se por oferecer maior equilíbrio e melhor reposição das energias desgastadas na rotina diária da vida urbana. Estes aspectos vem gerando uma demanda cada vez maior por atividades de lazer ligadas ao meio ambiente, entre estas atividades ligadas ao lazer e que promovem o contato maior com natureza tem se destacado o ecoturismo, que é um segmento da atividade turística que utiliza-se do patrimônio natural e cultural de uma região como atrativos para o desenvolvimento da atividade, gerando benefícios a todos agentes envolvidos, que nos últimos anos tem se expandido principalmente em países tropicais como o Brasil, ricos em diversidade de ecossistemas naturais.

As atividades ligadas ao turismo e ao meio ambiente se diferenciam de outras práticas de lazer principalmente por serem realizadas em áreas extensas e de ambientes naturais protegidos ou não, que através do contato com a natureza que auxiliam ao combate do strees e outros males do cotidiano social. Entre estas áreas naturais merece destaque as unidades de conservação, que na Amazônia e no Estado do Acre podem ser expressas nas Reservas Extrativistas (RESEX), que possuem um imensurável ambiente natural protegido, ricos em espécies da fauna e flora da região amazônica e de culturas regionais das populações extrativistas, que por suas particularidades tornam-se atrativos turísticos em potencial para desenvolvimento do ecoturismo em áreas protegidas, atraindo visitantes que procuram diversidade cultural inusitada e o ambiente natural preservado em todos seus aspectos.

As Reservas Extrativistas são unidades de conservação de uso indireto, considerados de interesse social, econômico e ecológico, destinados a exploração auto-sustentável e a conservação dos recursos naturais renováveis, por populações tradicionais. Foram criadas as reservas extrativistas na Amazônia em 1990, sendo o Estado do Acre contemplado com a criação das Reservas Extrativista Alto Juruá e na seqüência Reserva Extrativista Chico Mendes, que leva o nome

de um dos seus maiores idealizadores o ecologista Chico Mendes. A última unidade de conservação criada no Estado foi a Reserva Extrativista Alto Tarauacá, estando as reservas extravistas acreanas localizadas respectivamente na Regional do Juruá, Alto Acre e a Regional Tarauacá Envira todas no Estado do Acre.

As reservas extrativistas acreanas estão entre as maiores e as mais antigas unidades de conservação de uso indireto da Amazônia servindo de modelo de desenvolvimento econômico sustentável. O propósito deste trabalho visa evidenciar os aspectos naturais, sócio-econômicos e culturais das reservas extrativistas acreanas como atrativos em potencial para do desenvolvimento do ecoturismo com bases sustentáveis, visando a melhoria na qualidade de vida estimulando uma nova alternativa de renda para as populações extrativistas.

2. Metodologia

Para a realização do presente trabalho foi necessário o reconhecimento, avaliação e levantamentos dos aspectos naturais, culturais e sócio-econômicos das reservas extrativistas com potencial de atrativos turísticos para o desenvolvimento do ecoturismo. Para sua concretização, foram utilizados uma série de técnicas de pesquisa, sendo as mesmas divididas em três etapas que destacamos a seguir:

A primeira etapa constitui-se na pesquisa documental que foi realizado por um extenso levantamento bibliográfico sobre a temática que envolve as reservas extrativista, o ecoturismo e o desenvolvimento econômico sustentável, oferecendo subsídios para elaboração do trabalho. As atividades desenvolvidas nesta etapa do trabalho consisti-se em leituras referentes a temática em estudo, fichamento do material bibliográfico levantado e análise de textos.

Na segunda etapa realizou-se a coleta de dados "In loco", com a finalidade de proceder a análise mais precisa da realidade da população local. O levantamento de informações e observações foi realizada através de visitas de campo, onde aplicou-se questionários, entrevistas e a observação participante junto as populações extrativistas para o melhor conhecimento da realidade de vida dos moradores das reservas e os possíveis impactos junto ao meio ambiente e aos agentes envolvidos que a atividade turística pode ocasionar. Em outro momento levantou-se informações junto aos órgãos governamentais e não-governamentais que trabalham em afinidade com turismo, meio ambiente e reservas extrativistas, além de bibliotecas de diversos setores públicos e privados, com o propósito de obter informações, afim de esclarecer e corrigir dúvidas, permitindo uma melhor compreensão da realidade em estudo. A terceira etapa constituiu-se na sistematização dos dados, na análise e interpretação dos materiais colhidos em campo e na elaboração do texto final.

3. Resultados

As Reservas Extrativistas possuem um forte apelo ligados aos seus atrativos naturais, culturais e sócio-econômicos para o desenvolvimento da atividade turística em áreas naturais podendo ser auxiliado a uma política de planejamento participativo e monitoramento das ações para que a atividade turística seja realmente sustentável em todos seus aspectos. Os resultados foram analisados e discutidos nos aspectos sócio-econômicos, culturais e naturais das reservas que podem servir como atrativos em potencial para o desenvolvimento de atividades ligadas ao ecoturismo, que abordamos a seguir:

Aspectos ligados aos recursos sócio-econômicos: A reservas extrativistas preservam as suas práticas sócio-econômicas com características e experiências capazes de se tornar em produtos para o desenvolvimento do ecoturismo. Em suas diversas colocações os visitantes podem acompanhar todo o processo de extração e defumação do látex, pois existem seringueiras próximas dos seringais com toda estrutura para defumação, em algumas regiões destacam-se a confecção do couro vegetal que consiste em manta de tecido de borracha confeccionada na região e de grande sucesso no mercado de confecção e calçados. Podendo também acompanhar o processo de fabricação da farinha de mandioca que é de excelente e qualidade, presente nas culturas de todas as reservas, fazer passeios pelos varadouros da região convivendo como as populações extrativistas participando da coleta da castanha-do-brasil que é encontrada com facilidade e faz parte da base econômica regional, além poder degustar das amêndoas da castanha em seu próprio ambiente natural. O artesanato ainda é pouco trabalhado pelas populações extrativistas apesar da região ser rica em matérias primas, como a borracha, a grande diversidade de sementes da floresta, palhas e outras espécies vegetais que estão começando a serem aproveitados e podem ser melhor difundido e comercializados com a visitação de turistas que sempre interessados para levar lembranças dos lugares visitados.

Aspectos ligados a cultura regional: As populações extrativistas tem em sua gastronomia baseada nos diferentes matérias-primas oriundas da floresta amazônica, que é rica em espécies da fauna e da flora regional, a alimentação típica caracteriza-se por derivados de milho e mandioca que produz produtos como: pamonha, cuscuz, canjica, mungunzá, pé-de-moleque, tapioca, tacacá e outros pratos a base de tucupi. Entre as frutas regionais destacam-se o cupuaçu, a graviola, o açaí, o cajá e inúmeras outras frutas de sabores exóticos que são excelentes para se fazer sucos naturais, doces e outras iguarias. Também se sobressai os pratos regionais como: a galinha caipira, galinha a cabidela, o pato no tucupi, jabuti no leite da castanha e outras carnes de caça, de pesca e de quelônios. Sendo necessário adequação de normas de higiene e de infra-estruturas para melhor recepção de visitantes, especialização da mão-de-obra local para prestação destes serviços para dar qualidade aos produtos oferecidos. Um outro aspecto a ser aproveitado pelo ecoturismo é a convivência e participação das populações extrativistas no desempenho das atividades que propicia aos visitantes o conhecimento de seus ensinamentos sobre a floresta, as lendas amazônicas e as histórias e crenças religiosas dos seringueiros acreanos.

Aspectos ligados ao meio ambiente: Entre os atrativos o que mais surpreende qualquer visitante e a exuberância da natureza nas florestas nas unidades de conservação do Estado Acre, que possui uma diversidade de espécies vegetais e de fauna expressos na quantidade de aves, mamíferos e peixes de rios e igarapés. Estes cursos d'água são a principal via de transporte e acesso na região da Amazônia Ocidental e estão presentes em toda a extensão territorial destas unidades de conservação. Podendo as atividades ligadas ao ecoturismo oferecer programas que incluem caminhadas pelos inúmeros varadouros da região aproveitando para observação da fauna e flora, acampamento nas sedes dos seringais, passeios de barcos orientados guias, que o durante o percurso até os destinos finais pode repassar conhecimentos da história de lutas dos seringueiros, da consolidação e a proposta das RESEX, difundindo noções de educação ambiental durante a realização destas atividades. Dentro deste contexto, destaca-se os Seringais Extrativistas Pimenteira e Cachoeira que possui uma pequena infra-estrutura de hospedagem em suas sedes que são administrados pelas próprias comunidades e que propiciam aos visitantes a oportunidade de vivenciar a rotina dos seringueiros que possuem ricas histórias e contos da fantasia amazônica, além da comunidade representar um modelo de organização social do extrativismo nos moldes atuais baseados nos princípios do desenvolvimento sustentável

4. Conclusão

O desenvolvimento do ecoturismo nas reservas extrativistas pode incentivar a população extrativista à agregar valor a sua cultura e ao espaço em que habitam através de atividades que valorizem a preservação do seu patrimônio natural, cultural e aspectos da economia extrativista, podendo ser auxiliados pela crescente demanda de ecoturistas curiosos para conhecer estes aspectos, propiciando aos mesmos o contato com os conhecimentos regionais desconhecidos de seu cotidiano. A partir do momento que o recurso natural passou a ser valorizado, passou a ter um valor financeiro

e econômico para aquela pessoa, que deixa de ser agressor e passa ser protetor. O turismo se torna aquele ingrediente que transforma o processo e faz com que os recursos mereçam ser preservados e protegidos, porque representam o futuro e a condição de vida para novas gerações (BARROS, 2000).

O desenvolvimento do ecoturismo nas reservas extrativistas acreanas surge como uma proposta ou uma solução para definir-se como uma alternativa de conservação e desenvolvimento através da utilização dos recursos naturais e culturais de forma racional, buscando novas tecnologias de apoio ao extrativismo tradicional através do estudos científicos dos ecossistemas em áreas naturais e das populações tradicionais que ali habitam. Fazendo do ecoturismo um parceiro imediador destas propostas através inserção da população local na prestação de serviços de guias, hospedagens e alimentação aos visitantes, além de ser agente imediador para arrecadação de incentivos e financiamentos que podem ser repassados ao meio ambiente e para as populações envolvidas através de benefícios. Aproveitando o ecoturismo para realizar trabalhos de conscientização, de educação e preservação ambiental destes recursos naturais, da tradição cultural da população extrativista acreana, repassado tanto para a população local como também para os futuros visitantes.

Desta forma, o ecoturismo em áreas naturais poder ser um agente eficaz na preservação e divulgação das riquezas naturais e culturais da região, precisando existir um planejamento participativo que valorize a população local nas tomadas de decisão e prestação serviços. Diversos fatores devem ser respeitados como a adequação de infra-estruturas adaptadas a realidade regional, programas de educação ambiental, criatividade nas atividades de entretenimento e responsabilidade na arrecadação de recursos financeiros, abrindo desta forma, novas oportunidades de negócios ecologicamente sustentáveis. Sendo importante saber explorar corretamente o lado econômico do ecoturismo, precisando haver respeito ao meio ambiente e com as populações envolvidas, alterando de forma benéfica o panorama econômico e social das populações tradicionais, trazendo melhorias na qualidade de vida e servindo de alternativa de renda as comunidades das reservas extrativistas da Amazônia.

5. Bibliografia

ALLEGRETTI, Mary Helena. Reservas Extrativistas. Uma Proposta de Desenvolvimento da Floresta Amazônica. Curitiba-PR: IEA, 1987.

BARROS, Silvio Magalhães. Turismo, Sociedade, Meio Ambiente e Ecoturismo. *In:* LAGE, Beatriz H. Gelas; MILONE, Paulo Cezar. Turismo: Teoria e Prática. 1. ed. São Paulo-SP: Atlas, 2000. p. 85-93

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos Renováveis- IBAMA. Centro Nacional de Desenvolvimento Sustentado das Populações Tradicionais- CNPT. Programa de Desenvolvimento de Ecoturismo em Reservas Extrativistas. (Planejamento Geral). [S. l.: s.n.], Jun./1999.

BRASIL. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos Renováveis- IBAMA. Centro Nacional de Desenvolvimento Sustentado das Populações Tradicionais- CNPT. Projeto Reservas Extrativistas. Brasília-DF: 1999. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretária de Coordenação da Amazônia. (et al.) Negócios para Amazônia Sustentável. Rio de Janeiro-RJ: Jardim Botânico, 2002-2003.

KITAMURA, Paulo Choji. A Amazônia e o desenvolvimento sustentável. Brasília-DF: Emprapa -SPI, 1994.

RUSCHMANN, Doris V. de Meene. Turismo e planejamento sustentável: A proteção do meio ambiente. 4. ed. Campinas-SP: Papirus, 1997.

Efeito da extensão de corredores de dispersão sobre a probalidade de ocorrência de peixes invasores em lagos do Médio Rio Doce.

Dilliani Felipe de Barros[1] & Anderson Oliveira Latini[2]
[1]Graduação em Ciências Biológicas, Lab. Ecologia Quantitativa, DBG, UFV, dilliani@ig.com.br.
[2] Pós-graduação em Ecologia, UNICAMP, Lab. Ecologia Quantitativa, DBG, UFV.

1. Introdução

A ictiofauna nativa do complexo de lagos do médio Rio Doce sofre grande perda em sua diversidade devido a introdução sucessiva de espécies de peixes não nativos na região (GODINHO, 1994; LATINI, 2001), destacando-se o tucunaré *Cichla* cf *ocellaris* (Bloch e Schneider 1801) e a piranha vermelha *Pygocentrus nattereri* (Kner 1858) com introduções no início da década de 70 e outras espécies como a tilápia *Oreochromis niloticus niloticus* (Linnaeus, 1758) e o bagre africano *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) com introduções mais recentes, no fim da década de 90.

A região do médio Rio Doce possui um conjunto de cerca 130 lagos, divididos entre as margens do rio principal. Cerca de metade destes lagos situam-se na margem esquerda do rio que é drenada por três microbacias compostas pelos afluentes dos córregos Belém, Turvo e Mombaça. O regime dos lagos é aparentemente pluviométrico, ou seja, eles recebem água apenas da chuva. Durante os meses de alta pluviosidade (outubro a março) o excesso de água escoa dos lagos, formando canais de comunicação com os riachos os quais denominamos aqui como corredores de dispersão. Essa comunicação entre ambientes lótico e lêntico, parece estar possibilitando a dispersão de peixes invasores na região.

Este estudo tem por objetivo verificar se há uma relação entre a extensão destes corredores e a presença de peixes não nativos nos lagos. A existência dessa relação confirmaria a dispersão dos peixes através destes cursos d'água temporários e possibilitaria prever a susceptibilidade de lagos ainda não invadidos de acordo com a distância que esses lagos se encontram do riacho mais próximo.

2. Métodos

A área de estudo localiza-se na porção sudeste do Estado de Minas Gerais, abrangendo os municípios de Marliéria, Timóteo e Dionísio. Os lagos estudados localizam-se em uma região de aproximadamente 56.000 ha, à margem esquerda do Rio Doce e estão distribuídos entre a área do Parque Estadual do Rio Doce (PERD), uma unidade de conservação do Instituto Estadual de Florestas – MG (IEF), e da Companhia Agrícola Florestal - Santa Bárbara (CAF), uma empresa de cultivo comercial de eucalipto.

Foi realizado um processo de levantamento rápido de espécies que possibilitou qualificar os 56 lagos da margem esquerda do Rio Doce em relação à presença e ausência de peixes invasores. Posteriormente, os corredores de dispersão entre lagos e riachos, foram identificados e mensurados com o auxílio de imagens de satélite Landsat 7 ETM+, através de interpretação visual em laboratório e de localização em campo da vazante (região do lago por onde escoa o excesso de água na estação chuvosa) de cada lago feita com o auxílio de GPS.

A dependência entre a ocorrência de espécies não nativas (variável dependente) e a extensão dos corredores de dispersão (variável independente) para cada lago foi testada com o uso de regressão logística de acordo com Hosmer & Lemeshow (HOSMER & LEMESHOW, 1989). Novas regressões foram feitas para quatro espécies não nativas separadamente, sendo elas a piranha vermelha, o tucunaré, o bagre africano e o tamboatá *Hoplosternum litoralle* (Hancock, 1828). O nível de significância utilizado foi 5% para todas as análises.

3. Resultados

Dos 56 lagos qualificados, 32 se encontram na área do PERD e 24 na área da CAF. Entre os lagos do PERD, apenas três não apresentam espécies não nativas de peixes e entre os lagos da CAF,

dez não apresentam estas espécies. No total, considerando-se toda a região, 70% dos lagos estudados apresentam pelo menos uma espécie de peixe invasor.

A incidência de peixes invasores nos lagos é dependente da distância de cada lago ao riacho mais próximo, ou seja, há uma relação entre a presença de peixes invasores no lago e a extensão do corredor de dispersão (c^2=10,315; gl=1; p<0,001). As análises feitas separadamente para piranha vermelha (c^2=20,054; gl=1; p<0,001) e tucunaré (c^2=14,552; gl=1; p<0,001) também evidenciaram dependência da ocorrência destes peixes nos lagos em relação à extensão dos corredores de dispersão. Ao contrário, esta relação não foi verificada para o bagre africano (c^2=0,416; gl=1; p=0,518) e para o tamboatá (c^2=0,032; gl=1; p=0,857).

4. Conclusões e Discussão

Os canais que escoam o excesso de água dos lagos durante as cheias são responsáveis pela dispersão de peixes não nativos na região. Assim, é possível dizer que o impacto causado pela inserção desses peixes não é restrito somente a lagos em que foram introduzidos e sim, um fenômeno que está comprometendo a manutenção de toda a ictiofauna do complexo lacustre do Médio Rio Doce.

Em lagos mais próximos de córregos, riachos e ribeirões há uma maior probabilidade de ocorrência de peixes não nativos, em especial da piranha vermelha e do tucunaré. Esta dependência se deve provavelmente a características bionômicas destas espécies, como a pequena tolerância a aspectos abióticos dos corredores de dispersão, e.g. concentração baixa de oxigênio (FROESE and PAULY, 2003), o que provavelmente as impossibilita de transporem grandes distâncias através destes cursos d'água temporários.

Para o tamboatá e o bagre africano, a extensão dos corredores de dispersão não exerce o mesmo efeito. Como estes dois siluriformes apresentam alto índice de ocorrência nos lagos da região, provavelmente suas características bionômicas, que os permitem sobreviver por tempo razoável em condições de hipoxia e contribui para que eles se locomovam através de poças e lâminas d'água rasas (FROESE and PAULY, 2003), facilitam seu deslocamento entre os lagos, o que pode explicar a sua presença em lagos distantes dos riachos.

Outro fator que colabora com esta explicação é a dispersão destes peixes nos lagos da região através do povoamento proposital pelo homem que ocorre justificado pelo aumento da produção de alimentos e pela criação de entretenimento para a pesca amadora, apesar de já conhecidas suas conseqüências ruins sobre o meio ambiente e até mesmo sobre a economia em outros sistemas (ZARET & PAINE, 1973; BAREL *et al.*, 1985).

A identificação de corredores de invasão, regionais ou intercontinentais, utilizados pelos organismos não nativos é uma das medidas atualmente mais promissoras no sentido de obtenção de resultados rápidos no controle e manejo das invasões biológicas (MACK *et al.*, 2000; ZALBA *et al.*, 2000; KOLAR and LODGE, 2001). Esta medida é uma conseqüência da identificação de regiões fonte de organismos invasores e regiões de alta susceptibilidade a essas invasões, como foi verificado neste trabalho, em escala regional.

Este trabalho consiste de resultados parciais de um estudo mais abrangente da forma de dispersão desses peixes nos lagos do Médio Rio Doce. Uma nova análise da permeabilidade dos corredores de dispersão levando em consideração outras variáveis como; a cobertura vegetal, o clima, o relevo, o estado hidrológico dos cursos d'água e a capacidade de cada espécie não nativa de se dispersar nesses ambientes, auxiliará na proposição de um plano de manejo específico para a região objetivando preservar a ictiofauna nativa.

5. Referências Bibliográficas

BAREL, C. D. N., DORIT, R., GREENWOOD, P. H., FRYER, G., HUGHES, N., JACKSON, P. B. N., KAWANABE, H., LOWE-MCCONNELL, R. H., NAGOSHI, M., RIBBINK, A. J., TREWAVAS, E., WITTE, F. & YAMAOKA, K. 1985. Destruction of fisheries in Africa's lakes. Nature, 315:19-20.

FROESE, R. and D. PAULY. 2003. Fishbase. Wored wide web electronic publication.

www.fishbase.org, version 16 june 2003

GODINHO, A. L., FONSECA, M. T. & ARAÚJO, M. L. 1994. The ecology of predator fish introductions: the case of Rio Doce valley lakes. pp. 77-83 In R. M., Pinto-Coelho, A., Giani & E., von Sperling, Eds. Ecology and human impact on lakes and reservoirs in Minas Gerais with special reference to future development and management strategies. SEGRAC, Belo Horizonte/ MG.

HOSMER D. W., and S. LEMESHOW. 1989. Applied logistic regression., 1st edition. Wiley, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.

KOLAR, C.S. AND LODGE D.M. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. Trends in Ecology & Evolution, 16(4):199-204.

LATINI, A. O. 2001. Estado atual e perspectivas para a ictiofauna da região do Parque Estadual do Rio Doce, MG. In: Plano de Manejo do Parque Estadual do Rio Doce (IBAMA / Biodivesitas / IEF). 57pp.

MACK, R.N.; SIMBERLOFF, D.; LONSDALE,W.M.; EVANS, H.; CLOUT, M. AND BAZZAZ, F.A. 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. Ecological Applications 10(3), 689-710.

ZALBA, S.M., SONAGLIONI, M.I., COMPAGNONI, C.A. AND BELENGUER, C.J. 2000. Using a habitat model to assess the risk of invasion by an exotic plant. Biological Conservation. 93, 203-208.

ZARET, T. M. & PAINE, R. T. 1973. Species introductions in a tropical lake. Science, 182:449-455.

(Este estudo tem o apoio do Fundo Nacional do Meio Ambiente – FNMA – Governo Federal, do Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica - IPEMA -, do Instituto Estadual de Florestas de MG, do CNPq, da Companhia Agrícola Florestal -CAF Santa Bárbara- e foi desenvolvido pelo Grupo de Ecologia de Peixes Tropicais da Universidade Federal de Viçosa- UFV).

Meio físico-biótico e uso da terra do Parque Estadual de Porto Ferreira (SP) e seu entorno.

Dimas Antônio da Silva, Márcio Rossi, Isabel F.A. Mattos, Rui M. Pfeifer, Marco A. Nalon, Francisco S. Arcova; Gisele C. Rodrigues & Lucilla A. Manetti.
(Instituto Florestal/SMA) - geoc@iflorestsp.br

1. Introdução: o Parque Estadual de Porto Ferreira possui 611,55ha e localiza-se no centro-leste do Estado de São Paulo, entre as coordenadas geográficas 21º 45' e 21º 55' de latitude sul e 47º 20' e 47º 30' de longitude oeste Grw. Criado em 1962, é um patrimônio natural e científico que protege áreas com vegetação nativa que outrora cobria boa parte do Estado. Segundo SÃO PAULO (2002), em seu interior são encontrados exemplares expressivos de jequitibá - rosa (*Cariniana legalis*). O objetivo deste trabalho foi o de subsidiar a execução do Plano de Manejo para o Parque Estadual de Porto Ferreira (TABANEZ et al., 2003).

2. Método: realizou-se o levantamento e o mapeamento do meio físico-biótico e uso da terra, com base em revisão bibliográfica, fotointerpretação de fotografias aéreas e imagem de satélite e principalmente, em trabalhos de campo, devido à própria escala e nível de detalhe exigido pelo Plano de manejo. A base cartográfica, os mapas temáticos e os produtos de sensoriamento remoto utilizados foram estruturados em um sistema de informações geográficas que permitiram a total integração dos dados e otimização das análises.

3. Resultados: esta Unidade de Conservação situa-se na província geomorfológica denominada Depressão Periférica, zona do

Mogi-Guaçu. As altitudes variam de 560 a 600m, com predominância de declividades inferiores a 5%. Apresentam dois compartimentos morfológicos distintos, as colinas amplas e a planície aluvial do rio Mogi-Guaçu.

As colinas amplas são sustentadas principalmente por arenitos das Formações Corumbataí e Piraçununga sobre os quais se desenvolvem latossolos e argissolos. Nos topos do relevo colinoso ocorre vegetação de cerrado em vários estádios de regeneração e cerradão sobre latossolos de textura média, enquanto que nas vertentes destaca-se a Floresta Estacional Semidescidual desenvolvida, principalmente, sobre latossolos e argissolos ambos argilosos. Segundo a classificação climática de Koppen, o clima da região é Cwa: temperado macrotérmico de inverno seco não rigoroso, explicando a existência desta formação florestal em um clima classificado como úmido.

No interior do parque, não se observam processos erosivos significativos, pois a vegetação natural que recobre a área desempenha o papel de proteção do solo. Entretanto em seu entorno é observado o desenvolvimento de sulcos e ravinas, devido à ocupação do solo, por agricultura e pastagem sem a utilização de práticas conservacionistas.

A planície aluvial do rio Mogi-Guaçu, caracterizada por terrenos quase planos, com declividades inferiores a 3%, é formada por sedimentos fluviais do Quaternário, onde ocorre o Neossolo Flúvico, sobre o qual desenvolve-se a Floresta Ciliar. A várzea está sujeita a inundações, a assoreamentos e a solapamentos de suas margens. A presença do lençol freático elevado contribui para a baixa capacidade de suporte dos solos areno-argilosos. Essas características impedem a utilização dessas áreas para construções de edificações, abertura de caminhos e trilhas, bem como de desenvolvimento de atividades recreativas e educacionais intensivas.

A rede de drenagem da área de estudo é, portanto, formada pelo rio Mogi-Guaçu e pelos afluentes da margem direita: Ribeirão dos Patos, Córrego da Água Parada e Córrego da Cachoeirinha. O levantamento preliminar de informações referentes a qualidade das águas superficiais do Parque Estadual de Porto Ferreira, apontou para problemas de degradação ambiental dos corpos d´água situados na zona de amortecimento.

O mapeamento do uso da terra do entorno (10Km.) evidenciou o caráter de "ilha" desse Parque, que abriga um ecossistema em extinção, com uma rica diversidade biológica, onde exemplares da flora, como o Jequitibá - rosa (*Cariniana legalis)*, encontram-se bem preservados. Evidenciou também, a predominância do uso com agricultura, onde sobressaem plantios de soja, de cana e de citrus (82%), além de pastagem (4%) e da mancha urbana do município de Porto Ferreira (1%). Quanto aos remanescentes florestais observaram-se capoeiras em vários estádios de desenvolvimento, estas ocorrem em pequenas glebas, dispersas por toda a área de estudo e totalizando 5,5 %.

4. Conclusão: o conhecimento da estruturação e do funcionamento da paisagem local contribuíram para a elaboração do zoneamento do Parque e para a definição da zona de amortecimento. Possibilitou também a definição de normas gerais e recomendações de uso, que aliados aos estudos históricos e sócio-econômicos, bem como, com o envolvimento e contribuição da comunidade local, permitiram a elaboração do Plano de Manejo do Parque, o qual visa à conservação desse importante remanescente da vegetação natural além de integrar a comunidade ao parque, funcionando como disseminador da educação ambiental.

Agradecimento ao Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA) pelo apoio financeiro.

5. Bibliografia:

SÃO PAULO. (Estado) Secretaria do Meio Ambiente, Coordenadoria de Informações Técnicas, Instituto Florestal. Parque Estadual de Porto Ferreira. *Série Áreas Naturais*, nº18. 2002.

TABANEZ, M.F. et al. Plano de Manejo do Parque Estadual de Porto Ferreira. São Paulo: Instituto Florestal-Secretaria do Meio Ambiente/FNMA-MMA. Relatório Final. 2003

Diversidade e similaridade das comunidades de Noctuoidea (Insecta, Lepidoptera) em Caçapava do Sul e São Francisco de Paula, RS.

Edegar Fronza [a], Alexandre Specht [a] & José Augusto Teston [b]
[a] Curso de Ciências – Hab. Biologia, DCEN - CARVI – Universidade de Caxias do Sul (efronza@ucs.br)
[b] Curso de Ciências Biológicas, UNICRUZ

1. Introdução

Os invertebrados constituem o grupo animal mais diverso e menos conhecido do planeta, tanto em relação aos seus membros quanto suas relações com o ambiente (Reaka-Kudla et al. 1997). Apesar de poucas informações, estudos mostram que são bons indicadores ambientais, demandando custos muito baixos onde destacam-se alguns grupos de insetos. Os lepidópteros constituem uma das ordens mais diversas com muitos representantes relativamente grandes (macrolepidópteros), vistosos e de fácil captura, especialmente os que são atraídos por luzes como mariposas.

Quanto a utilização de armadilhas com luz para a captura não há outro tipo de armadilha que apresente sucesso tão consistente, tanto na quantidade quanto na variedade de mariposas coletadas (Muirhead-Thomson 1991). Apesar disto, existem problemas relacionados à sua adequação como um método para obtenção de amostragens, especialmente no que se refere à seletividade e efeitos ambientais sobre as coletas (Marinoni e Dutra 1996).

O emprego de armadilhas luminosas para captura de mariposas vem sendo utilizada em vários estudos ecológicos como no desenvolvimento de modelos de distribuição de abundância específica (*e.g.* Preston 1948), avaliação de diversidade (Barlow & Woiwod 1989) e efeito de mudanças provocadas pela ocupação humana (Kitching et al. 2000). No Brasil os lepidópteros noturnos têm sido utilizados em estudos para indicar valores de riqueza e discriminar diferenças ambientais (Ferreira et al. 1995, Lübeck et al. 1995, Marinoni e Dutra 1996, Marinoni et al. 1997, Camargo 1999).

Entre os lepidópteros noturnos salienta-se a superfamília Noctuoidea como grupo monofilético caracterizado, especialmente pela presença do tímpano entre o metatórax e o abdome (Scoble, 1992) È o grupo mais diverso de mariposas representado, na Região Neotropical, por 16.820 espécies distribuídas nas famílias Notodontidae (1.666), Dioptidae (504), Lymantriidae (180) Arctiidae (5.931) e Noctuidae (8.539) (Heppner 1991). Abriga a maior parte das espécies de importância econômica que se alimentam de plantas cultivadas constituindo-se pragas-chave ou secundárias das grandes lavouras; as demais se relacionam com diversos ambientes e seus recursos, especialmente durante o período larval, alimentando-se de folhas, caules, brotos, raízes, flores, frutos, sementes, detritos ou outros insetos (Scoble, 1992).

A grande diversidade existente entre os lepidópteros, especialmente os noturnos, dificulta trabalhos ecológicos que envolvam a totalidade das espécies, dando-se preferência a grupos mais conhecidos ou com maior número de material identificado ou a disponibilidade de especialistas. Alternativamente, quando não é possível identificar o material a nível específico, utiliza-se a identificação ao nível genérico ou então, opta-se pelo emprego de "morfoespécies". Vários estudos sobre inventariamento e diversidade de artrópodes utilizam morfoespécies como indicativos da riqueza total de espécies e caracterização ecológica (Oliver & Beattie 1996). Assim o presente estudo utiliza material coletado em duas saídas de campo identificados segundo morfoespécies para comparar a diversidade e similaridade de áreas pertencentes a dois locais de regiões fisográficas distintas.

2. Material

O material entomológico utilizado no presente estudo foi obtido de uma coleta com três armadilhas luminosas em Caçapava do

Sul, na noite de 29 a 30 de março e, em São Francisco de Paula (Fazenda Violeta) na noite de 26 a 27 de abril de 2003. Os pontos de coleta foram estabelecidos em áreas com vegetação nativa e representativa da região, afastados da influência de iluminação artificial. Para maximizar as coletas procurou-se instalar as armadilhas em lugares abertos ou na borda de matas.

Os locais de Caçapava do Sul apresentam vegetação bastante conservada com pouca alteração, apenas pastoreio leve. Compreende uma transição entre a Savana Arbórea Aberta com floresta-de-galeria e a Savana Parque com floresta-de-galeria. É uma área típica da Zona Fisiográfica da Serra do Sudeste. Em São Francisco de Paula os locais ficam situados entre zonas de transição entre Savana Gramíneo-Lenhosa e floresta-de-galeria nas regiões mais altas e planas, Floresta Ombrófila Mista Montana nas mais acidentadas. Em um deles existe alguma influência de Floresta Estacional Semidecidual Montana. O local é uma zona de transição a Zona Fisiográfica da Encosta Superior do Nordeste e Campos de Cima da Serra.

Utilizaram-se armadilhas luminosas INTRAL AL 012, correspondendo ao modelo Pensilvânia, providas de lâmpadas fluorescentes ultravioleta F15 T12 LN. Em cada aparelho, foi fixado um tronco de cone plástico, com maior diâmetro de 32cm e menor 16cm, ao qual acoplou-se um balde plástico de 3,5 litros de capacidade. Cada aparelho foi instalado a três metros do nível do solo ficando ligado do ocaso até o início da manhã seguinte. Em cada coleta utilizou-se dois litros de álcool etílico 96ºGL.

Primeiramente os insetos foram separados à nível de ordem, depois superfamília. Os representantes de Noctuoidea foram selecionados e seus dados anotados em planilha própria segundo localidade, data e armadilha. Exemplares representativos de cada morfoespécie foram preparados a seco em alfinetes entomológicos, os demais foram conservados em álcool 96GL, todos incorporados à coleção do Laboratório de Biologia CARVI-UCS.

As comunidades foram caracterizadas através da riqueza de espécies (S) e número de indivíduos (N); do Índice de Diversidade de Shannon (*H'*) cujos valores foram comparados pelo teste "*t*" de Student. Foram efetuadas comparações de similaridade (diversidade b) utilizando as medidas de Jaccard [dados qualitativos - C_J]; Sorensen [dados qualitativos – C_S]; Sorensen [dados quantitativos – C_N] e Morisita-Horn [dados quantitativos - C_{MH}] (Magurran 1988).

3. Resultados e Discussão

Foram coletados 2.188 representantes de Noctuoidea pertencentes a 288 morfoespécies. Em Caçapava do Sul foram capturados 969 representantes (44,3%) distribuídos em 146 morfoespécies; em São Francisco de Paula foram estabelecidas 200 morfoespécies, com 1.219 representantes (55,7%).

A maioria das morfoespécies esteve representada por apenas um (singletons) ou dois indivíduos (doubletons). Em Caçapava do Sul e São Francisco de Paula observou-se, respectivamente, 59 e 72 singletons e, 28 e 37 doubletons. Este grande número de morfoespécies representadas por poucos indivíduos demonstra que o número de coletas em ambas as áreas foram insuficientes (Magurran, 1988) o que compromete apreciações ecológicas muito aprofundadas. Por outro lado, reflete uma enorme diversidade de espécies a ser inventariada em ambos os locais. Cabe salientar que, com relação a este grupo os maiores inventariamentos, no Rio Grande do Sul, foram levados a efeito sobre Noctuidae (*e.g.* Specht e Corseuil 1996, 1998, 2001, 2002a, Specht 2001,) registrando a ocorrência de 354 espécies e indicando a existência de, pelo menos uma centena a serem identificados. Da mesma forma, os últimos trabalhos sobre Arctiídeos (Teston e Corseuil 2002, 2003a, 2003b, Teston 2003) realcionam 328 espécies para o mesmo Estado.

Quanto ao cálculo dos Índices de diversidade de Shannon-Winer, em Caçapava do Sul, foi H' = 3,89 e São Francisco de Paula H' = 4,23; quando comparados pelo teste *t* estes valores diferiram significativamente ($p < 0,05$). Apesar dos valores de H' encontrados serem relativamente altos, como comentado anteriormente, em função das coletas serem muito pouco representativas, espera-se uma diversidade muito maior em ambos os locais. A necessidade de maior número de amostragens pode ser vista em estudos como (Marinoni e Dutra 1996, Marinoni et al. 1997, Camargo 1999) e é bem discutida em Specht e Corseuil (2002b) para Noctuidae.

Nas comparações sobre a similaridade, ou diversidade b entre as duas comunidades encontrou-se para a similaridade de Jaccard – dados qualitativos - $C_J = 0,201$; Sorensen - dados qualitativos – $C_S = 0,335$; Sorensen - dados quantitativos – $C_N = 0,197$ e Morisita-Horn - dados quantitativos - $C_{MH} = 0,021$. Os baixos valores de similaridade indicam que as comunidades de Noctuoidea de Caçapava do Sul e São Francisco de Paula são muito diferenciadas. Percebe-se, também, que a similaridade utilizando apenas dados qualitativos proporcionou valores mais elevados do que quando foram aplicados dados quantitativos. Isto demonstra que as comunidades variam não só na composição de espécies mas também na sua abundância específica, no caso morfoespécies (Magurran, 1988).

Nosso resultados demonstraram a possibilidade da utilização dos lepidópteros noturnos para discriminar diferenças ambientais mesmo com número reduzido de amostragens, salvo as reservas feitas anteriormente. Com o mesmo intuito, no Brasil vários estudos sobre estes insetos têm sido utilizados para indicar valores de riqueza e discriminar diferenças ambientais. Lübeck et al. (1995) e Camargo (1999) utilizaram mariposas para comparar diferentes áreas do Cerrado; com o mesmo propósito Ferreira et al. (1995) utilizando Arctiidae caracterizam uma área de reserva natural remanescente de floresta tropical em Minas Gerais e, Marinoni e Dutra (1996) e Marinoni et al. (1997) comparam as comunidades de oito localidades do Paraná utilizando Ctenuchinae (Arctiidae) e Saturniidae, respectivamente.

Provavelmente o aspecto mais importante neste estudo foi demonstrar para os alunos de graduação a possibilidade da utilização de grupos relativamente pouco conhecidos como uma ferramenta, para obtenção de informações ecológicas que permitam caracterizar e diferenciar comunidades de áreas distintas. Além disto, evidenciou-se que coletas desta natureza, através do preparo e incorporação do material em coleções permite, ao longo do tempo ampliar os dados de distribuição geográfica, inventariamento e diversidade.

4. Conclusões

A caracterização das comunidades de Noctuoidea, utilizando morfoespécies, permitiu distinguir e quantificar as diferenças entre Caçapava do Sul e São Francisco de Paula, RS, através de índices de diversidade e similaridade.

5. Referências Bibliográficas

Barlow, H.S.; Woiwod, I.P. (1989). Moth diversity of a tropical forest in Peninsular Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 5:37-50, Cambridge

Camargo, A.J.A. (1999). Estudo comparativo sobre a composição e a diversidade de lepidópteros noturnos em cinco áreas da Região dos Cerrados. *Revista Brasileira de Zoologia* 16(2):369-380, Curitiba.

Ferreira, P.S.F., Paula, A.S; Martins, D.S. (1995). Análise faunística de Lepidoptera Arctiidae em área de reserva natural remanescente de floresta tropical em Viçosa, Minas Gerais. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil* 24(1): 123-133, Londrina.

Heppner, J.B. (1991). Faunal regions and the diversity of Lepidoptera. *Tropical Lepidoptera* 2(suppl. 1):1-85, Gainesville.

Kitching, R.L.; Orr, A.G.; Thalib, L.; Mitchell, H.; Hopkins, M.S.; Graham, A.W. (2000). Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *Journal of Applied Ecology* 37: 284-297.

Lübeck, G.M.; Oliveira, J.V.; Almeida, R.P. (1995). Análise faunística de lepidópteros coletados em duas comunidades agrícolas da Zona da Mata Norte de Pernambuco. *Anais da Sociedade Entomologica do Brasil* 42(2):353-370, Londrina.

Magurran, A.E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton. 179p, New Jersey.

Marinoni, R.C.; Dutra, R.R.C. (1996). Levantamento da fauna entomológica do Estado do Paraná. II. Ctenuchidae (Lepidoptera). *Revista Brasileira de Zoologia* 13(2): 435-461, Curitiba.

Marinoni, R.C.; Dutra, R.C.C., Casagrande, M.M. (1997). Levantamento da fauna entomológica do Estado do Paraná. III. Saturniidae. *Revista Brasileira de Zoologia* 14(2): 473-495, Curitiba.

Muirhead-Thompson, R.C. 1991. *Trap responses of flying insects. The influence of trap desing on capture efficiency*. Academic Press, 287p., London.

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, Washington.

Preston, F.W. (1948). The commonness, and rarity, of species. *Ecology* 29:254-83, New York.

Reaka-Kudla, M.L.; Wilson, D.E.; Wilson, O. (1997). *Biodiversity II*. Joseph Henry Press, 551p. Washington.

Scoble, M.J. (1992). *The Lepidoptera Form, Function and Diversity*. Oxford University, 404p., New York.

Specht, A. (2001). *Diversidade e aspectos ecológicos dos noctuídeos (Lepidoptera: Noctuidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil*. 71 f. Tese (Doutorado em Zoologia). Faculdade de Biociências. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Specht, A.; Corseuil, E. (1996). Lista documentada dos noctuídeos (Lepidoptera: Noctuidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências* 4(2):131-170. Porto alegre.

Specht, A.; Corseuil, E. (1998). Novas ocorrências de noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências* 6(1):123-129, Porto Alegre.

Specht, A.; Corseuil, E. (2001). Ocorrência de noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. Nota suplementar I. *Biociências* 9(2):97-103, Porto Alegre.

Specht, A.; Corseuil, E. (2002a). Ocorrência de noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae) no Rio Grande do Sul, Brasil. Nota suplementar II. *Biociências* 10(1):169-74, Porto Alegre.

Specht, A.; Corseuil, E. (2002b). Diversidade dos noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae) em Salvador do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19(supl. 1):281-298, Curitiba.

Teston, J. A. (2003). *Diversidade de Arctiinae (Lepidoptera, Arctiidae) no Rio Grande DO Sul, Brasil, com índices ecológicos para seis localidades.* Tese de Doutorado, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, 108 p., Porto Alegre

Teston, J. A.; Corseuil, E. (2002). Arctiinae (Lepidoptera, Arctiidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. Parte I. Pericopini. *Biociências* 10(2):79-86, Porto Alegre.

Teston, J. A.; Corseuil, E. (2003a). Arctiinae (Lepidoptera, Arctiidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. Parte II. Arctiini, Callimorphini e Phaegopterini. *Biociências* 11(1):, Porto Alegre (no prelo).

Teston, J. A.; Corseuil, E. (2003b). Arctiinae (Lepidoptera, Arctiidae) ocorrentes no Rio Grande do Sul, Brasil. Parte III. Ctenuchini e Euchromiini. *Biociências* 11(1):, Porto Alegre (no prelo).

CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: UM ENSAIO SOBRE O DESAFIO DA INTEGRAÇÃO ENTRE SISTEMATAS E ECÓLOGOS.

*Eduardo M. Shimbori; Fabio O. Roque; Magda V. Yamada; Helena C. Onody; Raquel G. Arouca; Silvana A. G. Gomes; Thais B. Bittar; Mateus Pepinelli; Cláudio C. Barbosa; Angélica M. Penteado-Dias**
Alunos do Programa de Pós Graduação em Ecologia e Recursos Naturais – UFSCar. emitio@hotmail.com

** Departamento de Ecologia Evolutiva/UFSCar - Responsável pela disciplina Sistemática, Biodiversidade e Ecologia*

1. Introdução. Abordar a sistemática, a ecologia e suas interfaces numa perspectiva histórica é uma tarefa bastante difícil, considerando que são áreas do conhecimento com origens bastante antigas e de difícil delimitação, além de permitirem diferentes abordagens, variando de estudos filosóficos à modelagem matemática de ecossistemas. Interessantes aspectos históricos da ecologia podem ser encontrados em Macintosh (1985), Martins & Lopes (1989); Lewinsohn *et al*. (1991), Ávila-Pires (1999), entre outros e da sistemática Papavero (1986, 1989, 1991), Amorin (2002), entre outros. Desse modo, enfatizamos apenas alguns eventos que consideramos chaves para situarmos o cenário atual destas disciplinas dentro do desafio da conservação da biodiversidade.

De acordo com Hagen (1986), as divergências entre taxonomistas e ecologistas podem ser percebidas em seu início como disciplina científica, quando árduos debates foram travados na emergente abordagem da ecologia originada dos estudos de fitogeografia e fisiologia ambiental de Eugenius Warming (1841-1924), Andréas Schimper (1856-1901) e Frederic Clements (1874-1945), que criticavam diretamente a metodologia descritiva da tradicional história natural e conceitos básicos da taxonomia, como o de espécie, propondo metodologias mais rigorosas provindas de estudos da fisiologia laboratorial, e novas unidades biológicas como comunidade, biomas, ecossistemas, entre outros.

Esses debates influenciaram fortemente os estudos posteriores. Os anos pós Segunda Guerra foram decisivos para ambas disciplinas, nas quais pode ser observada forte influência da matemática e da estatística catalisadas pelo uso das calculadoras e computadores. Na sistemática, podemos destacar a abordagem numérica difundida a partir de 1950 pela escola feneticista e, na ecologia, o uso de diversas ferramentas analíticas matemáticas no estudo de populações e comunidades, como os modelos de populações, as análises multivariadas, entre outras. Particularmente na ecologia, a influência matemática foi bastante marcante nos estudos de biobiversidade, sendo que as espécies, em muitos casos, perderam seu significado biológico sendo tratadas por números (sp 1, 2 e 3), por exemplo, nos índices de diversidade. Tal abordagem, até hoje, recebe forte crítica dos taxonomistas e, constantemente, ouvimos frases como: "é impossível fazer ecologia sem saber no mínimo o nome das espécies".

No campo da sistemática, a filogenia sofreu grandes avanços na década de 70 devido aos trabalhos de Hennig, que permitiram um alicerce teórico visando que as estruturas das classificações deveriam refletir de maneira precisa e inequívoca o conhecimento disponível sobre as relações filogenéticas.

Na década de 70, tiveram início as primeiras discussões sobre a necessidade de se diminuir os impactos antrópicos no planeta e também sobre a importância da biodiversidade e os riscos de sua perda. Assim, conseqüentemente, perguntas como: onde conservar, o que conservar, qual a melhor abordagem, etc começam a dominar as pesquisa, especialmente dos ecólogos.

A ecologia e seus métodos influenciaram fortemente a construção de critérios usados para a conservação da biodiversidade. Podemos destacar a importância, por exemplo, de métricas como a riqueza de espécies, raridade, endemismos, valor de uso, espécies-chaves, espécies guarda-chuvas, entre outros, nas decisões de áreas prioritárias para a conservação. Neste contexto, a sistemática, embora lembrada como de grande importância para o conhecimento da biodiversidade, ainda era vista como catalogadora da biodiversidade.

Entretanto, na última década, fortes críticas aos critérios usados em conservação começaram ser debatidas e a necessidade de uma abordagem evolutiva começa a ser discutida a partir do trabalho de Erwin intitulado "An evolutionary basis for conservation strategies". A partir daí, simpósios foram organizados com o intuito de discutir

o papel da filogenética na conservação, entre eles destacam-se: o simpósio organizado pelo American Museum of Natural History - em março de 1990, intitulado "The role of museums in the biodiversity crisis" (Eldredge, 1992) - e o Biodiversity Symposium organizado pela Society of Systematic Biologists e Association for Tropical Biologists em Indiana em 2000 (Kunk *et al.* 2002). Assim, os métodos filogenéticos começaram a ser discutidos como importante ferramenta nas tomadas de decisão de áreas prioritárias para a conservação (ver Humphries *et al*. 1995 e Faith, 1995).

2. Metodologia. O presente ensaio é resultado das discussões realizadas durante a disciplina "Sistemática, Biodiversidade e Ecologia" ministrada pela Prof. Dra. Angélica Penteado Dias no Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos.

O oferecimento da disciplina culminou após anos de discussões e justificativas a respeito das interfaces de pesquisas consideradas como da área de "Zoologia" dentro de um programa de Pós Graduação em Ecologia. Embora o caso pareça pontual e sem relevância para a pesquisa em geral, muitos programas de pós-graduação no país passam por discussões semelhantes e muitas linhas de pesquisa são credenciadas ou descredenciadas com base em critérios pouco claros sobre a abrangência e as interfaces entre as disciplinas, particularmente entre a sistemática e a ecologia.

Consideramos que algumas reflexões realizadas durante o curso e apresentadas abaixo possam servir como um primeiro passo para discussões mais profundas sobre as interfaces destas áreas de pesquisa e base para repensarmos alguns dogmas e empacotamentos aos quais estamos sujeitos e que, na realidade, dificultam o tratamento de questões como a conservação da biodiversidade, entre muitas outras.

O tema foi tratado buscando contextualizá-lo em uma perspectiva histórica e conscientes de que a história é, inevitavelmente, contada sobre determinado ponto de vista, e com o propósito de fomentar discussões, enfatizamos aspectos da divergência entre sistematas e ecólogos. Embora esse ensaio trate particularmente das interfaces e divergências da taxonomia e ecologia na questão da conservação da biodiversidade, cabe ressaltar que reconhecemos a importância de outras dimensões, como a social, econômica, cultural, educacional, entre outras neste contexto.

3. Discussão. Dentro de um processo histórico, é bastante comum que cada uma das disciplinas defenda fortemente suas abordagens e métodos, e até mesmo, tente prevalecê-los em detrimento dos outros. No caso da conservação, os primeiros trabalhos usando métodos filogenéticos tentavam se apresentar como a melhor forma de se priorizar espécies e áreas para a conservação. Mas, com o amadurecimento dos trabalhos, vários autores, inclusive os pioneiros na abordagem, começaram a questionar a aplicabilidade dos métodos em cenários mais reais de tomadas de decisão e propuseram abordagens mais integrativas, buscando pontos de interseção e complementação entre as diversas abordagens. Assim, se por um lado os métodos filogenéticos podem nos auxiliar na conservação da história evolutiva, por outro, métodos ecológicos, econômicos, entre outros, podem nos auxiliar na conservação da complexa rede de interações ecológicas e de suas funções, incluindo o homem.

A complexidade envolvida na temática da conservação nos impõe certa flexibilidade, criatividade e busca por integração dentro de cenários reais. Nesse contexto, consideramos que a ecologia, com os seus avanços no entendimento dos padrões de biodiversidade, principalmente os relacionados a fatores causais e metodológicos no campo do planejamento amostral, os estudos de interações dos organismos, comunidades e ecossistemas, as avaliação de impactos antrópicos, planejamento e manejo para conservação, além da interface com economia, política e sistemática por meio de métodos filogenéticos que permitam uma base sólida para o entendimento dos padrões de biodiversidade históricos, das taxas de extinção e especiação, de modo a integrar os trabalhos, formando grupos interdisciplinares de pesquisa, podendo efetivamente contribuir para a conservação da biodiversidade

4. Conclusão. Enfim, no contexto que gerou nossas discussões - dentro de uma disciplina em um programa de pós-graduação em ecologia - acreditamos que o primeiro passo para quebrarmos muitas das barreiras construídas ao longo da nossa formação e que podem gerar fortes tendências no nosso modo de agir e pensar, por exemplo, em relação aos critérios para a conservação da biodiversidade, seja buscando pontes de intersecção das áreas fugindo dos empacotamentos do tipo "isto é ecologia, isto não é, é zoologia, não é, a nossa a abordagem é melhor, etc" aos quais o nosso sistema educacional, e que particularmente e infelizmente a pós graduação, ainda está calcada e é avaliada.

5. Referências Bibliográficas

Amorin, D.S. (2002). *Fundamentos de Sistemática Filogenética*. Editora Holos, Ribeirão Preto, Brasil, 153p.

Ávila-Pires, F.D. (1999). *Fundamentos Históricos da Ecologia*. Editora Holos, Ribeirão Preto, Brasil, 278p.

Eldredge, N. (ed.) (1992). *Systematics, ecology and biodiversity crisis*. Columbia university Press, New York, 220p.

Erwin, T.L. (1991). An evolutionary basis for conservation strategies. *Science* 253: 750-752.

Faith, D.P. (1995). Phylogenetic pattern and the quantification of organismal biodiversity. In Hawksworth (ed.). *Biodiversity measurement and estimation*. Chapman & Hall and Royal Society.

Hagen, J.B. (1986). Ecologists and Taxonomists: divergent traditions in twentieth-century plant geography. *Journal of the History of Biology*. 19 (2): 197-214.

Humphries, C.J.; Williams; Vane-Wrigth, R.I. (1995). Measuring Biodiversity value for conservation. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 26: 93-111.

Krajewski, C. (1994). Phylogenetic measures of biodiversity: a comparison and critique. *Biological Conservation*. 69: 33-39.

Kunk, V.A.; Sakai, A.K. & Richarson, K. (2002). Biodiversity: the interface between systematics and conservation. *Syst. Biol*. 51: 213-217.

Lewinsohn, T.M.; Fernandes, G.W.; Benson, W.W. & Price, P.W. (1991). Indroduction: Historical Roofs and current Issues in Tropical Evolutionary Ecology. pp. 1-21. In Price, P.W.; Lewinsohn, T.M.; Fernandes, G.W. & Benson, W.W. (eds.). *Plant-Animal interactions: Evolutionary ecology in tropical and temperate regions*. John Wiley & Sons, Inc, New York.

Macintosh, R.P. (1985). *The background of Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.

Martins, R.P & Lopes, F.S. (1989). Ecologia Evolutiva no Brasil: Histórico e perspectivas. pp. 1-7. In Martins, R.P. & Lopes, F.S. (eds). *Atas do Encontro de Ecologia Evolutiva*. UNESP-Rio Claro.

Papavero, N. & Balsa, S. (1981). *Introdução histórica e epistemológica à Biologia Comparada, com especial ênfase à Biogeografia*. I. do gênese ao fim do Império Romano do Ocidente. Biótica e Sociedade Brasileira de Zoologia, Belo Horizonte.

Papavero, N. (1989). *Introdução histórica e epistemológica à Biologia Comparada, com especial ênfase à Biogeografia*. II. A Idade Média: da queda do Império Romano do Ocidente à Queda do Império Romano do Oriente. Editora Universitária Santa Úrsula, Rio de Janeiro.

Papavero, N. (1991). *Introdução histórica e epistemológica à Biologia Comparada, com especial ênfase à Biogeografia*. III. De Nicolau de Cusa e Francis Bacon (1493-1634). Editora Universitária Santa Úrsula, Rio de Janeiro.

Interferência do uso de ivermectinas de longa ação na sucessão ecológica dos excrementos bovinos, tomando-se como modelo o besouro coprófago *DIGITONTHOPHAGUS GAZELLA* (Fabricius, 1787).

Eduardo Marcelo Diersmann[a]; Leandra Ribeiro Ferreira[a] Amanda Chaaban[b]; & Gonzalo Efraín Moya-Borja[c]
[a]Bolsista de Iniciação Científica PIBIC/CNPq/UFRuralRJ, Discente do Curso de Medicina Veterinária Eduardo@ufrrj.br; [b] Aluna de Pós graduação em Ciências Veterinárias da UFRuralRJ; [c]Professor do Instituto de Veterinária UFRuralRJ.
Palavras-chave: Digitonthophagus gazella, Ivermectina,, degradação, bolo fecal.

1.Introdução

A preservação da biodiversidade requer uma constante monitoração e a preservação das espécies ameaçadas, para somente assim entendermos os distúrbios naturais e antropogênicos que afetam os ecossistemas (MOORE et. al., 1993). Considerando-se que a colonização das fezes é uma complicada sucessão ecológica envolvendo um grande número de espécies de invertebrados e microorganismos (DESIÈRE, 1973; MCCRACKEM & FOSTER, 1993), se parte desta seqüência é quebrada em alguma direção, provavelmente haverá uma grande repercussão em todo sistema (MOORE *et al*., 1993) o estudo aqui presente torna-se importante para a avaliação do impacto do uso de avermectinas de longa ação na degradação dos excrementos bovinos e na ecotoxicologia deste agente utilizado como parasiticida.

Insetos coprófagos têm um importante papel na promoção da degradação dos excrementos bovinos (HOLTER, *et al*., 1993), e estes tem papel importante na sobrevivência de várias espécies que usam dele para abrigo, desenvolvimento e alimentação (FLECHMANN *et al*., 1995) isso é particularmente verdade em áreas tropicais e subtropicais onde os escarabeídeos coprófagos usam das massas fecais para alimentação e reprodução (HOLTER *et al*, 1993), e para tanto realizam a desestruturação, remoção e enterro dos excrementos (FINCHER, 1981).

As avermectinas são causadoras de problemas, seriamente discutíveis, distribuídas por todo mundo e tem várias características que as fazem potencialmente ecotóxicas (LEANDRO, 1999), como sua ação negativa para a degradação das massas fecais devido ao seu efeito residual nas fezes atingindo insetos não-alvo (JENSEN *et al*., 2001; SOMMER e BIBBY, 2001), tendo efeito letal e sub-letal na população de besouros coprófagos reduzindo consideravelmente as gerações seguintes à aplicação do inseticida, prejudicando assim a sucessão ecológica, reduzindo a diversidade das espécies e causando um desequilíbrio na dominância entre elas (KRÜGER e SCHOLTZ, 1996; KRÜGER e SCHOLTZ, 1998).

A duração do efeito das avermectinas depende muito da via de aplicação utilizada e da formulação da droga, LEANDRO (1999) observou que a utilização de bolo de avermectina teve efeito residual nas fezes durante todo o período de ação do medicamento (180 dias), isso devido a liberação gradual do composto para o organismo; WARDHOUGH & RODRIGUEZ-MENENDEZ (1988) observaram que a injeção de 0,2 mg/kg de ivermectina tem efeito residual durante um mês após o tratamento, e a via oral tem efeito por apenas quatro dias após a aplicação. KRÜGER e SCHOLTZ (1996) sugeriram que o uso das avermectinas fosse realizado nos períodos do ano em que a população dos besouros coprófagos esteja reduzida diminuindo assim seu efeito na população, porém, com o uso de ivermectinas de longa ação tal recurso fica comprometido devido ao longo período de efeito residual nas fezes.

2. Métodos

Utilizaram-se como doadores de fezes dois animais tratados com ivermectina e dois animais não tratados, como grupo controle. Coletou-se uma massa fecal fresca de cerca de 600g de cada animal durante o período de 75 dias com intervalos quinzenais entre as coletas. As massas fecais foram levadas ao laboratório e acondicionadas em recipientes plásticos de 20cm de altura por 15cm de raio contendo 15cm de areia umedecida com 500ml de água acordo com o descrito por CHAABAN, *et al.* (2001), cada recipiente recebeu quatro casais de *Digtonthophagus gazella* coletados em propriedade livre de parasiticidas, posteriormente cobertos com tecido de algodão presos com barbante ao seu entorno e deixados por quinze dias a temperatura ambiente simulando assim as condições naturais de sobrevivência do besouro coprófago.

Decorridos quinze dias da inoculação dos besouros coprófagos os excrementos foram retirados dos recipientes, buscando por coleópteros vivos em seu interior, os recipientes foram deixados cobertos por mais trinta dias para a emergência da progênie. Decorrido este tempo todo o conteúdo foi retirado do interior do recipiente buscando-se minuciosamente por coleóptero vivos ou mortos representantes da progênie.

3.Resultados

Observou-se tanto nos recipientes com fezes de animais tratados quanto nas testemunhas a presença de adultos vivos em fezes de quinze dias, o que reafirma a não letalidade sobre os adultos, fato observado por KRÜGER e SCHOLTZ (1996), as fezes dos animais tratados apresentaram sinais de degradação promovida pela ação do besouro coprófago *D. gazella* apesar de ser de uma forma reduzida quando comparado com o grupo controle. Houve a emergência de cinco besouros adultos pertencentes a progênie do grupo tratado foi observada apenas nos recipientes referentes as fezes coletadas no sexagésimo dia após o tratamento (quarta coleta) enquanto no grupo não tratado observou-se emergência de besouros adultos, pertencentes a progênie, em todos os recipientes com uma media de 15 besouros sendo o mínimo de 6 e o máximo de 25 besouros por recipiente.

4. Discussão

Assim como o esperado, a ivermectina de longa ação teve efeito imediato apenas nas formas jovens do besouro. A atividade reduzida dos adultos sugere que estes são sensíveis de alguma forma aos efeitos da droga, sendo que o aumento de sinais da atividade foi proporcional ao tempo decorrido do início do tratamento. Esse fato nos mostra que o uso de avermectinas de longa ação retarda diretamente a degradação dos excrementos de bovinos tratados por um período de pelo menos três meses, após o uso do produto podendo retardar a degradação por períodos maiores de forma indireta, uma vez que diminuem substancialmente a população dos besouros coprófago *D. gazella*, além de outros artrópodes presentes nas massas fecais como já observado por SRISDSDILL-SMITH (1993) e KRÜGER e SCHOLTZ (1998-1996). A aplicação de avermectinas de longa ação afeta a entomofauna dos excrementos bovinos influenciando assim na sucessão ecológica natural e retardando a degradação do excremento, interferindo na população de todos os organismos a ele associado.

Por ter ação prolongada a ivermectina em questão tem maior impacto na entomofauna associada ao bolo fecal quando comparada com outras formulações da mesma droga, o que dificulta o manejo sugerido por KRÜGER e SCHOLTZ (1996).

Pretende-se dar continuidade a este trabalho por pelo menos mais 75 dias, com o intuito de verificar o efeito da ivermectina de longa ação dois meses após o termino do período de carência do produto.

5. Referências Bibliográficas

CHAABAN, A., MOYA-BORJA, G.E., CARLOS, E.S., CARVALHO, C.R.P., 2001. Ciclo de vida de *Digitonthophagus gazella*(Fabricius, 1787) (Coleóptera: scarabaiedae) em três tipos de pêras compostas de fezes de bovinos. In: Anais da XI jornada de iniciação científica da UFRRJ. Rio de Janeiro . v.11, n.1, p.361-362.

DESIÈRE, M. 1973. Ecologie des Coléoptères coprophages. Annals of Royal Zoological Society of Belgium, 103: 135-145.

FINCHER, G.T., 1981. The potential value of dung beetles in

pasture ecosystems. J.G. A.Entomol.Soc. 16: 316-333.

FLECHTMANN, C. A. H., RODRIGUES, S.R., COUTO, H.T.Z. 1995. Controle biológico da mosca-dos-chifres (*Haematobia irritans)* em Selvíria, Mato Grosso do Sul. Fase 4. Comparação entre métodos de coleta de besouros coprófagos (Scarabaeidae). Rev. Bras. Ent., 39(2): 259-276.

HOLTER, P., SOMMER, C., GRONVOLD, J. 1993. Attractiveness of dung from ivermectin-treated cattle to danish and afrotropical scarabaeid dung beetles. Vet. Parasit. 48: 159-169.

JENSEN, J., KROGH, P.H., SVERDRUP, L.E. 2001. Effeccts of the antibacterial agents tiamulin, olanquindox and metronidazole and the anthelmintic ivermectin on the soil invertebrate species *Folsomia fimetaria* (Collembola) na *Enchytraeus crypticus* (Enchytraeidae). Rev . Chemosphere. 50: 437-443.

KRÜGER, K., SCHOLTZ, C.H. 1996. Lethal and sublethal effects of ivermectin on the dung-breeding beetles *Euoniticellus intermedius* (Reiche) and *Onitis alexis* Klug (Coleoptera, Scarabaeidae).Agric, Ecosyst. Environ. 61:123-131.

KRÜGER, K., SCHOLTZ, C.H. 1998. Changes in the structure of dung insect communities after ivermectin usage in a grassland ecosystem. I. Impact of ivermectin under drought conditions. Acta Oceologica. 19: 425-438.

LEANDRO, A.S.1999. Efeito do bolo de ivermectina IVOMEC[R] sobre as larvas de *Sarcopromusca pruna* (SHANNON & DEL PONTO, 1926) (DIPTERA:MUSCIDAE), e sobre a degradação do bolo dos bovinos no campo. Rio de Janeiro: UFRRJ, Instituto de Biologia, 1999, 30p., Tese (mestrado em Parasitologia).

MCCRACKEM, D.I. & FOSTER, G.N. 1993. The effect of ivermectin on the invertebrate fauna associated with cow dung. Env. Tox. And Chem., 12: 73-84.

MOORE, J. C., DERUITER, P. C. & HUNT H. W. 1993. Soil invertebrate/microinvertebrate interactions: disproportionate effects of species on food web structure and function. Vet. Parasit., 48: 247-260.

RISDSDILL-SMITH, T.J. 1993. Effects of avermectin residues in cattle dung on dung beetle(Coleoptera: Scarabaeidae) reproduction and survival. Vet. Parasit. 48: 127-137.

SOMMER , C., BIBBY, B.M. 2001. The influence of veterinary medicines on the decomposition of dung organic matter in soil. Eur. J. Soil Biol. 155-159.

WARDHOUGH, K.G. & RODRIGUEZ-MENENDEZ, H. 1988. The effects of the antiparasitic drug, ivermectin, on the develpment and survival of the dung-breeding fly, *Orthelia cornicina* and the scarabaeine dung beetles, *Copris hispanus*, Bubas bubalus and *Onitis belial*. J. of App. Ent., 106:381-389.

Espongiofauna (Porifera, Demospongiae) Do Afloramento Rochoso Da Praia Do Araçagy, São Luís-Ma

Elda S. C. Nobre[1]; Jorge L. P. Moraes[1]; Ezequiel L. Martins Junior[1]; Raimunda N. Fortes C. Neta[2] ([1]Graduandos em Biologia do UniCEUMA, eldasoares@yahoo.com.br; [2] Professora do Depto. de Biologia/UniCEUMA)

1. Introdução

As esponjas, animais que pertencem ao filo Porifera, em sua maioria são marinhos com cerca de 10.000 espécies, mas também ocorrem na água doce em menor quantidade por volta de 150 espécies. São os multicelulares mais primitivos, são animais sésseis, isso porque, vivem presos aos substratos, tais como pedras e restos de madeira. Não possuem órgãos assim como tecidos verdadeiros, suas células apresentam um grau de independência considerável. Esses animais são abundantes em todos os mares sempre que houver locais para eles se fixarem, sendo que a maioria prefere viver em águas profundas.

O tipo de padrão de crescimento de uma esponja é influenciado pela natureza e inclinação do substrato, pela disponibilidade de espaço e pelo tipo de velocidade das correntes de água. Assim, em decorrência do ambiente, uma espécie pode assumir coloração diferente tais como: verde, alaranjada, amarela, vermelha e púrpura, sugerindo que elas podem servir para proteção contra radiação solar ou como fator de advertência (Barnes, 1996).

As esponjas são organismos fundamentais para estudos de ecologia, pois são animais filtradores e importantes biomonitores da qualidade da água.

O conhecimento taxonômico sobre a fauna de Porifera na Ilha de São Luís, com seu vasto litoral abrangendo diversas praias, é praticamente inexistente.

O objetivo deste trabalho é contribuir para o conhecimento da biodiversidade espongológica que ocorre na Praia do Araçagy em São Luís-MA, o único afloramento rochoso significativo existente na ilha.

2. Métodos

Coletas manuais foram realizadas na praia do Araçagy ao longo da demarcação de transects verticais de 156 m na parte do afloramento rochoso, durante o período da baixa mar no primeiro semestre de 2003. Todas as colônias foram fotografadas *in situ*, e a seguir parte de cada uma delas foi coletada com auxílio de espátulas e pinças.

O material foi fixado e as amostras foram levadas ao Laboratório do Centro Universitário do Maranhão (UniCEUMA) para análise taxonômica, onde encontram-se depositadas integrando parte de sua coleção zoológica.

A identificação dos táxons fundamentou-se no estudo das espículas/megascleras, através de cortes histológicos e observação ao microscópio. A referência teórica utilizada para a identificação das famílias de Porifera foi a chave de identificação do "*Sponguide: guide to sponge collection and identification*" de Jonh N. A. Hooper (2000).

3. Resultados e discussão

O tamanho das colônias de esponjas encontradas no topo das rochas foi de cerca de 80 x 50 cm. Já aquelas encontradas na base das pedras mediram em torno de 180 x 0,50 cm. Em todas as colônias observou-se a presença de organismos a elas associados, tais como anêmonas (Cnidaria) e cracas (Crustacea).

As rochas mais colonizadas foram aquelas mais próximas da linha d'água. Algumas pedras apresentavam várias colônias de diferentes cores na base das rochas. Observou-se esponjas de coloração vermelha, laranja, amarela, púrpura (lilás), verde, branca e cinza.

Todos os organismos até agora analisados pertencem à classe Demospongiae, possuindo esqueleto de espículas silicosas (ou de espongina, ou de ambas, ou ausente) monoaxônicas e tetraxônicas. As esponjas da classe Calcarea aguardam trabalho de identificação taxonômica.

As esponjas de coloração verde, coletadas no período estudado, pertencem à família Plakinidae Schulze, 1880 (ordem Microscleropha). As colônias de cores vermelha e laranja pertencem à família Tedaniidae e as de cor púrpura pertencem à família Cambriidae Levi, 1963 (ordem Poecilosclerida). Organismos dessas famílias também foram identificados por Santos, Mothes et al (2000) em Itamaracá, litoral de Pernambuco.

Constatou-se que a família Tedaniidae domina o ambiente, tanto em tamanho das colônias quanto em número de rochas colonizadas.

4. Conclusão

A biodiversidade espongológica que ocorre na Praia do Araçagy em São Luís-MA é significativa, ocorrendo organismos das classes Demospongiae e Calcarea.

As esponjas da família Tedaniidae (Demospongiae Poecilosclerida) dominam a praia do Araçagy, tanto em tamanho das colônias quanto em

número de rochas colonizadas.

A continuação desse trabalho deverá realizar uma identificação da espongiofauna da Praia do Araçagy a nível taxonômico de espécie, considerando o padrão de distribuição espacial dos organismos.

5. Referências bibliográficas

Barnes, Robert D. (1996). *Zoologia dos invertebrados.* 6ª ed. São Paulo, Roca. 1029 p.

Hooper, John N. A. (2000). *Sponguide: guide to sponge collection and identification*". Queensland Museum, Australia. 230 p.

Santos, Josivete P.; Mothes, Beatriz; Leite, Luciana B. (2000) Porifera Demospongiae do Rio Paripe, Itamaracá - Pernambuco. Resultados preliminares. PO019. *Livro de Resumos.* XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia, Mato Grosso. 746 p.

Diferenças Morfológicas, Anatômicas E Fisiológicas De Dois Quimiotipos De *Lippia Alba* (Mill) N. E. Br. Relacionadas À Poliploidia

Eliana S. Tavares[1,2] Lisieux de S. Julião[1,], Suzana G. Leitão[2,3], Celso L. S. Lage[2], Lyderson Viccini[4]*

[1] Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, CCS, UFRJ (lisieuxjuliao@yahoo.com.br)

[2] Programa de Biotecnologia Vegetal, CCS, UFRJ

[3] Departamento de Produtos Naturais e Alimentos, Faculdade de Farmácia, CCS, UFRJ

[4] Departamento de Biologia, UFJF

1. Introdução

A família Verbenaceae Juss. abrange cerca de 275 gêneros e 2800 espécies difundidas nos trópicos, subtrópicos, nas regiões temperadas do hemisfério sul e poucas nas regiões temperadas do hemisfério norte. Nos gêneros de Verbenaceae ocorrem biótipos inter- e infraespecíficos, o que dificulta a identificação das espécies [1].

Lippia alba ocorre na América Central e América do Sul, habitando praticamente todas as regiões do Brasil, onde é conhecida como Erva-cidreira dentre outros. Suas folhas são utilizadas na medicina popular devido às suas propriedades antiespasmódica, antipirética, antiinflamatórias, emenagogas, estomáquicas, analgésicas e sedativas.

A espécie tem sido bastante estudada no sentido de determinar a composição de seu óleo essencial, o qual apresenta tamanha variação quantitativa e qualitativa, a ponto de ter sido sugerida a divisão de *L alba* em diferentes quimiotipos [2]. Foi constatado ainda que os quimiotipos apresentam diversidade em sua morfologia, especialmente no tamanho e textura das folhas, e no tamanho e coloração das flores [2][3]. As variações morfológicas e na composição do óleo essencial têm sido observadas dependendo da origem geográfica do material o que levou a hipótese de que tais variações poderiam ser influenciadas pelo ambiente ao qual a planta está submetida [3][4].

No presente trabalho foram estudados dois quimiotipos morfologicamente distintos de *L. alba* denominados arbitrariamente quimiotipo 1 e 2 cujas folhas produzem óleos essenciais que apresentam como componentes majoritários o citral e a carvona, respectivamente. Tais quimiotipos são provenientes da cidade do Rio de Janeiro (1) e do estado do Ceará (2).

O trabalho objetiva verificar se as diferenças morfológicas, anatômicas e fisiológicas seriam decorrentes de fatores ambientais ou estariam relacionadas a um possível processo de poliploidia.

2. Metodologia

Estacas já enraizadas de *Lippia alba* 1 e 2 foram plantadas no Horto do Departamento de Botânica - UFRJ, em um mesmo canteiro, em local parcialmente sombreado, com uma distância mínima de 30 cm entre elas. Foram feitas covas de aproximadamente 20 cm de diâmetro onde foram deixadas crescendo, sob rega diária, durante 6 meses, até a floração. Excicatas do material foram depositadas, no Herbário do Departamento de Botânica, Instituto de Biologia, UFRJ (RFA), registradas sob os números 29421 e 29422, respectivamente. Posteriormente foram enviadas ao Dr. S. Atkins do Royal Botanical Garden, Kew, Londres, para identificação.

2.1 Caracterização da morfologia externa

As características morfológicas avaliadas foram tamanho dos indivíduos, forma e textura das folhas, e tamanho das mesmas (comprimento do pecíolo e comprimento e maior largura do limbo). As folhas foram medidas utilizando-se paquímetro de metal.

2.2 Caracterização fisiológica

As características fisiológicas observadas foram hábito e velocidade de crescimento das plantas bem como desenvolvimento de gemas axilares.

2.3 Anatomia foliar

Para a caracterização anatômica foram coletadas folhas de 4º nó fixadas em álcool 70%. Para o estudo da epiderme, porções correspondentes ao terço médio foliar foram dissociadas mecanicamente com auxílio de lâmina de barbear, corada com safranina hidroalcóolica [5]. Foram feitas secções transversais do pecíolo em sua região proximal, mediana e distal e da lâmina em sua base, terço médio, ápice com auxílio de micrótomo de de Ranvier. Os cortes foram corados com safrablau [6]. O material foi montado em glicerina 50% e lutado com esmalte incolor.

Foram mensurados 25 campos provenientes de 5 plantas para cada caracter: em cortes frontais analisou-se o comprimento e a menor largura das células epidérmicas propriamente ditas e o comprimento das células estomáticas. Em cortes transversais foram medidas a espessura do parênquima clorofiliano e a espessura da lâmina foliar na região compreendida entre a nervura principal e o bordo e a altura das células, espessura da parede periclinal externa, cutícula e estratos da epiderme. As medidas foram realizadas com auxílio do programa Axion Vision 3.0 do microscópio Zeiss Axos Kop 2.

As ilustrações anatômicas foram feitas auxílio de câmara clara adaptada a microscópio Zeiss.

2.4 Tratamento estatístico

Para o tratamento estatístico foi utilizado o programa InStat para Windows. Os testes utilizados foram o teste t e teste t com correção de Welch.

3 Resultados

3.1 Caracterização Morfológica

A espécie apresenta hábito subarbustivo decumbente atingindo cerca de 1,6m e 1,8m de altura nos quimiotipos 1 e 2 respectivamente.

As folhas são simples, inteiras, cartáceas, pecioladas e pubescentes. *L. alba* 1 possui folhas mais macias quando comparadas às do quimiotipo 2. A forma do limbo varia de ovada a obovada em *L. alba* 1 e é ovada em *L. alba* 2 O ápice é agudo e a base é obtusa nas folhas obovadas e aguda decurrente nas ovadas. O bordo é serrilhado.

As folhas de *L alba* 1 apresentaram maior tamanho e as de *L. alba* 2 o menor.

3.2 Caracterização Fisiológica

O quimiotipo 1 apresenta maior velocidade de crescimento e maior capacidade invasiva com relação ao outro, pois seus ramos escandentes rapidamente tocam o solo e produzem raízes adventícias, de forma que as moitas espalham-se mais rápida e eficientemente. O quimiotipo 2 apresenta ramos mais eretos e menor velocidade de crescimento com relação ao 1, apesar do maior número de brotos axilares já que neste quimiotipo é comum observar-se o desenvolvimento de gemas axilares à partir do 5º nó.

3.3 Anatomia Foliar

O comprimento médio das células epidérmicas, em vista frontal, não variou significativamente nos quimiotipos estudados. A altura média das células epidérmicas em secção transversal, porém,

é maior em *L. alba* 2. As células adjacentes à base dos tricomas tectores *L. alba* 2 podem conter massas cristalíferas, ausentes no quimiotipo 1.

O mesofilo apresenta organização dorsiventral. O parênquima paliçádico está organizado em um estrato em *L. alba* 2. Em *L. alba* 1 dois estratos celulares são observados em determinadas regiões, especialmente próximos a estômatos . O parênquima lacunoso está disposto em cerca de 4 estratos em *L. alba* 1 e 3 em *L. alba* 2. As medidas de espessura da lâmina foliar revelararam ser menos espessas as folhas do quimiotipo 2.

O pecíolo dos dois quimiotipos estudados apresenta um arco central formado por xilema e floema separados por faixa cambial. Grupos de tecido esclerenquimático, representados por esclereídeos opostos ao floema, podem ser observados no quimiotipos 1 estando porém ausentes no quimiotipo 2. Além do arco são observados feixes colaterais abertos cujo número e posição variam nos dois quimiotipos.

3.4 Citogenética

A análise dos cromossomos mitóticos revelou que em *L. alba* 1 2n=30 enquanto em *L.alba* 2 2n=60. Os números cromossomiais indicam que *Lippia alba* 1 é diplóide e que *L.alba* 2 é tetraplóide.

4. Discussão e Conclusão

Embora o tamanho de determinado órgão de uma planta possa sofrer influências do meio ambiente devido ao modo de vida dos vegetais, os quais são imóveis e dependentes de luz, existem claras evidências que este tamanho é primariamente influenciado por sinais endógenos. Tem sido observado que o tamanho de órgãos em indivíduos de uma mesma espécie, crescido nas mesmas condições, como no presente trabalho, não costuma diferir significativamente [7]. O tamanho do órgão está relacionado ao número e o tamanho das células que o constituem. Em plantas, a poliploidização influencia diretamente o número de células existindo correlação positiva entre o volume celular e o grau de poliploidia em diversos tipos celulares [8]. Foi relatado também que a atividade metabólica é aumentada e os padrões de expressão gênica são alterados à medida em que o nível de ploidia aumenta [9].

Dessa forma os diferentes graus de ploidia poderiam explicar as diferenças anatômicas, morfológicas e fisiológicas encontradas entre os quimiotipos estudados.

Em plantas, em contraste com o processo de evolução gradual onde novas espécies se desenvolvem a partir de populações isoladas, novas espécies podem se desenvolver abruptamente através da formação de organismos naturalmente poliploides [10]. Os resultados encontrados podem evidenciar um processo de especiação entre os quimiotipos.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

[1] Choudary, S. S. & Roy, R. P.. Karyological studies and trend of speciation in some members of Verbenaceae. *Cytologia* 1983; 48(3): 735-40.

[2] Matos F J A, Machado M I L, Craveiro A A, Alencar J W. Essential oil composition of two chemotypes of *Lippia alba* grown in northeast Brazil. *Journal of Essential Oil Research* 1996; 8: 695-698.

[3] Corrêa, C .B. V.. Contribuição ao estudo de *Lippia alba* (Kill) E. Br. Ex Britt e Wilson - erva-cidreira. *Revista Brasileira de Farmácia* 1992; 73(3): 57-64.

[4] Zoghbi, M G B, Andrade E H A, Santos A S, Silva M H, Maia J G S. Essential oils of *Lippia alba* (Mill) N. E. Br Growing wild in the brazilian Amazon. *Flavour and Fragrance Journal* 1998; 13:47-48.

[5] Jonansen, D. Plant Microtechique. New York-London, McGraw-Hill Book Company 1940.

[6] Bukatsch, F. Bemerkungen zur Doppelfarbung Astrablau-Safranin. *Mikrokosmos* 1972; 61(8):255.

[7] Mizukami Y. A Matter of Size: developmental control of organ size in plants *Current Opinion in Plant Biology* 2001; 4: 533-539.

[8] Kondorosi E., Rodier F., Gendreau E. Plant cell-size control: growing by ploidy? *Current Opinion in Plant Biology* 2000; 3: 488-492

[9] Galitski T., Saldanha A. J., Styles C.A., Lander E.S. and Fink G.R. Ploidy regulation of gene expression. *Science* 1999; 285:251-254

[10] Ranney, T.G. 2000. Polyploidy: From evolution to landscape plant improvement. Proceedings of the 11th Conf. Metropolitan Tree Improvement Alliance (METRIA): http://www.ces.ncsu.edu/fletcher/programs/nursery/metria/metria11/ranney/polyploidy.htm.

*(bolsista PIBIC/UFRJ)

Banco De Sementes Do Solo De Diferentes Usos Da Terra Na Amazônia Oriental

Eliane Constantinov Leal[a] & Ima Célia Guimarães Vieira[b]
[a]Mestre em Agriculturas familiares, NEAF, UFPA, EMBRAPA, Belém-PA,
ecleal@museu-goeldi.br. [b]Pesquisadora do MPEG, Belém-PA.

1. Introdução

As repetidas perturbações causadas pela intensidade do uso da terra por atividades agrícolas, pecuária e florestais têm levado a evolução de uma vegetação altamente selecionada para produção de biomassa, mas com baixa diversidade de espécies (Denich, 1991; Vieira, 1996).

Na década de 60, muitos colonizadores migraram para a Amazônia Oriental, incentivados pelo governo e pela construção da Rodovia Belém-Brasília. Grande parte destes colonizadores converteram grandes áreas de florestas em pastagens, abandonando-as após 10 anos (Mattos & Uhl, 1996). O abandono destas áreas segundo Serrão & Toledo (1990) foi devido ao declínio da fertilidade do solo, competição com espécies de plantas invasoras e sobrepastejo. Na Amazônia, 25% a 50% das áreas de pastagens estão abandonadas e/ou degradadas, tendo com conseqüência a intensa preparação do solo para novas pastagens (Mattos & Uhl, 1996). A recomposição da vegetação em áreas advindas de pastagens é mais lenta do que em áreas agrícolas (Fearnside & Guimarães, 1996).

O estudo do banco de semente em áreas alteradas com diferentes usos da terra, permite o conhecimento da estrutura da regeneração a partir do estoque de sementes no solo e as diferenças de resultados podem estar associadas ao uso da terra e forma de cultivo agrícola. A intensidade do uso da terra é que define a potencialidade de germinação das sementes do banco (Whitmore, 1990). Segundo Wiesenmüller *at al.* (1995), nas regiões tropicais, onde o corte e queima da vegetação é uma prática comum para fins agrícolas, a regeneração das áreas é proveniente de brotações, e grande parte das sementes advém do banco de sementes (Vieira & Proctor, 1997), mas em áreas de pastagens a regeneração dependerá unicamente do banco de sementes e da dispersão de áreas próximas (Uhl *et al.*, 1988). A cada ano áreas extensas tem sido desmatadas para fins agrícolas na região tropical, é por isso é de grande relevância procurar entender os mecanismos de regeneração a longo prazo após as ações antrópicas. Estudos que tenham como foco fontes de recuperação da vegetação são de grande importância para o manejo e a conservação de matas tropicais.

O objetivo desse estudo foi comparar o banco de sementes do solo com áreas com diferentes usos da terra na Amazônia Oriental.

2. Métodos

As áreas de estudo estão localizadas no leste do estado do Pará. O município de Paragominas, à (2° 59' S e 47° 31' W). Este município tem passado por vários ciclos agrícolas e uso de recursos naturais: o primeiro, iniciado na década de 60, foi o ciclo da pecuária com grandes áreas de florestas desmatadas para formação de pastos; o segundo ciclo, foi o da exploração da madeira, que iniciou nos anos

80, sendo que em 1990 mais de 100 serrarias estavam instaladas nesta região e cerca de 100 espécies sendo exploradas (Uhl & Vieira, 1989); o terceiro ciclo de produção iniciou a cerca de três anos, com as reformas de pastos. Finalmente a pecuária parece estar trocando simples sistemas extensivos por sistemas mais especializados e intensificados como o cultivo da soja e outras opções na qual envolve custos sociais muito altos (Mattos & Uhl, 1996).

Na região Bragantina (0° 45' – 1° 39' S e 46° 16'- 48° 15' W), considerada a mais antiga fronteira agrícola na Amazônia (Oliveira, 1983), a colonização ocorreu nos primeiros anos do século passado com a vinda de imigrantes da Europa, sendo principalmente espanhóis, portugueses, franceses, e também de emigrantes do nordeste do Brasil (Penteado, 1967). O sistema de uso da terra predominante foi o de agricultura de corte-queima na maioria das terras, com ciclos de pousio longos que com o passar do tempo foram diminuindo e hoje alcançam apenas 3 anos.

No Município de Paragominas foram selecionadas duas áreas, uma com plantio recente de soja, e outra uma pastagem abandonada a 8 anos. Na região Bragantina, nos municípios de Peixe-Boi e Igarapé-Açu, selecionou-se florestas secundárias (capoeiras) de 5, 10 e 20 anos e uma floresta primária, e em Igarapé-Açu selecionou-se sistemas agrícolas com corte e queima e com cobertura triturada.

Em todas as áreas as amostras de solo foram coletadas aleatoriamente, utilizando um gabarito de 20 x 20 cm, a profundidade de 0 – 5 cm. As amostras foram levadas para casa de vegetação, foram espalhadas separadamente em bandejas e regadas diariamente. Todas as plantas eram contadas assim que emergiam e identificadas quando atingiam 10 cm de altura. O período de avaliação ocorreu de 3 a 9 meses.

3. Resultados e discussões

Nas áreas de floresta, a densidade de sementes germinadas demonstrou uma diferença significativa. Na capoeira de 5 anos germinaram (1190 sementes), 10 anos (547 sementes), 20 anos (450 sementes), e na floresta primária (137 sementes). A floresta primária apresentou menor número de sementes germinadas, pelo motivo que nessa área a existência de ação antrópica é quase nula. Para que as sementes germinem é necessário algum distúrbio que possam remover as sementes que estão enterradas o solo para superfície criando condições favoráveis para sua germinação.

Nas áreas agrícolas o banco de sementes das áreas de cultivo com queima foi muito alto (1205 sementes germinadas). Na área com plantio de soja germinaram apenas 201 sementes e pastagem abandonada de 8 anos 591 sementes. No plantio de soja o número de germinações foi bem menor pelo fato de que a soja exige a utilização de mecanização pesada, deixando o solo completamente sem cobertura, e com a retirada de raízes o que dificulta a germinação e rebrota de muitas sementes que permanecem na superfície do solo. Na pastagem o resultado pode ser explicado pela ausência de áreas de florestas próximas, reduzindo a dispersão de sementes de espécies árboreas. Estudos de Lawton & Putz (1988), reforçam que a abundância de indivíduos no banco pode estar associada a situação como o solo nu ou solo revolvido após algum distúrbio.

O tempo médio de germinações ocorreu nas primeiras três semanas, concordando com estudos de banco de sementes realizados em outras regiões (Enright, 1985; Jiménez & Arnesto, 1992).

A forma de vida mais comum foi a erva em todos os usos da terra (com exceção da floresta primária), atingindo mais de 50%. Quanto ao número de espécies, a diferença foi muito expressiva nos diferentes ambientes: na pastagem abandonada a 8 anos encontramos o menor número (14 espécies), e o maior número foi encontrado na área de capoeira de 20 anos (63 espécies).

As cinco espécies mais abundantes no banco de sementes nos diferentes ambientes foram: na capoeira de 5 anos *Borreria verticillata* (636 indiv.), *Cyperus luzulae* (344 indiv.), *Borreria latifolia* (301 indiv.), *Lindernia crustacea* (293 indiv.) e *Irlbachia alata* (236 indiv.); capoeira de 10 anos, *Clidemia hirta* (199 indiv.), *Lindernia crustacea* (176 indiv.), *Mariscus flavus* (161 indiv.), *Cyperus luzulae* (156 indiv.) e *Borreria verticillata* (154 indiv.); capoeira de 20 anos, *Cyperus luzulae* (145 indiv.), *Cecropia palmata* (129 indiv.), *Gouania pyrifolia* (87 indiv.), *Clidemia hirta* (83 indiv.) e *Paspalum conjugatum* (82 indiv.); na floresta primária, *Cecropia palmata* (98 indiv.), *Paspalum conjugatum* (38 indiv.), *Clidemia hirta* (37 indiv.), *Peperomia pellucida* (23 indiv.) e *Axonopus compressus* (20 indiv.); no cultivo com queima, *Borreria latifolia* (260 indiv.), *Eragrostis ciliares* (44 indiv.), *Lindernia crustacea* (44 indiv.), *Hyptis atrorubens* (32 indiv.) *e Stylosanthes gracilis* (27 indiv.), no cultivo sem queima foram: *Borreria latifolia* (83 indiv.), *Hyptis atrorubens* (27 indiv.), *Fimbristylis meliacea* (36 indiv.), *Davilla* sp. (26 indiv.) e *Cyperus diffusus* (24 indiv.), no plantio de soja foram: *Mimosa pudica* (78 indiv.), *Sida glomerata* (26 indiv.), *Turnera ulmifolia* (8 indiv.), *Panicum maximum* (8 indiv.) e *Wulffia baccata* (6 indiv.), e na pastagem abandonada foram: *Mimosa pudica* (167 indiv.), *Sida glomerata* (119 indi.), *Turnera ulmifolia* (57 indiv), *Zanthoxyllum rhoifolium* (54 indiv.) e *Panicum maximum* (21 indiv.). De todas essas espécies, apenas *Cecropia palmata* é árvore. E outros estudos com banco de sementes em pastagem degradadas de Paragominas (Nesptad *et al*. 1996) foram encontradas apenas duas espécies arbóreas pioneiras no banco de sementes.

4. Conclusões

O grau de intensidade do uso da terra teve efeito sobre a redução do número de indivíduos e número de espécies, sendo que poucas espécies arbóreas apareceram no banco de sementes, indicando que a intensificação no uso da terra levam a fraca regeneração florestal à partir do banco de sementes.

As plantas invasoras herbáceas que possuem grande capacidade de produzir sementes, reproduzir ou de regenerar em um espaço de tempo muito curto, são predominantes nos bancos de sementes. Essas espécies iniciam o processo de sucessão secundária em áreas agrícolas na Amazônia.

A presença de certas espécies de árvores nas áreas de cultivo e de florestas sucessionais não dependem do banco de sementes. Outros mecanismos de regeneração específico, como brotação e dispersão de sementes devem estar envolvidos com mais intensidade.

5. Referências bibliográficas

DENICH, M. Estudos da Importância de uma Vegetação Secundária Nova para o Incremento da Produtividade do Sistema de Produção na Amazônia Oriental Brasileira. Instituto de Agricultura e Higiene Animal nos Trópicos e Subtrópicos. Universidade Georg August de Göttigen. Tese de Doutorado. República Federal da Alenanha. Eschborn. 284p. 1991.

ENRIGHT, N. Existence of a soil seed bank under rainforest in New Guiane Australian Journal of Ecology 10. p.67-71. 1985.

FEARNSIDE, P. M.; GUIMARÃES, W. Carbon uptake by secondary in Brazilian Amazoni. Forest. Forest ecology and management 80: p.35-40. 1996.

JIMÉNEZ, H. E.; ARMESTO, J. J. Importance of the soil seed bank of disturbed dites in Chilean matorral in early secondary sucession. Journal of Vegetation Science 3. p.579-586. 1992.

LAWTON, R. O.; PUTZ, F. E. Natural distubance and gap-phase regeneration in a wind-exposed tropical cloud forest. Ecology 69. p.764-777. 1988.

MATTOS, M. M.; UHL, C. Perspectivas econômicas e ecológicas da pecuária na Amazônia Oriental na década de 90; o caso Paragominas. In; ALMEIDA, O.T. A. evolução da Fronteira Amazônica: Oportunidade para um Desenvolvimento Sustentável. Belém. p.41-65. 1996.

NESPTAD, D. C. *et al*. A comparative study of tree establishment in abandoned pasture and mature Forest of eastern Amazônia. Oikos 76. p.25-39. 1996.

OLIVEIRA, A. E. Ocupação Humana. In: Amazônia, desenvol-

vimento, Integração e Ecologia. In: SALATi, E. *et al*. (eds) Ed. Brasiliense- CNPq. São Paulo. p.144-323. 1983.

PENTEADO, A. R. Problemas de Colonização e de uso da Terra na Região Bragantina do Estado do Pará. Universidade Federal do Pará. Coleção Amazônia. Série José Veríssimo. Pará. 1967.

SERRÃO, E. A.; TOLEDO, J. M. The serach for sustainabiliy in Amazonian psatures. Inl ANDERSON, A. B. (ed) Alternatives to Deforestation: Steps Tpward Sustainable use of the Amazon rain Forest. New York: Columbia University Press. p.183-214. 1990.

UHL, C.; VIEIRA, I. C. G. Ecological impacts os seletive logging in the Brazilian Amazon: a case study from Paragominas Region of State of Pará. Biotropica:21 (2) p.98-106. 1989.

UHL, C. *et al*. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plants sucession. Journal of Ecolog 76 (3). p.663-681. 1988.

VIEIRA, I. C. G. Forest Succession After Shifting Cultivation em Eastern Amazônia. University of Stirling. Stirling. Tese de Doutorado. University of Stirling. Scotland. 205p.1996.

VIEIRA, I. C. G.; PROCTOR, J. Dinâmica de sementes e regeneração vegetativa em florestas sucessionais da Amazônia Oriental. In: Ecology and Management of Tropical Secondary Forest: Science, people and Policy. Anais… Turrialba. p.P89-97.1997.

WHITMORE, T. C. A. A introduction to Tropical Rain Forest. Oxfor. Clarendon Pres. 226p. 1990.

WIESENMULLEER, J. *et al*. Regeneração vegetativa de capoeira na região da Amazönia Oriental. Brasil. In KANASHIRO, M. PARROTA, J. A. (ed) Manejo e reabilitação de áreas degradadas e florestas secundárias na Amazönia. p.101-105. 1995.

Variação espacial e temporal da comunidade de mariposas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ)

Elisa Vieira Herkenhoff [a]; Alexandre Pimenta Esperanço & Ricardo Ferreira Monteiro
Laboratório de Ecologia de Insetos, Depto. de Ecologia, IB, UFRJ
[a] *elisavh@bol.com.br*

1. Introdução

As mariposas representam cerca de 88% das espécies da segunda maior ordem de insetos, Lepidoptera, que possui aproximadamente 120 mil espécies descritas. Essa é provavelmente a ordem de insetos mais conhecida e estudada, em termos taxonômicos e ecológicos, pela humanidade ao longo de sua história. Para mariposas, como de resto para todos os insetos, o conhecimento taxonômico e ecológico é bastante concentrado em regiões temperadas, onde a ciência é mais antiga e a diversidade biológica menor.

Devido à proximidade taxonômica e ecológica entre borboletas e mariposas, a diversidade de borboletas é intuitivamente usada como indicador da diversidade de mariposas, relação que segundo Ricketts *et al.* (2002) não se mostra verdadeira. A diversidade de lepidópteros tem se apresentado como uma importante ferramenta para o monitoramento ambiental (Brown Jr., 1997), avaliação da sua qualidade (Kitching *et al*., 2000; Ricketts *et al*., 2002) e dos impactos ambientais (Willot, 1999; Spitzer *et al*., 1997; Hamer *et al*., 1997), assim como para a conservação e o manejo desses insetos (Brown Jr., 1997; Ehrlich, 1992).

Grande parte das famílias de mariposas é bem conhecida taxonomicamente, rica em espécies, podendo oferecer informações relevantes para a detecção de impactos em ecossistemas. O hábito predominantemente herbívoro gera a expectativa de que mariposas possam ser usadas como indicadoras da qualidade da vegetação (Kitching *et al*., 2000).

O entendimento do comportamento espacial e temporal da comunidade de mariposas de uma determinada área é de fundamental importância para a elucidação de padrões dominantes das espécies neotropicais e dos processos ecológicos que geram tais padrões, assim como para o desenvolvimento de programas de monitoramento e conservação. Se quisermos prever as mudanças no funcionamento de um ecossistema após uma degradação, primeiro temos que entender os processos responsáveis pela geração e pela manutenção da diversidade em comunidades biológicas (Ricklefs, 1987).

A variação espacial da diversidade é, de forma geral, bem compreendida em uma escala ampla, havendo padrões claros estabelecidos para a maioria dos grupos de seres vivos. Em uma escala local se torna mais difícil o estabelecimento de padrões, tanto pela unicidade de determinada área como pela locomoção dos animais.

Assim como a variação espacial, a variação temporal pode ser expressa em uma grande variedade de escalas. Em uma escala local reflete as perturbações e distúrbios assim como a taxa de regeneração da biodiversidade (Brown, 1988).

A presença ou ausência de espécies depende do balanço de processos que aumentam ou diminuem suas populações, ocorrendo estes últimos normalmente em escala local na natureza, incluindo predação, doença, redução de recursos por competição, distúrbios de pequena escala e períodos de clima desfavorável (Ricklefs, 1987).

O Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (PNRJ), criado em 1998, é o único parque nacional do país que protege ecossistemas de restinga. Por sua recente criação, poucos estudos sobre a entomofauna foram realizados na região, sendo inexistentes inventários sobre os principais grupos de insetos, até mesmo nas restingas como um todo.

O objetivo desse trabalho foi contribuir para o conhecimento dos insetos do PNRJ, auxiliando o inventário das espécies de mariposas que ocorrem na região. Pretendeu-se ainda verificar, em uma escala local, a importância da espacialidade e da temporalidade para um melhor entendimento das comunidades de mariposas e dos processos ecológicos que atuam nessas comunidades na região neotropical.

2. Métodos

O trabalho foi realizado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, no litoral norte do estado do Rio de Janeiro. As coletas foram realizadas nas restingas próximas à lagoa Comprida, no município de Carapebus.

Foram realizadas três coletas com armadilha luminosa no ano de 2002, duas em abril (final do período chuvoso) e uma em setembro (final do período seco). Em cada coleta foram utilizadas duas armadilhas, sendo uma na formação de moita e uma na mata periodicamente inundável. Esses habitats são os mais representativos em termos espaciais do Parque (Araújo *et al*., 1998). Em abril foram amostradas duas áreas (área 1 e área 2) e em setembro somente a área 1. As áreas estudadas distam cerca de 1,5 km uma da outra, estando dispostas em um gradiente que vai da praia para o interior, sendo a área 2 mais próxima do mar.

A armadilha consistia de uma lâmpada mista de 250 w, alimentada por um gerador a gasolina, colocada a uma altura de 1,5 metros do solo junto a um lençol branco de 1,5 x 2,0 metros, preso verticalmente ao chão. A luz permanecia acesa por duas horas, iniciando-se uma hora após o pôr-do-sol, em períodos de lua nova. Os lepidópteros que pousavam no lençol eram capturados com tubos de ensaio, para mariposas pequenas, ou morteiros, para as demais mariposas.

Todos os lepidópteros capturados eram montados em alfinetes entomológicos, rotulados, secos na estufa e guardados em caixas entomológicas para posterior envio para identificação por especialistas.

3. Resultados e Discussão

Foram coletadas 230 espécies de mariposas, das quais 142 (62%) já foram identificadas sendo distribuídas em 19 famílias.

Noctuidae foi a família com o maior número de espécies (44), sendo responsável por 31% do total de espécies identificadas. Seguem Crambidae (18), Arctiidae (15), Pyralidae (14), Notodontidae (13) e Geometridae (10). Oito famílias (42%) foram representadas apenas por uma única espécie: Apatelodidae, Dalceridae, Epiplemidae, Lymantriidae, Megalopygidae, Saturniidae, Tortricidae e Urodidae.

A coleta realizada em abril na área 1 registrou 106 espécies, das quais 63 (59%) já foram identificadas e distribuídas em 12 famílias. O maior número de espécies foi encontrado na família Noctuidae, que foi representada por 17 espécies (27%). Em seguida veio Crambidae (12), Pyralidae (9), Geometridae (7) e Arctiidae (6), respectivamente 19, 14, 11 e 10% das espécies identificadas. As espécies das cinco famílias mais numerosas corresponderam à cerca de 81% das espécies identificadas.

A coleta realizada em abril na área 2 detectou 91 espécies, das quais 60 (66%) já foram identificadas e distribuídas em 16 famílias. O maior número de espécies foi encontrado nas famílias Noctuidae e Crambidae, que apresentaram 14 espécies cada uma (23%). Em seguida vieram Pyralidae (8), Oecophoridae (6) e Notodontidae (4), o que equivale respectivamente 13, 10 e 7% das espécies identificadas. As espécies das cinco famílias mais numerosas responderam por aproximadamente 77% das espécies identificadas. Oito famílias (50%) foram representadas por uma única espécie.

A coleta de setembro, realizada na área 1, registrou 121 espécies, das quais 82 (68%) já foram identificadas e distribuídas em 16 famílias. O maior número de espécies foi encontrado na família Noctuidae, que foi representada por 27 espécies (33%). Em seguida veio Arctiidae (13), Notodontidae (10), Pyralidae (7), Crambidae (6) e Geometridae (6), respectivamente 16, 12, 9, 7 e 7% das espécies identificadas. As espécies das seis famílias mais numerosas corresponderam à cerca de 84% das espécies identificadas. Oito famílias (50%) foram representadas por uma única espécie.

A diferença apresentada entre as três coletas quanto à distribuição das espécies nas famílias indica claramente que a espacialidade e a temporalidade são fatores de fundamental importância para o entendimento da ecologia de comunidades de mariposas. Comparando as amostras realizadas no mesmo período, mas em áreas diferentes (duas coletas de abril), nota-se que duas das cinco famílias mais representativas da área 2, Oecophoridae e Notodontidae, não são sequer representadas na área 1. Na comparação das amostras realizadas no mesmo local, mas em períodos diferentes (abril e setembro), é possível perceber diferenças na proporção de espécies representadas pelas famílias Arctiidae, Crambidae, Geometridae e Pyralidae, além da ausência de representantes da família Notodontidae em abril contrastada com a ocorrência expressiva em setembro.

A similaridade qualitativa (Sorensen) entre as coletas no mesmo período e entre as coletas na mesma área foi relativamente baixa e bastante semelhante. As amostras feitas na mesma época do ano tiveram similaridade de 0,36 e em áreas iguais a similaridade foi de 0,35.

A semelhança entre os valores de similaridades temporais e espaciais das amostras indica a importância dessas duas abordagens na ecologia de mariposas neotropicais. A variação na composição de mariposas de áreas tão próximas (1,5 km) com efeito semelhante a mudança de estação foi inicialmente surpreendente. É mais provável que essas diferenças indiquem que, na região, a comunidade de mariposas esteja estruturada em bases metapopulacionais, com populações dinâmicas no espaço e no tempo, do que ocorram diferenças marcantes nessas áreas.

Os baixos índices de similaridade encontrados reforçam a idéia da necessidade de uma grande abrangência espacial e temporal nos estudos com comunidades de mariposas. Entretanto, esse resultado pode estar refletindo problemas amostrais e metodológicos, como o pequeno número de coletas. Dessa forma, acreditamos que a variação espacial e temporal devem ser, na realidade, menores do que as encontradas em nosso estudo.

4. Conclusão

Os valores de similaridade apontaram para um efeito semelhante da espacialidade e da temporalidade na comunidade de mariposas do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. Esse trabalho, que está inserido no Programa de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD), apresenta uma significativa contribuição para o conhecimento ecológico dos insetos da região. Dentro do enfoque do PELD, a continuidade dessa pesquisa é fundamental, para que se possa confirmar e solidificar os resultados obtidos e compreender melhor os padrões ecológicos da comunidade de mariposas. Nessa perspectiva, nossos resultados devem servir de base para os novos estudos na área e auxiliar em eventuais monitoramentos. O conhecimento do comportamento espacial e temporal desses insetos, em uma escala local, deve ser uma ferramenta primordial para o monitoramento da comunidade, assim como para programas de conservação e manejo na região.

5. Referências bibliográficas

Araújo, D.S.D; Scarano, F.R.; Sá, C.F.C. de; Kurtz, B.C.; Zaluar, H.L.T.; Montezuma, R.C.M. & Oliveira, R.C. de. (1998). In: Esteves, F.A. (ed.) *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. NUPEM. UFRJ. pp 39-62.

Brown, J.H. (1988). Species diversity. In: A.A. Myers & P.S. Giller (Eds.) *Analytical Biogeography*. Chapman and Hall, London.

Brown Jr., K.S. (1997). Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation* I: 25-42

Ehrlich, P.R. (1992). Population biology of checkerspot butterflies and the preservation of global diversity. *Oikos* 63: 6-12.

Hamer, K.C.; Hill, J.K.; Lace, L.A. & Langan, A.M. (1997). Ecological and biogeographical effects of forest disturbance on tropical butterflies of Sumba, Indonesia. *Journal of Biogeography* 24: 67-75.

Kitching, R.L.; Orr, A.G.; Thalib, L.; Mitchell, H.; Hopkins, M.S. & Graham, A.W. (2000). Moth assemblages as indicators of environmental quality in remnants of upland Australian rain forest. *Journal of Applied Ecology* 37: 284-297.

Spitzer, K.; Jaros, J.; Havelka, J. & Leps, J. (1997). Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. *Biological Conservation* 80: 9-15.

Ricketts, T.H.; Daily, G.C. & Ehrlich, P.R. (2002). Does butterfly diversity predict moth diversity? Testing a popular indicator taxon at local scales. *Biological Conservation* 103: 361-370.

Ricklefs, R.E. (1987). Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235 (4785): 167-171.

Willot, S.J. (1999). The effects of selective logging on the distribution of moths in a Bornean rainforest. *Phil. Trsns. R. Soc. Lond.* 354: 1783-1790.

(Apoio: CNPq/PELD, IBAMA)

Levantamento de polinizadores de *Ludwigia elegans* (Camb.) Hara (Onagraceae) na Ilha de Mutum, Alto Rio Paraná, PR/MS

Emerson Augusto Castilho Martins [a] & *José Lopes* [b]
[a] *Faculdade de Apucarana, Doutorando Universidade Estadual de Londrina (emerson@fap.com.br)*
[b] *Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina (jea@uel.br)*

1. Introdução

Abelhas eusociais são geralmente muito generalistas, aprovei-

tando de recursos florais de diversas espécies durante o ano, o que aumenta a oferta de alimento à colônia e torna viável este tipo de socialização. As abelhas africanas (*Apis mellifera scutellata* L.), que mostram este tipo de socialização, foram introduzidas no Brasil em 1956 (Kerr, 1967) e logo em seguida começaram a cruzar-se com as raças européias criadas por apicultores (*Apis mellifera ligustica* L.) e deram origem a um híbrido. Através de enxameamento, abandono de ninhos e cruzamentos sucessivos, começou a se expandir e colonizar grande parte da América do Sul (Taylor Jr., 1985), alcançou a América Central (Boreham & Roubik, 1987), chegou a América do Norte em 1986 (Molina Pardo *et al.*, 1988) atingindo o Texas, Arizona, Novo México e Califórnia (Sanford, 1995).

No comportamento forrageiro, as abelhas do gênero *Apis* apresentam a chamada constância facultativa em dias e/ou viagens sucessivas (Free, 1963). Segundo Westerkamp (1991), *A. mellifera* não está adaptada a nenhuma espécie vegetal em particular, e essa flexibilidade de forrageamento é um pré-requisito básico para manter a atividade durante o ano todo.

A estratégia de polinização entomófila é utilizada por muitas plantas fanerógamas e é comum a coevolução destes com agentes polinizadores específicos. Neste contexto, os Hymenoptera aparecem como os principais polinizadores.

Segundo a síndrome de melitofilia de Faegri & Van der Pijl (1979), *Ludwigia elegans* (Camb.) Hara (Onagraceae) apresenta-se como espécie melitófila, pois dispõe de boa plataforma de pouso, cor amarela viva, néctar abrigado mas não muito profundo e em quantidades moderadas, poucos estames e muitos óvulos por ovário. Vieira & Shepherd (1998) sugerem a existência de uma barreira de incompatibilidade muito estranha, o que torna *L. elegans* auto-incompatível.

Gimenes (1998) observou relações entre a abelha oligolética, isto é, que visita uma ou poucas espécies vegetais, *Tatraglossula bigamica*, da família Colletidae, e flores de *L. elegans*. *Apis mellifera* preferiu a coleta de néctar em flores de *L. elegans* nos municípios de Mairinque e Campos do Jordão, SP, raramente coletando pólen nesta planta (Gimenes, 1993). *Apis mellifera* foi relatada como sendo afugentada da flor na presença de abelhas especialistas para flores de *L. elegans* (Gimenes, 1993).

Os grãos de pólen de *L. elegans* são grandes e ligados uns aos outros por filamentos de viscina (Linsley *et al.*, 1973). Esses fios aumentariam a polinização por forçar a transferência simultânea de vários grãos de pólen (Cruden & Jenzen, 1979). As abelhas que coletam este tipo de pólen apresentam, em geral, algumas especializações e são oligoléticas (Raven, 1979); outras abelhas acabam apresentando dificuldade para a coleta deste tipo de pólen (Michener, 1944).

O presente trabalho teve como objetivo o levantamento de polinizadores de *L. elegans*, bem como de outros visitantes florais, em arbusto localizado na ilha de Mutum, arquipélago Mutum-Porto Rico, Alto Rio Paraná.

2. Métodos

O estudo foi realizado no dia 08 de agosto de 2001, na ilha de Mutum, parte do arquipélago Mutum-Porto Rico, situado no Alto Rio Paraná, entre as coordenadas 22º44'27" a 22º48'18"S e 53º21'21" a 53º13'26"O.

O clima é subtropical úmido mesotérmico tipo Cfa (H) na classificação de Köeppen, com temperatura média anual de 22ºC e com índice pluviométrico médio anual de 1200mm (Paraná, 1997). Os meses com maior índice pluviométrico são de setembro a dezembro, enquanto que os meses mais secos são de junho a agosto (Eletrosul, 1986). As ilhas são formadas por sedimentos argilosos, argilo-arenosos nos diques marginais e areias depositadas pelo canal fluvial (Souza-Filho, 1994). Apresentam ainda solos da classe aluvial pouco desenvolvidos (Amaral, 1996). A vegetação é classificada como parte da região fitoecológica da Floresta Estacional Semidecidual, e Campos & Souza (1997) a colocaram ainda como Floresta Estacional Semidecidual Aluvial.

Para o estudo, foi selecionado um arbusto típico da região de *L. elegans* presente na margem Oeste da ilha. O arbusto encontrava-se relativamente separado dos outros semelhantes e apresentava-se com muitas flores. O terreno de instalação da espécie era arenoso, onde o rio normalmente chega quando no seu nível normal, já que o corrente ano apresentou uma seca atípica. Ramos com flores foram coletados após o término do monitoramento, secos em estufa e levados a um especialista do Herbário da Universidade Estadual de Londrina para identificação da espécie.

Foi realizada a contagem direta dos visitantes florais das 8:30H às 15:30H, com pausa das 11:00H às 13:00H, totalizando 05 horas de observação. Um exemplar de cada inseto diferente nas flores foi coletado com rede entomológica para posterior montagem e identificação. Estes insetos estão depositados na Coleção Entomológica da Universidade Estadual de Londrina. Os dados foram anotados e usados para avaliação e conclusões.

3. Resultados

As flores de *L. elegans* se abriram completamente às 9:15H, ocorrendo a primeira visita de inseto às 9:30H. Observou-se a presença de insetos considerados polinizadores, quando tocavam o estigma, e visitantes, quando não o faziam. Ao total, foram 45 insetos polinizadores e outros 15 visitantes florais.

O polinizador mais comum foi *A. mellifera* (29), seguido de Halictidae sp1 (9), Sphecidae sp1 (3), Vespidae sp (2), Halictidae sp2 (1) e Sphecidae sp2 (1). Quanto aos visitantes, o mais cumum foi Formicidae (Hymenoptera) (5), Cantharidae (Coleóptera) (4), Tachinidae (Díptera) (2), Curculionidae (Coleóptera) (2), Crisomelidae (Coleóptera) (1) e Lycaenidae (Lepidóptera) (1).

Apis mellifera coletou preferencialmente néctar, pousando normalmente sobre o estigma e tocando as anteras quando se deslocava pela flor. Não foi observado nenhum tipo de interação agonística entre os insetos, e *A. mellifera* apresentou certa dificuldade em coletar pólen, dificuldade esta não observada em nenhum outro polinizador.

4. Discussão e Conclusões

Ao contrário dos trabalhos realizados anteriormente por Gimenes (1988; 1993) nos municípios de Campos do Jordão, Ribeirão Preto e Mairinque, estado de São Paulo, o principal polinizador coletado foi a *Apis mellifera*, e não abelhas nativas.

Apis mellifera é uma espécie introduzida e *Ludwigia elegans* uma espécie nativa, com adaptações morfológicas resultante de coevolução com abelhas nativas. Uma destas adaptações é a presença de filamentos de viscina, que dá característica adesiva ao pólen. Abelhas nativas estão perfeitamente adaptadas tanto à coleta quanto ao transporte deste, e nas observações de campo isto era bem evidente: as abelhas nativas coletavam o pólen e, com auxílio das pernas, o transferia para a escopa; já *A. mellifera* coletava-o, mas na tentativa de transferência deste para a corbícula, apresentava grande dificuldade e às vezes tinham até mesmo que pousar em uma folha qualquer para "arrumar" o pegajoso pólen na corbícula. Muitos fios ainda permaneciam sobre o corpo do inseto, chegando a prejudicar o vôo.

Camargo e Mazucato (1984) encontraram, na região de Ribeirão Preto – SP, *T. bigamica* como visitante exclusivamente de *L. elegans*. Gimenes (1988) descreveu comportamento de defesa de território por machos desta espécie em flores de *L. elegans*. Estes machos permitiam apenas fêmeas da sua espécie pousarem e alimentarem-se nas flores do seu território. *Pseudogapostemon brasiliensis* (Hymenoptera: Halictidae) também apresentou comportamento de defesa de território pelos machos, porém não foi identificado um trajeto de defesa, e sim apenas defesa da flor em que ele estava pousado. *Apis mellifera*, também muito freqüente nas flores de *L. elegans* da região, só aparecia quando *T. bigamica* e *P. brasiliensis* estavam ausentes ou em número muito baixo. Conseqüentemente, a alta densidade de *A. mellifera* polinizando a planta

observada durante todo o dia no arquipélago Mutum-Porto Rico pode estar relacionada com a ausência de *T. bigamica* e *P. brasiliensis* naquele local. Levantam-se as hipóteses então de não haver um número adequado das duas espécies de abelha no local ou da população de *L. elegans* ter aumentado muito naquele ano.

Pelas condições geográficas do local, observa-se que o mesmo atravessava seca fora do comum, deixando drenado regiões arenosas onde antes era o leito do rio. *Ludwigia elegans* comporta-se como uma planta pioneira de crescimento rápido, com hábito semi-aquático, sendo suas sementes transportadas pelo rio. A planta tolera muito bem terreno arenoso, e com a exposição do terreno onde antes era o fundo do rio, *L. elegans* encontrou um ambiente adequado ao aumento de sua população. *Tetraglossula bigamica* não é uma abelha de ciclo de vida perene, sendo que o pico de sua população dá-se nos meses de outono e inverno no estado de São Paulo. Por conseguinte, um aumento na oferta de alimento para esta abelha talvez só seja percebido na próxima geração, ou seja, no ano seguinte. O resultado esperado então seria um número grande de flores de *L. elegans* sem *T. bigamica* pousadas, e então disponível à *A. mellifera* que se aproveitaria do recurso alimentar, já que no local foi observada pouca disponibilidade de outras flores no período.

A outra hipótese é de que a população de abelhas do local é muito pequena. Não se pode descartar esta hipótese porque, embora a oferta de alimento seja pequena, a área já havia sido degradada, para utilização de pasto, e apresenta-se em estado secundário. Talvez a população de abelhas do local ainda não tenha se recomposto do distúrbio passado.

Uma outra condição possível é a falta de sincronia entre o pico de floração de *L. elegans* e o pico de emergência de *T. bigamica*. Isto poderia ser deslocado pela alteração da temperatura e umidade relativa do local (talvez causados pelo desmatamento), que parecem influenciar na emergência das abelhas. O principal fator a influenciar no pico de floração de *L. elegans* é a mudança anual no fotoperíodo, o que independe da condição de conservação do local, e então não seria deslocado. O resultado seria então a falta de sincronia destas espécies mutualistas.

Conclui-se neste trabalho que *L. elegans* no local apresenta mais de uma espécie de abelha polinizadora, e que *A. mellifera* desempenha papel relevante na polinização da espécie, ao contrário de outras áreas estudadas anteriormente.

5. Referências Bibliográficas

Amaral, J.A.B. (1996). *Proposta de ocupação do rio Paraná compartimento canal costado*. Dissertação de Mestrado. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, 99 p.

Boreham, M. M. & Roubik, D. W. (1987) Population change and control of africanized honey bees (Hymenoptera: Apoidea) in Panama Canal area. *Bulletin of the ESA*: 34-39

Camargo, J. M. F. & Mazucato, M. (1984). Inventário da apifauna e flora apícola de Ribeirão Preto, SP, Brasil. *Dusenia* 14(2)Ç 55-87.

Campos, J. B. & Souza, M. C. (1997). Vegetação. *In: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A. A.; Halm, N. S. (Ed)* Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: *Aspectos físicos, biológicos e sócio-econômicos.* Maringá: EDUEM-NUPELIA, p. 331-342.

Cruden, R. W. & Jensen, K. G. (1979). Viscin threads, pollination efficiency and low pollen-bearing area of the pollinator: An hypothesis. *Evolution,* 35(5): 964-974.

ELETROSUL (Centrais Elétricas do Sul do Brasil) (1986) Ilha Grande – *Relatório de Pesquisa* 4v. Florianópolis.

Faegri, K. & Van der Pijl, L. (1979). *The principles of pollination ecology*, London: Pergamon, 244 p.

Free, J. B. (1963). The flower constancy of honeybees. *Journal of Animal Ecology* 32(1): 119-131.

Gimenes, M. (1988) *Interações entre* Tetraglossula bigamica *(Strand; Hymenoptera, Colletidae)* Pseudogapostemon brasiliensis *Cure (Hymenoptera, Halictidae), outras espécies e flores de* Ludwigia elegans *(Camb.) Hara (Onagraceae).* Dissertação de Mestrado. Ribeirão Preto: USP.

Gimenes, M. (1993). *Estudo de padrões temporais de* Ludwigia elegans *(Camb.) Hara (Onagraceae) e as abelhas (Apoidea) visitantes em duas localidades do Estado de São Paulo*. Tese de Doutorado. São Paulo: USP.

Kerr, W. E. (1967). The history of the introduction of African Bees to Brazil. *South African Bee Journal* 39: 3-5.

Linsley, E. G.; Macswain, J. W.; Raven, P. H. & Thorp, R. W. (1973). Comparative behavior of bees and Onagraceae. V. *Camissonia* and *Oenothera* bees of Cismontane California and Baja California. *University of California Publications of Entomology* 71: 1-68.

Michener, C. D. (1944). Comparative external morphology, phylogeny and a classification of bees (Hymenoptera). *Bulletin of American Museum of Natural History* 82(6): 158-326.

Molina Pardo, A. M.; Cortes, C. M.; Armstrong, D. P. *et al.* (1988). Manejo y control de la abeja africanizada. *Organismo Internacional de Sanidad Agropecuaria (OIRSA)/ Banco Internacional de Desarrollo, San Salvador.* El Salvador, 229 p.

Paraná (Secretaria do Estado e do Abastecimento, Intendência de Terras, Cartografia e Florestas). (1997). *Atlas do Estado do Paraná* (F. 1) p. 73.

Raven, P. H. (1979). A survey of reproductive biology in Onagraceae. *New Zealand Journal of Botany*. 17: 575-593.

Sanford, M. (1995). Screaming for African bees. *Florida Extension Beekeeping Newsletter – Apis* 12: 1-7.

Souza Filho, E. E. (1994). Feições do sistema anastomosado pré-atual do rio Paraná. *In: XXXVIII Congresso Brasileiro de Geologia – Balneário Camboriú, SC*. Resumos do... p. 408-409.

Taylor Jr., O. R. (1985). African bees: potential impact in the United States. *Bulletin of Entomological Society of America* 34: 114-124.

Westerkamp, C. (1991). Honey bees are poor pollinators – Why? *Plant Systematics and Evolution* 177: 71-75.

Monitoramento Da Flutuação Populacional De *Aedes* (Stegomyia) *Aegypti* (Linnaeus, 1762) E *Aedes* (Stegomyia) *Albopictus* (Skuse, 1894), Em Vargem Pequena - Rio De Janeiro/Rj.

Espindola, C. B [1]; Guedes, R.N. [2]; Leite, L.M.R.[2]; Vicentini, S. [2]; Ribeiro, F.M.B. [2]; Alves, L.S.L. [2]; Marchiori, M.C. [2]& Tomokio, M. [2]

[1] Universidade Estácio de Sá – CAMPUS Vargem Pequena, cbespindola@sulrj.com

[2] Graduando de Biologia Universidade Estácio de Sá – CAMPUS Vargem Pequena.

1. Introdução

Estudos sobre a freqüência e sazonalidade dos mosquitos culicídeos são importantes e necessários tanto no planejamento quanto na execução de medidas de combate a esses insetos (SILVA et al, 2002). O Aedes (STEGOMYIA) aegypti (Linnaeus, 1762) membro desta família, é originado das regiões egípcias, de onde deriva o seu nome. Esta é uma espécie presente nos meios urbanos, e que está adaptada a habitats artificiais, sendo muito temida nas regiões tropicais e subtropicais nas quais ocorre, por ser transmissora de várias doenças, com destaque para a febre amarela e para o dengue. O Aedes (Stegomyia) albopictus (Skuse, 1894) é, como o Ae. aegypti, um mosquito estrangeiro, que ocorre naturalmente em áreas de clima temperado e tropical. Muitas doenças

correlacionadas com estes vetores estão espalhando-se pelo globo devido tanto à evolução das redes de transportes, responsáveis pela disseminação de espécies desta família, quanto às alterações climáticas. Os ovos destes mosquitos, não são postos na água, e sim a milímetros acima de sua superfície, em recipiente tais como: latas e garrafas vazias, calhas, caixas d'água, pratos de vasos de plantas ou qualquer outro lugar que possa armazenar água da chuva. Quando chove, o nível da água dos recipientes sobe, entra em contado com os ovos que eclodem em pouco mais de 30 minutos, esta estratégia possibilita às larvas eclodirem no período mais propício do ano. Após a eclosão, a larva passa por quatro fases até dar origem a um novo mosquito.

A dengue é uma arbovirose transmitida no Brasil pelo mosquito *Ae. Aegypti*, e o seu quadro clínico se apresenta por uma febre aguda que se caracteriza por começo repentino, durando de três a cinco dias, cefaléia intensa, mialgias, artralgias, dor retro orbital, anorexia, alterações do aparelho gastrointestinal e aparecimento de erupções (OPS/OMS, 1997)

O *Ae. aegypti* foi introduzido no Brasil durante o período colonial, provavelmente na época do tráfico de escravos. Já o *Ae. Albopictus*, invadiu o continente americano recentemente (1985), ocupando localidades ao sul do Estados Unidos. Foi pela primeira vez encontrado no Brasil, em maio de 1986, nos estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais, atingiu progressivamente, outros estados vizinhos como Espírito Santo e São Paulo.

Sua distribuição, no Brasil, ainda é associada à presença do homem, utilizando, como o *Ae. aegypti*, os criadouros propiciados pela atividade humana. Contudo é um mosquito que se espalha com facilidade no ambiente rural, semi-silvestre e silvestre.

Ae. aegypti e *Ae. albopictus* são vetores comprovados de dengue no mundo. Nas Américas, o *Ae. aegypti* é o único transmissor desse vírus com importância epidemiológica. Sendo que, IBÁNEZ-BERNAL (1997), fez o primeiro registro do *Ae. Albopictus* naturalmente infectado pelo vírus do dengue na América durante uma epidemia em 1995 em Reynosa no México.

2. Métodos

Durante os meses de janeiro a junho de 2003, foram instaladas armadilhas no peridomicílio de cinco pontos na área residencial do bairro de Vargem Pequena, município do Rio de Janeiro - RJ. As armadilhas utilizadas foram do tipo ovitrampas (FAY & ELIASON, 1996) compostas por um recipiente de cor preta com 2,5cm de largura, 12,5cm de comprimento e capacidade para 500ml, e uma palheta de eucatex para a oviposição, fixada verticalmente no recipiente, com um terço do seu tamanho imersa em 250ml de solução de água com infusão de feno a 10% (REITER, 1991). Tomou-se sempre o cuidado de deixar a parte áspera do eucatex voltada para o interior do recipiente. Cada palheta fixada recebeu uma marcação específica. Os dados foram colhidos e registrados em formulário próprio para esta finalidade.

Tendo em vista a grande dificuldade para a identificação de *Ae. aegypti* e *Ae. albopictus* através do ovo (Braga, 2000) as palhetas coletadas em campo foram enviadas para laboratório, onde as mesmas eram imersas em copos plásticos de 500ml com tampa e devidamente identificados. Após a eclosão espontânea dos ovos, as larvas foram criadas até a emergência dos adultos que foram sacrificados e identificados através da utilização de chave dicotômica (Belkin, 1970; adaptada por Consoli, 1994).

Em uma residência foi instalado um pluviômetro construído com garrafa "Pet" de dois litros, e régua escolar comum, os dados pluviométricos do local foram anotados em planilhas específicas para posterior comparação com a pesquisa larvária.

Os dados climáticos foram obtidos também na estação experimental de Seropédica - RJ, pertencente à Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio de Janeiro (EMBRAPA), que fica a aproximadamente 40 km das áreas de coleta no intuito de aprimorar os dados colhidos na residência.

3. Resultados e Discussão

Foi coletado um total de 446 culicídeos do gênero *Aedes*, sendo 3,59% de *A. aegypti* e 96,41% de *A. albopictus*. O *A. aegypti* só foi capturado no mês de fevereiro (9 machos e 7 fêmeas), já o *A. albopictus* esteve presente em todos os meses do experimento, sendo coletado um total de 430 indivíduos, 98 no mês de janeiro (22,79%), 129 em fevereiro (30%), 21 em março (4,88%), 110 em abril (25,58%),59 em maio (13,72%) e 13 em junho (3,02%). O maior índice foi alcançado no mês de fevereiro, e o menor em junho.

A maior intensidade pluviométrica ocorreu em janeiro, e a menor em fevereiro. Os maiores índices apresentados nos meses de fevereiro, foram provavelmente em decorrência desta alta pluviosidade e da temperatura elevada neste período. O baixo índice encontrado no mês de junho pode ser explicado tanto pela baixa pluviosidade, quanto pela baixa temperatura do mês.

Os nossos resultados estão de acordo com SILVA *et al.* (2002), que estudando a atividade sinantrópica de culicídeos em Goiânia – GO, também obtiveram as maiores freqüências nos meses de janeiro a abril e as menores nos meses de junho e julho, entretanto a espécie mais coletada por estes autores foi o *A. aegypti* com 46,86%. Já o *A. albopictus* teve uma freqüência de somente 2,23%. Estas freqüências podem ser explicadas pela total adaptação do *A. aegypti* ao ambiente urbano e pela recente introdução de *A. albopictus* naquela região SILVA *et al.* (*op. cit.*).

Os nossos resultados indicam que o *A. albopictus* está melhor adaptado a esta região do que o *A. aegypti*, provavelmente pelo fato do primeiro ser mais silvestre e a região de estudo ficar localizada em uma área pouco urbanizada. Entretanto, a presença do *A. aegypti*, indica que se esta região se tornar mais urbanizada, poderemos ter maior probabilidade de transmissão do vírus do dengue.

BIBLIOGRAFIA:

BELKIN, J. N.; HEINEMANN, S. J. & PAGE, W. A. 1970. The Culicidae of Jamaica. *Contrib. American Ent. Inst. Mosquito Studies.* XXI. 6: 1 – 458.

BRAGA, I. A.; GOMES, A. C.; NELSON, M.; MELLO, R. C. G.; BERGAMASCHI, D. P. & SOUZA, J. M. P. 2000. Comparação entre pesquisa larvária e armadilhas de oviposição, para detecção de *Aedes aegypti*. Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical. 33 (4): 347 – 353.

CONSOLI, R. A. G. B. & OLIVEIRA, R. L. 1994. Principais mosquitos de importância médica no Brasil – Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro. 228 p.

FAY, R.W. & ELIASON, D.N. 1966. A preferred oviposition site as surveillance method for Aedes *aegypti*, *mosquito News*, 26: 531-535.

OPS/OMS 1997. Organización Panamericana De La Salud / organización Mundial De La Salud. Manual para el control de las enfermedades transmisibles. Washington, D.C. 542 p.

REITER, P. 1996. Oviposition and dispersion of *Aedes aegypti* in and urban environment. *Bull Soc. Pathol Exot*, 89 (2): 120-122.

SILVA, I.G.; SILVA, H.H.G.; GUIMARÃES,V.P.; ELIAS, C.N. & LIMA, C.G. 2000. Atividade de espécies de culiicíneos sinantrópicos em uma cidade brasileira com transmissão de dengue. *Entoml. Vect.*9 (1): 15-24.

Composição Das Guildas De Aranhas Nos Municípios De Tainhas E Terra De Areia Da Rodovia *Rota Do Sol*, Rs.

Estevam Luís Cruz da Silva[1]; Juliane Bentes Picanço[2]; Aldo Mellender de Araújo[1].
1-Núcleo de Aracnologia, Departamento de Genética, Instituto de Biociências, UFRGS 2- Laboratório de Malacologia da PUCRS).
E-mail: estevam_cruz@hotmail.com

1.Introdução

O objetivo inicial deste trabalho é avaliar o impacto da construção da rodovia RST-453/RS-486 Rota do Sol no trecho entre

Tainhas e Terra de Areia sobre a araneofauna da região, e para isso desenvolveu-se uma análise das guildas de forrageamento das aranhas no estrato arbustivo. A Ordem Araneae é conhecida pela sua capacidade de ocupação dos mais variados ambientes (Foelix, 1996). Este trabalho faz parte de uma série de subprojetos que ocorrem também nas mesmas regiões, e visa descrever as principais guildas de aranhas, compostas por diferentes famílias, naquele trecho da rodovia.

2.Materiais e métodos

A região de Tainhas apresenta uma vegetação denominada Floresta Ombrófila Mista devido a presença do pinheiro-brasileiro (*Araucaria angustifolia*) e a região de Terra de Areia é composta por fragmentos de Mata Atlântica (Bencke & Kindel, 1999;Rambo, 1956). Para a realização do estudo foram realizadas coletas mensais em campo, e utilizada a técnica do guarda-chuva entomológico. Foram realizadas amostragens nos meses de novembro, dezembro de 2001 e setembro de 2002 em Terra de Areia, e na região de Tainhas: abril, julho e dezembro de 2002. O material coletado foi separado em famílias, utilizando-se a chave para determinação de famílias (Pikelin & Schipelli, 1963).

3. Resultados e discussão

Após seis coletas foram encontradas 132 aranhas adultas, 36 gêneros, 27 espécies distribuídas em 14 famílias, onde os adultos foram encaminhados à Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul para serem identificados até o nível de espécie. Os espécimes coletados foram separados em sete grandes guildas, definidas a partir de Uetz,1999: corredoras arbustivas (Anyphaenidae e Heteropodidae), corredoras de serrapilheira (Corinnidae, Oonopidae e Scytodidae), espreitadoras (Salticidae), emboscadoras (Thomisidae e Philodromidae), tecedoras errantes de lençol (Linyphiidae), tecedoras orbiculares (Araneidae, Theridiosomatidae, Mysmenidae, e Uloboridae) e tecedoras de teias de espaço (Theridiidae). A guilda de aranhas espreitadoras, que são aranhas tipicamente cursoriais, apresentou uma participação bastante homogênea em ambas as áreas. Já a guilda de tecedoras de teia de espaço, que utilizam teias de captura, apresentou uma participação maior em Terra de Areia (55,7%), além de possuir também o maior número de espécies (20 spp.). No município de Tainhas a guilda de tecedoras errantes de lençol apresentou uma participação de 29%, onde na região de Terra de Areia o valor foi de apenas 10%. Os resultados encontrados são reflexos das diferentes estruturas da comunidade vegetal, uma vez que a diversidade de aranhas está intimamente relacionada com a estrutura do habitat (Uetz, 1991;Ysnel et al, 2000), além de ambas as áreas de estudo apresentarem formações vegetais bastante distintas.

Referências Bibliográficas

- BENCKE, G.A.; KINDEL, A.,1999 – Birds counts along na altitudinal gradient of Atlantic forest in northeasten Rio Grande do Sul. *Ararajuba* 7:91-107.

- FOELIX, R.F., 1996- *Biology of Spiders.* Oxford, 330p.

-PIKELIN, B.S.G; SCHIAPELLI,R.D.,1963 – Llave para la Determinación de Familias de Arañas Argentinas. *Physis*, tomo XXIV, Nº 67, pág. 43 - 72.

-RAMBO, B., 1956 - *A Fisionomia do Rio Grande do Sul.* Livraria Selbach, 471p.

-YSNEL, F.; CANARD, A., 2000- Spider Biodiversity in Connection with the Vegetation Structure and the Foliage Orientation of Hedges. *Journal of Arachnology* 28:107-114.

-UETZ, G.W., 1991 – Habitat Structure and Spider Foraging. Pp. 325-348. *Habitat Structure: the Physical Arrangement of Objects in Space*. (E.D. Mc Coy, S.A.Bell, H.R. Mushinsky, eds) Londres,Chapman e Hall.

-UETZ, G.W.; HALAJ, J.; CADY, A., 1999 – *Guild Structure of Spiders in Major Crops*. Journal of Arachnology 27:2710-280.

-(CNPq/FAPERGS).

Aspectos da dieta de *Bagre bagre* (Osteichthyes, siluriformes) da ilha dos Caranguejos, Maranhão

Fabiana Mendes N. de Sousa[1]; Raimunda N. Fortes C. Neta[2]
([1]Graduanda em Biologia do UniCEUMA, bianna.bio@bol.com.br; [2]Professora do Depto. de Biologia/ UniCEUMA)

1. Introdução

A *Ilha dos Caranguejos* (Maranhão) localiza-se na Baía de São Marcos, recebendo águas do rio Mearim (Palma, 1978). É um local de difícil acesso e abriga uma ictiofauna ainda desconhecida pela comunidade acadêmica.

Visando contribuir para o entendimento do ecossistema *Ilha dos Caranguejos*, que é integrante da Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense (coordenadas 1º 59' - 4º 00' S e 44º 21' - 45º 33' W), o presente trabalho objetivou analisar o hábito alimentar da espécie *Bagre bagre* (conhecido popularmente como bandeirado), buscando compreender o relacionamento desse peixe com outros organismos aquáticos.

Estudos sobre dieta alimentar de peixes são de grande importância para compreensão das relações tróficas entre predador e presa. Dessa forma, espera-se que os resultados dessa pesquisa possam proporcionar subsídios científicos ao conhecimento do potencial de exploração, bem como o ordenamento da atividade pesqueira nessa região.

2. Métodos

As capturas do *Bagre bagre* foram realizadas entre dezembro de 2002 a maio de 2003, utilizando-se rede de emalhar. Os espécimes foram desembarcados frescos e levados ao Laboratório de Hidrobiologia da Universidade Federal do Maranhão para obtenção dos dados morfométricos e biológicos, utilizando-se paquímetro, régua e balança de precisão de 0,01g marca Sauter RC 2022. Em seguida os animais foram dissecados, para retirada dos estômagos os quais foram pesados em balança de precisão 0,01g e fixados em solução de formol a 10% para posterior análise.

A análise do conteúdo estomacal foi feita com a extração completa dos itens alimentares, determinando-se o peso do estômago com alimento e sem alimento. As presas encontradas foram acondicionadas individualmente em vidros com solução de álcool a 70% para posterior identificação taxonômica, usando-se como referência Barnes (1996).

Durante as análises do conteúdo estomacal foi observado o estágio de repleção, que indica o grau de enchimento dos estômagos, classificados conforme a escala a seguir, adotada por Aloncle e Delaporte *apud* Héran (1987):

Estado 1 - estômago vazio
Estado 2 - 1/4 de estômago cheio
Estado 3 - 1/2 de estômago cheio
Estado 4 - estômago totalmente cheio

Quanto ao grau de digestão dos ítens alimentares, utilizou-se uma escala adaptada de Aloncle e Delaporte *apud* Héran (1987):

Estado 1 - digerido
Estado 2 - semi digerido
Estado 3 - não digerido

Na análise da dieta, com o objetivo de identificar quais os principais ítens alimentares consumidos pelo *Bagre bagre*, foi aplicado o método quantitativo, onde foi determinada a frequência de ocorrência dos ítens alimentares identificados para a espécie no período estudado.

3. Resultados e discussão

Foram analisados 125 exemplares do peixe conhecido como Bandeirado, *Bagre bagre* (Linaeus, 1776), sendo 82 machos e 43 fêmeas.

O comprimento total dos animais variou de 13,1 a 36,9 cm. O peso dos indivíduos ficou compreendido entre 15,36 a 320,29 g. A variação do peso do estômago cheio teve como maior valor 26,04

g e menor valor 0,78 g. Esses dados revelam que a espécie em estudo é um bagre de médio porte e de peso considerável em relação aos outros bagres estuarinos até agora identificados na região. Entretanto, Figueiredo & Menezes (1978) afirmam que esse peixe, possuidor de um par de barbilhões na maxila inferior e barbilhões maxilares achatados em forma de fita, pode crescer até cerca de 1 m.

A análise da dieta alimentar mostrou que dos 125 estômagos observados 10 estavam "vazios", 23 estavam com "1/4 de alimento", 47 apresentavam-se "1/2 cheio" e 43 encontravam-se "totalmente cheios".

O percentual de estômagos "1/2 cheio" (37,6%) e "totalmente cheio" (34,4%) foi relativamente alto, indicando uma possível atividade alimentar contínua ou captura desses animais em horário de sua alimentação.

Do total de estômagos observados, 16,8% apresentavam-se com alimento totalmente digerido, 54,4% com alimento semi-digerido e 28,8% com alimento não digerido.

Os estômagos em estágio totalmente digerido apresentaram o percentual de 16,8%, sendo que tal resultado pode ter ocorrido pelo fato de não ter sido possível examinar os estômagos dos peixes logo após as capturas. Já os estômagos em estágio semi-digerido e não digerido representou um percentual muito alto, reforçando a hipótese de que o Bandeirado alimenta-se sem grandes intervalos de tempo.

O conteúdo estomacal do *Bagre bagre* apresentou a ocorrência dos organismos-presa: caranguejo, camarão, siri, anfípoda, anelídeos poliquetas e oligoquetas, peixes teleósteos, insetos, vermes nemertíneos e algas.

De todos os componentes alimentares identificados o item preferido pelo *Bagre bagre* foi caranguejo (69,6%) seguido de camarão (26,4%). O terceiro item mais consumido foi anelídeo poliqueta (2%), peixes e demais itens alimentares foram mais raros, perfazendo 2% do total.

Esse resultado indica, provavelmente, que crustáceos decápodos constituem-se em presas fáceis para o Bandeirado. Todavia, tais dados podem estar relacionados com o fato de que os fragmentos de carapaças dos crustáceos demoram a sofrer a ação do suco gástrico, favorecendo, assim, a identificação desse item alimentar.

4. Conclusão

Os indivíduos da espécie em estudo, em sua maioria (90,4%), apresentaram estômagos com alimento, indicando, provavelmente, que o *Bagre bagre* é um peixe que está em contínua atividade de alimentação.

Levando-se em consideração o conteúdo estomacal dos exemplares analisados, pode-se concluir que, mesmo existindo itens alimentares mais frequentes (caranguejo e camarão), o *Bagre bagre* é uma espécie predadora oportunista, alimentando-se de outros organismos aquáticos.

5. Referências Bibliográficas

Aloncle e Delaporte. Revision bibliografica de los objectivos y la metodologia. In: Herrán, R. A. *Analisis de contenidos estomacales en peces.* Caracas: Inf. Téc. Inst. Esp. Oceanogr., 1987. 74 p.

Barnes, Robert D. *Zoologia dos invertebrados*. 6ª ed. São Paulo: Roca, 1996. 1029 p.

Figueiredo, J. L., Menezes, N. A. *Manual de peixes marinhos do sudoeste do Brasil*. II. Teleostei (1). São Paulo: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 1978.

Palma, J. J. C. Geomorfologia da plataforma continental Norte brasileira. In: Projeto REMAC, 1979, Rio de Janeiro. *Anais do projeto REMAC*, Rio de Janeiro: PETROBRÁS, 1979. 205 p. p. 25-51 (Série Projeto REMAC, 7).

Ocorrência de *Aedes (Stegomyia) albopicus* (Skuse, 1894) (Diptera: Culicidae) em mata primária no Norte do Paraná, Brasil.

Fabricio Beggiato Baccaro[a]; Renato José Pires Machado[a] & José Lopes[b].

[a] Graduação Licenciatura e Bacharelado Ciências Biológicas – UEL.
[b]Depto. de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina (UEL) (jea@uel.br)

1. Introdução

Aedes (*Stegomyia*) *albopictus* (Skuse, 1894), é uma espécie nativa do continente asiático, primariamente silvestre que deposita seus ovos em criadouros naturais, representados principalmente por ocos em árvores, bromeliáceas e outras coleções líquidas de pequeno ou grande porte. Paralelamente ao seu caráter primitivo silvestre, a espécie mostra, através de seus hábitos, grande plasticidade genética que a capacita explorar, com muito sucesso, ambientes antrópicos. Esta mobilidade garante um avançado grau de antropofilia e domiciliação, sem perder sua capacidade de exploração dos ambientes nativos. Espécie exótica no Continente Americano (Forattini, 1986), provavelmente introduzida por volta do ano de 1980. O primeiro registro de ocorrência desta espécie no Brasil foi relatada por Forattini (1986), identificando larvas oriundas da Cidade do Rio de Janeiro. A introdução pode ter sido de forma passiva através do intercâmbio marítimo entre Brasil e Japão no comércio de minério de ferro (Consoli & Lourenço de Oliveira, 1994).

Aedes albopictus é aceito como vetor do vírus da febre dengue, febre amarela, encefalite asiática e outras arboviroses no continente asiático (Moore & Mitchell, 1977). Ibanez-Bernal et al. (1997), fizeram o relato do primeiro encontro desta espécie infectada com o vírus da dengue, para o continente americano, no México. No laboratório, Moore & Mitchell (1997), conseguiram infectá-la com 22 tipos deferentes de arbovirus. No Brasil não está sendo incriminada como vetor do vírus da dengue e febre amarela, todavia Serufo et al.(1993) tenham isolado, a partir de uma larva, vírus DEN-1 em Montes Altos, Mina Gerais.

Aedes albopictus está totalmente disseminado na grande maioria dos municípios brasileiros, incluindo o Estado do Paraná. Sant'Ana (1996), fez o primeiro relato da ocorrência de *Ae. albopictus* no Estado do Paraná, através adultos coletados na área urbana de Curitiba, em bairro residencial próximo a Br 277 que liga a cidade portuária de Paranaguá à capital Curitiba. Todavia, sua presença era conhecida desde 1988, pelo diagnóstico de larvas através dos trabalhos de rotina da campanha anti-*aegypti* realizada pelos agentes da Superintendência de Campanhas de Saúde Pública, ex-SUCAM.

A colonização e dispersão no Brasil, iniciaram-se pela área urbana e graças a natureza silvestre da espécie, invadiu a área rural em condições antrópicas e ambientes preservados. Esta tendência de interiorização está comprovada nos trabalhos de Brito et al. (1986), Gomes & Marques (1988), Gomes et al. (1992; 1999), Natal et al., 1977) e Santos e Nascimento (1998)

As formas imaturas de *Ae. albopictus* possui como microhábitats natural ocos de árvore e entrenós de bambu, além de uma grande diversidade de recipientes artificiais (Hawley, 1988; Lopes, 2002). No Brasil, como espécie fitotelmata, foi encontrada em ocos de árvores e entrenós de bambus (Gomes & Marques, 1988; Gomes *et al.*, 1992) e em bromélias (Ferreira Neto *et al.*, 1987; Natal *et al.*, 1997; Forattini *et al.*, 1998). Esta espécie foi registrada por Albuquerque *et al.* (2000) colonizando bambu e pneus em um remanescente da Mata Atlântica da área urbana de Recife, Pernambuco.

A somatória de informações científicas sobre a valência ecológica da espécie e a sua potencial capacidade vetorial em transmitir arbovirus patogênico, são evidências que obrigam o direcionamento de ações de pesquisa e vigilância, não só em ambientes antrópicos, mas também para as reservas florestais nativas.

O presente trabalho teve como objetivo estudar os Culicidae que se utilizam de recipientes contendo água para colocação de seus ovos, em mata primária no Norte do Paraná.

2. Métodos

O trabalho foi desenvolvido em área preservada do Parque Estadual Mata dos Godoy em Londrina, Paraná (23° 27' S, 51° 15' W), com altitude em torno de 600 m e uma área de 680 ha, cuja vegetação é classificada fitogeograficamente como Floresta Estacional Semidecidual (BIANCHINI *et al.*, 2001).

O clima da região, conforme MAACK (1981) é, segundo a classificação de Köeppen, do tipo Cfa, ou seja, clima subtropical úmido, com verões quentes e invernos com geadas pouco freqüentes e sem estação seca definida. A média pluviométrica anual é de 1.714,7 mm e a temperatura média anual é de 21° C.

O Parque Estadual Mata dos Godoy apresenta uma fauna muito representativa para a nossa região, abrigando inclusive mamíferos de grande porte.Esta mata não é cortada por rios, apresentando o Ribeirão dos Apertados na margem sul e nascentes temporárias nas épocas de chuva.

Para montagem do experimento foram selecionadas duas árvores de grande porte localizadas na área de baixio, na margem esquerda do ribeirão e outras duas em uma área alta do parque, próxima a uma trilha ecológica. Como ovitrampas foram utilizados entrenós de bambu. Uma carretilha foi amarrada em um galho da copa de cada árvore e por ela foi passada uma corda de nylon. Dois entrenós, um aberto na parte superior, outro fechado, com apenas um furo para acesso dos mosquitos, foram amarrados na corda, distantes aproximadamente 3,5 metros uma dupla da dupla subseqüente, fazendo uma estratificação vertical até atingir a copa da árvore. No baixio, por serem as árvores mais baixas, os entrenós ficaram dispostos à 0,0, 3,5, 7,0 e 10,5 m e na parte da floresta de terra firme ficaram a 0,0, 3,5, 7,0, 10,5 e 14 m de altura.

As armadilhas foram abastecidas com água destilada. As coletas tiveram periodicidade quinzenal de 08 de novembro de 2002 a 18 de julho de 2003. Por ocasião das coletas o líquido era passado através de coador de óleo, cuja malha faz retenção de todos os estádios larval, inclusive os ovos, e devolvido para a ovitrampa.. Quando necessário, a água era complementada. No laboratório as larvas foram quantificadas e postas para criar. A identificação foi realizada através da exúvia de quarto instar e do adulto correspondente.

O material biológico coletado está depositado no Laboratório de Entomologia da Universidade Estadual de Londrina.

3. Resultados e discussão

Foram coletadas 20 larvas de *Ae. Albopicutus* durante o experimento, sendo todas nas armadilhas instaladas no solo. Deste total, quatro foram encontradas nos entrenós abertos instalados no baixio e dezesseis, naquelas avitrampas que estavam colocadas na parte mais alta da reserva, sendo quinze larvas nas armadilhas abertas superiormente e somente uma larva nas que apresentavam apenas um furo de acesso à água.

A presença destas larvas em mata primária está relacionada a valência ecológica da espécie que lhe garante o estato de espécie generalista. Esta capacidade envolve adaptações múltiplas já que estão relacionadas com a estimulação dos comportamentos alimentar, reprodutivo e de aceitação de criadouros pelo inseto adulto. As condições gerais físico-ambientais são bem diferentes nos ambientes antrópicos e silvestres. Sendo um inseto holometábolo, suas larvas apresentam características como se fossem um organismo independente da fase adulta. Desta forma, a plasticidade genética-adaptativa deve envolver, além da forma alada, a forma imatura, capacitando-a a desenvolver-se em criadouros com características físico-químicas específicas.

A dispersão de um potencial vetor do vírus da febre amarela para áreas de mata primária, onde possa haver circulação do vírus, pode facilitar um elo de ligação entre a febre amarela silvestre e a febre amarela urbana.

4. Referências Bibliográficas

Albuquerque, C.M.R. de; Melo-Santos, M.A.V. *et al*. (2000). Primeiro registro de *Aedes albopictus* em área da Mata Atlântica, Recife, PE, Brasil. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 34(3):314-315.

Bianchini E.; Pimenta, J.A. & Santos F.A.M. (2001) Spatial and temporal variation in the conopy cover in a tropical semi-deciduous forest. Brasil. Arch. Biol. Technol., Curitiba, 44(3):269-276

Brito A.; Marques, R.A.M. et al. (1986). Primeiro encontro de *aedes (Stegomyia) albopictus*(Skuse) no Estado de São Paulo, Brasil. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 20: 489.

Consoli, R.A.G.B. & Lourenço-de-Oliveira, R. (1994). Principais mosquitos de importância sanitária no Brasil. Rio de Janeiro, Fiocruz. 225p.

Ferreira Neto, J. A.; Lima M. M. & Aragão M. B. (1987). Primeiras observações sobre o *Aedes albopictus* no Estado do Espírito Santo, Brasil. Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, 3(1):56-61.

Forattini, O. P. (1986). Identificação de *Aedes* (*Stegomyia*) *albopictus* (Skuse) no Brasil. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 20(3):244-245.

Forattini, O. P.; Marques, G. R. A. *et al.* (1998). Significado epidemiológico dos criadouros de *Aedes albopictus* em bromélias. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 32(2):186-188.

Gomes, A. de C.; Forattini, O. P. et al.(1992). Microhabitats de *Aedes albopictus* (Skuse) na região do vale do Paraíba. Estado de São Paulo. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 26:(2)108-118.

Gomes, A. de C. & Marques, G. R. A. M. (1988). Encontro de criadouro natural de *Aedes* (*Stegomyia*) *albopictus* (Skuse), no Estado de São Paulo, Brasil. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 22:(3)245.

Hawley, W. A. (1988). The biology of *Aedes albopictus*. J. Am. Mosq. Control Assoc, Lake Charles, 4:2-39.

Ibáñez-Bernal, S.; Briceño, B. et al. (1997). First record in America of *Aedes albopictus* naturally infected with dengue virus during the 1995 outbreak at Reynosa, Mexico. Med. Vet. Entomol., London, 11:305-309.

Lopes, J. (2002). Mosquitos (Diptera: Culicidae) da região do baixo Tibagi e suas abaptações a ambientes antropogênicos: causas e conseqüências. *In*: MEDRI, M.E. *et al.* (editores). A bacia do Rio Tbagi. Londrina: M. E. Medri, 2002. cap. 19, p.327 – 351 .

Maack, R. (1981). Geografia física do Estado do Paraná. 2. ed. Rio de Janeiro, J. Olympio. 450p.

Moore G.C. & Mitchell C.J. (1977). *Aedes albopictus* in the United State: ten year presence and public health implications. Emerging Infec. Dis. 3: 1-8

Natal, D.; Urbinatti, P.R. et al. (1997). Encontro de *Aedes* (*Stegomyia*) *albopictus* (Skuse) em Bromeliaceae na periferia de São Paulo, SP, Brasil. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 31:517-518.

Sant' Ana (1996). Primeiro encontro de *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse) no Estado do Paraná. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 30(4):392-393.

Santos, S.O. dos & Nascimento, J.C. do (1998). Primeiro registro da ocorrência de *Aedes (Stegomyia) albopictus* (Skuse) em Mato Grosso do Sul, Brasil. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 32(5):486

Serufo J.C.; Montes de Oca H. et al. (1993). Isolation of dengue vírus type 1 from larvae of *Aedes albopictus* in Campos altos City, State of Minas Gerais, Brazil. Mem. Inst. Oswaldo Cruz., Rio de Janiero, 88:503-504.

Simulídeos (Diptera: Culicomorpha) Do Estado Do Ceará. Registro Para O Estado E Associações Ecológicas Destes Insetos No Município De Baturité.

Felipe Arley Costa Pessoa[1], *Claudia Maria Rios Velásquez*[2], *Victor Py-*

Daniel[3]
[1] *doutorado Entomologia, INPA (pessoa@inpa.gov.br)* [3]*Coordenação de Pesquisas em Ciências da Saúde, INPA,* [2] *Laboratório de Biodiversidade em Saúde -CPqL&MD - FIOCRUZ*

1. Introdução

Os dípteros da família Simuliidae são chamados no Brasil de piuns, na região Norte e borrachudos, na região Sul. Devido ao hábito hematófago, estão entre as mais notórias pestes mundiais, tanto para o homem, como para o gado e aves, provocando picadas dolorosas e reações alérgicas aos seus hospedeiros. Esses insetos causam grande stress para o homem e animais associados, gerando diminuição na força de trabalho, queda de peso em animais de corte e redução na produção leiteira e de ovos. Os piuns também transmitem filarioses ao homem (oncocercose e mansonelose), que em casos graves causam cegueira irreversível. As fases imaturas dos simulídeos são aquáticas, podendo ser encontradas desde rios temporários a grandes interflúvios e constituem um dos mais importantes e abundantes componentes da comunidade de macroinvertebrados de cursos d'água (Kim & Merritt, 1987).

No Nordeste e particularmente no Ceará, devido ao pequeno regime hídrico, trabalhos ecológicos ou mesmo de levantamento de entomofauna aquática tem sido pouco feitos. O uso de macroinvertebrados bentônicos em programas de avaliação de qualidade de água, através de protocolos de biomonitoramento, enfatiza a adequação de técnicas rápidas de separação de material biológico que, habitualmente, é uma das etapas mais demoradas nestes estudos. Diversos autores apontam que o uso de composição e índice de riqueza de insetos aquáticos são os melhores indicadores de qualidade de água. Qualquer estudo biológico ou ecológico de um organismo requer a habilidade de distinguir as espécies. (Krebs, 1994), sendo este, o maior impedimento de estudos de comunidade em macroinvertebrados aquáticos. Uma exceção encontrada são os piuns, de taxonomia bem estudada devido a sua importância médica – veterinária, existindo chaves de identificação relativamente completas para a região Nordeste (Almeida et al., 1999). Os imaturos de piuns são associados à reiofilia, normalmente em águas ricas em nutrientes bem oxigenadas. Menezes (1968) encontrou imaturos de simulídeos em conteúdo estomacal de peixes, sem dar detalhes sobre a identificação destes insetos. Neste trabalho, é apresentado um primeiro levantamento da simulidofauna do estado do Ceará, no Município de de Baturité.

2. Métodos

O maciço de Baturité, localizado a 100 Km de Fortaleza (4º 14' -4º 37'S / 38º 43' – 38º 59'W), com altitudes que variam entre 100 – 1100 metros, apresenta floresta tropical úmida nas partes altas. Dentro do maciço se encontra uma área de proteção ambiental (APA) de 32,9 mil hectares de florestas e quatro rios principais: Pacotí, Aracoiaba, Putiú e Candéia. Estes rios encontram-se ameaçados devido ao assoreamento por processos erosivos nas áreas antropizadas, no sopé do maciço, tendo como conseqüência mais grave o desabastecimento ocasional das cidades do sopé da serra (Sales, 1999, Saraiva, 1999). As coletas foram realizadas durante a estação seca, em janeiro de 2003, no rio Aracoiaba, à 350 m de altitude, na localidade Olho d'água dos Padres, Sítio São Salvador, ramal dos Jesuítas, próximo à rodovia Br 115, à 8 km da cidade de Baturité. Os pontos de coletas foram localizados em duas cachoeiras do rio, um desvio de irrigação, que desviava boa parte do pequeno leito do rio, e no leito do rio seguinte à canaleta de irrigação, com o que sobrou do curso d'água, com velocidade da água lenta. Todo o leito do rio era rochoso, e a canaleta de irrigação feita de concreto.

Amostras de larvas e pupas de simulídeos foram coletadas manualmente, com o uso de pinça entomológica, e os exemplares colocados em tubos com álcool 70% e rotulados. Algumas pupas foram colocadas em tubos de vidro com papel umedecido, para obtenção de adultos. A fauna associada vista junto com as larvas e pupas também foi coletada. No laboratório, as larvas e pupas foram triadas de acordo com características macroscópicas (observáveis em lupa): Tamanho, formato geral do corpo e histoblasto branquial nas larvas, e tamanho, tipo do casulo e número e forma dos filamentos branquiais em pupas. Amostras de larvas de último estádio larval, exúvias de pupas e adultos emergidos foram diafanizados em KOH,e montados em lâminas permanentes em bálsamo do Canadá sintético. As espécies foram identificadas com o auxílio da chave de Ameida et al. (op. Cit.) e Coscarón (1991) com o auxílio de um microscópio óptico.

3. Resultados e Discussão

Simulídeos: Três espécies de dois gêneros foram coletados: *Hemicnetha brachyclada, H. rubrithorax* e *Chirostilbia acarayense. H. rubrithorax* foi a espécie mais abundante, encontrada em grandes áreas pontuais, aos milhares, no rio, em área exposta ao Sol, em lâmina de água muito baixa (menos de 2 cm de profundidade) e correnteza lenta. Também foi encontrada em menores quantidades em trechos de cachoeiras com aprox. 20 cm de profundidade, com inclinações de aprox. 50 cm e na canaleta, porém nestes dois locais em pouca quantidade. *H. brachyclada* foi coletada em cachoeira e em canaleta de água, em boas quantidades, embora não houvesse distribuição em grandes números de aglomerações pontuais. Tanto *Hemicnetha brachyclada* como *H. rubrithorax* foram coletadas somente em assoalho rochoso. Associações destas duas espécies em mesmo substrato para a região Nordeste, já havia sido registradas no Rio Grande do Norte (Andrade et. al., 2000)

As grandes aglomerações de *H. rubritorax* em área completamente descoberta e com incidência direta do Sol durante boa parte do dia em águas de curso lento e de pouca profundidade, conseqüentemente com pouca oxigenação, pode indicar grande resistência e adaptação para estações secas prolongadas como a do estado do Ceará. *H. brachyclada*, mostrou-se mais exigente quanto à profundidade do curso d'água para colonização, porém demonstrou tanto características heliófilas como umbrófilas.

Chirostilbia acarayense foi encontrada sempre em pequenos números, apenas em canaleta de irrigação, sobre substrato de folhas decíduas no fundo da canaleta, completamente protegida do sol por intensa cobertura de vegetação ciliar. Esta espécie é assinalada pela primeira vez para a região Nordeste, sendo já registrada nos estados do Sudeste e Sul do Brasil e na Argentina. As três espécies demonstraram ocupar predominantemente nichos diferentes. Relatos de moradores locais indicaram que grandes nuvens de piuns atacam o gado e cavalos, confirmando o caráter zoófilo destas espécies. Nenhum dos coletores (F.A.C.P. & C.M.R.V.) foram picados por adultos de simulídeos nos locais dos criadouros.

Fauna associada: Os poucos exemplares de imaturos de Odonata, Coleoptera, Trichoptera vistos e coletados nos locais de criadouros de simulídeos demostram a importância da biomassa desses insetos para o ecossistema aquático local. Junto com as pupas e exúvias de pupas de Simuliidae, foram encontrados pupas de dípteros parasitóides da família Empididae, gênero *Hemerodromyia* sp. Estes parasitóides, pouco registrado para a América do Sul (Hamada, 1993; Andrade & Py-Daniel, 2000), são muito interessantes como eventual proposta de controle natural de simulídeos em ambientes lóticos.

Estes são dados preliminares feitos em apenas uma única localidade. Andrade & Py-Daniel (2000) encontraram cinco espécies de simulídeos, em três diferentes bacias hidrográficas, no estado do Rio Grande do Norte. Como o Ceará é um estado bem maior e com maior diversidade de ambientes, com certeza, em outras oportunidades de coletas em áreas diferentes, maior número de ocorrências de diferentes espécies deverão ser registradas.

4. Referências bibliográficas

Almeida, H.; Py-Daniel, V.; Tôrres, A.V. (1999). Simuliidae (Diptera: Culicomorpha) no Nordeste Brasileiro. *Entomología y*

Vectores, 6(4): 323-337.

Andrade, H.T.A.; Py-Daniel, V. (2000). A fauna associada a Simuliidae (Diptera: Culicomorpha em três bacias hidrográficas do Estado do Rio Grande do Norte. *Revsta Ecol. Aqua Tropi., 10: 71-76.*.

Coscarón, S. (1991). *Fauna de agua dulce de la República Argentina*, ed. Z.a.d. Castellanos. Vol. XXXVIII. Buenos Aries: FECIC, Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura. 304p

Hamada, N. (1993). Association between *Hemerodromia* sp. (Diptera: Empididae) and *Simulium perflavum* in Cemtral Amazonia, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz 88(1):169-170.*

Kim, K.C,; Merritt, R. (1987). *Blackflies: Ecology, Populations Managment and Annotaded World List*. Pennsylvania State University. 528p.

Krebs, C.J. (1994). *Ecology: The experimental analysis of distribution abundance*. Harper Collins College Publishers. New York. 300p.

Menezes, M.F. (1968). Alimentação de jovens da Ubarana *Elos saurus* Linnaeus, no Estado do Ceará. *Arq. Est.Biol.Mar.Univ. Fed.*8(2): 221-223

Sales, M.T.B.F. (1999). *Caracterização dos processos erosivos em áreas florestadas e antropizadas na Serra de Baturité*. Diss. mestrado. UFC.

Saraiva, S. (1999). Barragem Tijuquinha secou, deixando a cidade de Baturité sem água. *Diário do Nordeste Regional.*

Analysis of South American Non-volant Terrestrial Mammalian Communities Using Cenograms.

Felipe Monteiro Diniz [a] *(felmont@ig.com.br); Peter Mann de Toledo* [b] *& Manuela França de Oliveira* [a]

[a] *Sociedade Civil Natureza Urbana Estudos Ambientais - NATUREA*

[b] *Museu Paraense Emílio Goeldi - MPEG*

1. Introduction

The structure of a community develops through a myriad of interactions among species, in time and space, interacting with an environmental variation background and occasional events (Samuels & Drake, 1997). This statement is the base to the need of searching for patterns that can operate at distinct levels, as taxonomical, geographical, or ecological.

Legendre (1986, 1987d, 1987e, 1988) used a graphical method called cenograms in trying to recognize paleoenvironments through its extinct mammalian assemblages and considered the results satisfactory in a global scale (Asian, African, American, and European environments).

According to Legendre (1986), the cenograms were first developed by Valverde in 1964 and 1967, and they are graphs of decrescent rank of body lengths from mammals in a given locality. The weight of a species not only reflects its degree of adaptation, but also determines the physiologic extremes related to the limits in terms of energy, reflecting spatial and temporal challenges, giving a specific position of each mammal inside a community (Legendre, 1988; Morgan et al., 1995; Gunnell, 1997; Montuire, 1998; Hallgrímsson & Maiorana, 2000).

It is important to state the objectives for this paper: 1) to develop a new method for representation and interpretation of cenograms for their use in mammal communities (both recent and fossil); 2) to determine the factor that influence cenograms, and 3) to determine if communities of different biomes have his own and distinctive cenograms.

2. Methods

Initially, South America was divided in 42 non-volant terrestrial mammalian community zones, based in Eisenberg & Redford (1992), Eisenberg (1989), and the recently ecoregions maps given by Olson et al. (2001). These communities are the product of geopolitical and biome maps. The former served here only as a controlling tool over the differences in extension among biomes and perceived mammalian communities. In this way, it was possible to perform an initial organization of data to begin a macroscopic analysis of mammalian distribution.

For comparing assemblages of species that could be very discrepant one to each other, we have to chose between Simpson and Jaccard similarity coefficients (Hallam, 1994), once the use of each one alone proved not to be so consistent as when we use both, when relating geographic distance and cenogram similarity. The Simpson Coefficient is used when there is a very large discrepancy of the number of species between two communities, whilst Jaccard Coefficient only permits comparison between communities with similar number of species. The parameter to use one or other coefficient was taken from a simple reason of the largest by the smallest community. This was done to all communities, one versus each other, establishing arbitrarily 75% the minimum confidential number, above this value, it would use Simpson Coefficient, and equal or higher than it, Jaccard Coefficient. Taking into account the similarity among Cenograms and the spatial proximity among two communities being compared through the coefficient already chosen, it was perceived a limit of 0,75 similarity to grab two or more communities into a major group.

Besides the utilization of similarity coefficients as comparative tools among distinct communities, it was also necessary to include new qualitative criteria to the Cenogram graphic presentations. 1) Reference Line: theoretical parameter in which it is supposed that all infinitesimal weight intervals are occupied by an indefinite number of mammals, inside the total range of weights in a given community; 2) Break: it is a interval in a reference line that shows a theoretical absence of a mammal (or mammals) in a given niche through an absence of a weight interval, such break is the assemblage of 'gaps' and 'offsets', in a number that may distort the reference line; and 3) Verticalization: it is the slope of the cenogram, but its position is related to the reference line, so the communities could be grouped according to the frequency and position of the breaks.

After grouping or not the zones, it was performed an analysis of comparing cenograms of each one through the following aspects: a) the number of breaks per cenogram; b) the localization of those breaks; and c) the verticalization of the cenogram in the plotting area.

The number of breaks per Cenogram was performed taking into account a gap equal or higher than 0,3 LN (or approximately 1.35 Kg) between two adjacent mammals for a minimum break could be observed presenting some change in the graph. The size values (weights) were obtained from technical literature (Eisenberg 1989; Eisenberg & Redford, 1992; Eisenberg, 1999; Emmons, 1997; Nowak, 1999).

3. Results & Discussion

The result for the reason in the choosing of Jaccard or Simpson similarity coefficients was almost 50% in all 820 comparisons. After the use of the appropriate coefficient, the limit of 0.75 plus geographic continuity enable for grouping only a 5.5 % of all comparison that had been made. The number of breaks per cenogram ranges from five to eleven.

It is important here to emphasize that there are at least two basic properties of Cenograms: 1) cenograms depends mainly at the number of species in the study site, and it is much more important than the weight range, because the latter is a more invariable factor than the number when comparing two communities from different localities; and 2) no Cenogram is expect to be superimposed on the reference line, and this is a factor due to weight distribution leaded by evolution of mammals in the niche exploration. All Cenograms performed for non-grouped and grouped zones showed similarities to some parts in the graphs.

The Cenograms repeat the same pattern for the medium and big terrestrial mammals, in this case, there are many breaks from a certain point in the graphs (at approximately LN 9). These breaks

are in a chart position that are independent of the positioning of smaller species. This feature is due to a natural low number of bigger species and the presence of repetition of big species (most highly dipersives) at different localities. A similar pattern occurs to the smallest species, where there is a high verticalization up to LN 3 (app. 30 g), and this is given by the low number of little species to all cenograms. And the differences presented by the Cenograms are caused mainly by the distinct number of mammals at the LN3-LN9 interval (30 g – 8 Kg, approximately), modifying Cenograms with higher number of species to a lesser verticalization position on the chart

Eisenberg (1999) noted the decline in species richness toward the poles as the most visible latitudinal gradient, and that South America would present a peninsular effect perceived at larger scales. The author showed there is not a regular decline in the number and diversity of species toward higher altitude areas, but there is an increase of such zones, with species adapted to low and high altitudes. Besides the richness of little mammalian species has a positive correlation to the complexity of habitats, normally as a combination of vertical and horizontal heterogeneity.

Köner (2000) pointed out to the fact that climatic changes in distinct areas of altitude must contribute to a adjust in the pattern of species distribution, for this reason, one can conclude the Andes would have a higher influence in the latitudinal spreading of mammalian species in South America.

Rodríguez (2000) analyzed three empirical rules derived from Legendre's cenograms and found that there is no way of explaining a cenogram using one or other rule. It may be used all three and additional variables to understand their conformation when it is applied to the study of palaeoecological data, what is logically very difficult. And for this, the author claims for going back to the original use of cenograms, that is, to investigate the relationship between the sizes of predator and its prey species. We agree with him, but we also believe that the philosophy of Valverde is only one in a myriad of possible applications for the cenograms. Cenograms could be use to infer not only trophic position and niche considerations of a mammalian guild, but also to infer information on the designing of non-volant mammalian communities.

Finally, it is important to note here that to try explaining the patterns showed by the Cenograms, one has to deal with a number of factors that influence in the distribution of terrestrial mammalian species through a geographic continuum, such as historical (geologic data), present (climate and geography), and biological factors (phylogeny, dispersion, and ecology).

4. Conclusions

This paper was based on three mainly objectives: a) to develop a new method for representation and interpretation of cenograms for their use in mammal communities (both recent and fossil); b)to determine the factor that influence cenograms and c) to determine if communities of different biomes have his own and distinctive cenograms. It is presented here the following conclusions: a) Cenograms shows singularities that vary according to each biome. Such singular aspect is due primarily to differences in the mastofaunistic composition, and actually reflects the evolutionary history of many South American communities; b) In the graphical analysis, it was evidenced three distinct features, being two of little variation (extreme sizes – the smallest and highest species tend to occupy similar configuration in terms of verticalization and number of breaks), and one being more variable at 30 g – 50 Kg size range; c) For Brazilian Amazonia, it is necessary that more accurate checklists of mammals be done to better assure the distribution of mammalian fauna, aiding to improve this work and furnishing additional elements to the understanding of Amazonian formation; d) Ecological data (as feeding and locomotory habits) must be used as complementary tools in order to test their influence on the distributional pattern of mammals showed on Cenograms; e) the use of similarity coefficients is satisfactory in the insert more confident limits in apparently scattered community species; f) the comprehension of similarities and differences among Cenograms from distinct biomes through the quantification of the breaks; and g) the method showed itself flexible, as the numerical intervals (as breaks quantification) can be adjusted to the requirements of other works, as well as the generated values from the coefficients of similarity among distinct groups.

5. References

Eisenberg, J. F. (1989). Mammals of the Neotropics. vol. 1. The Northern Neotropics. Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Surinam, French Guiana The University of Chicago Press. Chicago. pp 449.

Eisenberg, J. F. & Redford, K. H. (1992). Mammals of the Neotropics. vol. 2. The Southern Cone. Chile, Argentina, Uruguay, Paraguay. The University of Chicago Press.Chicago. pp 430.

Eisenberg, J. F. (1999). Biodiversity Reconsidered. *In*: Mammals of the Neotropics vol.3. The Central Neotropics. Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. J. F. Eisenberg & K. H. Redford (eds.). cap. 19. 527-248.

Eisenberg, J. F. & Redford, K. H. (1999). Mammals of the Neotropics. vol. 3. The Central Neotropics. Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil. The University of Chicago Press. Chicago and London. pp 609.

Emmons, L. H. (1997). *Neotropical Rainforest Mammals*. A Field Guide. Second Edition. University of Chicago Press. Chicago. pp.307.

Gunnell, G. F. (1997). Wasatchian-Bridgerian (Eocene) Paleoecology of the Western Interior of North America: Changing Paleoenvironments and Taxonomic Composition of Omomyid (Tarsiiformes) Primates. *Journal of Human Evolution*. 32: 105-132.

Hallam, A. (1994). Methods of Biogeographic Analysis. *In*: An Outline of Phanerozoic Biogeography. A. Hallam, B. R. Rosen & T. C. Whitmore (eds.). Oxford Biogeography Series. cap. 3. pp. 22-34.

Hallgrímsson, B. & Maiorana V. (2000). Variability and Size in Mammals and Birds. *Biological Journal of the Linnean Society*. 70: 571-595.

Körner, C. (2000). Why are there Global Gradients in Species Richness? Mountains might Hold the Answer. *Trends in Ecology and Evolution*. 15 (12): 513-514.

Legendre, S. (1986). Analysis of Mammalian Communities from the Late Eocene and Oligocene of Southern France. *Palaeovertebrata*. Montpellier.16 (4): 191-212.

Legendre, S. (1987d).Les communautés de mammifères d´Europe occidentale de l´Eocène supérieur et Oligocène: structures et milieux. *Münchner Geowiss. Abh.* (A) 10: 301-312.

Legendre, S &. (1987e). Les Communautes de Mammifères et leur Milieu en Europe Occidentale de L´Eocène Superieur et Oligocène. *Revue de Paléobiologie*. Genève. 6 (2): 183-188.

Legendre, S. (1988). Contributions à L´Étude du Gisement Miocene Superieur de Montredon (Herault). Le Grands Mammifères. 8. Analyse Paleoecologique de la Faune Mammalienne. *Palaeovertebrata*. Montpellier, Mémoires extraordinaire: 177-186.

Montuire, S. (1998). Analyse Paléoécologique d'une Première Séquence de Faunes de Mammifères et Évolution des Environnements en Allemagne au Pléistocène. *Earth & Planetary Sciences*. 326: 221-226.

Morgan, M. E.; Badgley, C; Gunnell, G. F.; Gingerich, P. D.; Kaappelman, J. W; & Maas, M. C. (1995). Comparative Paleoecology of Paleogene and Neogene Mammalian Faunas: Body-Size Structure. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. 115: 287-317.

Nowak, R. M. (1999). Walker's Mammals of the World. vol. 1 & 2. 6 ed. The Johns Hopkins University Press. Baltimore. pp. 1919.

Olson, D. M.; Dinerstein, E.; Wikramanayake, E. D.; Burgess, N. D.; Powell, G. V. N.; Underwood, E. C.; D´Amico, J. A.; Itoua, I.; Strand, H. E.; Morrison, J. C.; Loucks, C. J. Allnutt, T. F.; Ricketts, T. H.; Kura, Y.; Lamoreux, J. F.; Wettengel, W. W.; Hedao, P. & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map for Life on Earth. *Bioscience.* 51(11): 933-938.

Rodríguez, J. (2000). Use of Cenograms in Mammalian Palaeoecology. A Critical Review. *Lethaia*. 32: 331-347.

Samuels, C. L. & Drake, J. A. (1997). Divergent perspectives on community convergence. *Trends in Ecology and Evolution*. 12 (11): 427-432.

Valverde, J. A. (1964). Rémarques sur la Structure et l´Évolution des Communautés de Vertébrés Terrestres. I. Structure d´une Communauté. II. Rapports entre Prédateurs et Proies. *La Terre et la Vie*. 111: 121-154.

Valverde, J. A. (1967). Estructura de una Communidad de Vertebrados Terrestres. *Monografias de la Estación Biologica Doñana*. 1: 1-129.

Estudo da Diversidade dos Doryctinae (Hymenoptera: Braconidae) da região sudeste brasileira.

Félix, Fabiana C.[1]*; Penteado-Dias, Angelica M.; Universidade Federal de São Carlos - UFSCar.*
[1] *felixfabiana@yahoo.com.br.*

1. Introdução

O estado atual do conhecimento taxonômico e biogeográfico para a maioria dos organismos terrestres é incompleto, especialmente para os chamados "hiperdiversos" (insetos, ácaros, nematóides, fungos e microorganismos em geral) (Colwell & Coddigton, 1994). Isso é agravado quando se trata de florestas tropicais, pois são os ecossistemas com maior diversidade de táxons, a estrutura ecológica é mais complexa e existe uma grande heterogeneidade espacial, além do conhecimento da biodiversidade ser incipiente e mais limitado do que para qualquer outro ambiente (Longino, 1997).

Dentre os principais argumentos a favor da conservação dos invertebrados destacam-se: sua importância para a estrutura e função dos ecossistemas, seu papel nas cadeias tróficas, seu potencial uso em medicina e indústria, seu valor estético, uso em controle biológico e indicadores de qualidade ambiental, uso como fonte de alimento para humanos, dentre outros. Para subsidiar propostas de conservação de invertebrados são necessárias informações básicas sobre o grupo, associadas a sua taxonomia, genética e comportamento, assim como informações sobre o tamanho de suas populações, a distribuição espacial e temporal, as interações com outros grupos, o efeito dos impactos antrópicos (New, 1995).

Os insetos somam mais que a metade de todos os organismos vivos descritos, e em qualquer lugar exercem grande impacto nos ecossistemas terrestres. Dentre os insetos, uma das ordens mais abundantes são os Hymenoptera, ordem da qual fazem parte as formigas, as vespas e os parasitóides (Borror et al., 1989).

Os Hymenoptera Parasitica representam o grupo mais rico em espécies dos Hymenoptera e a este grupo pertencem muitas superfamílias importantes no balanço de ecossistemas terrestres devido à habilidade em regular populações de insetos fitófagos. Por limitar o tamanho populacional de espécies que, caso contrário, competiriam entre si, os parasitóides podem não só ajudar a manter a diversidade de espécies de herbívoros, como também prevenir que estas dizimem suas plantas hospedeiras. Isto os tornam essenciais à manutenção do balanço ecológico da diversidade de outros organismos. Assim, a sua remoção teria efeitos diretos no tamanho da população dos hospedeiros e indiretos na diversidade e sobrevivência das espécies de plantas hospedeiras (LaSalle & Gauld, 1991).

A superfamília Ichneumonoidea é uma das mais importantes, contendo duas das maiores famílias de Hymenoptera: Braconidae e Ichneumonidae. Os Braconidae diferem dos Ichneumonidae, principalmente, pela nervação da asa anterior (ausência da segunda nervura recorrente, quase sempre presente em Ichneumonidae), além da rígida junção do segundo e terceiro tergitos metassomais. É a segunda maior família de Hymenoptera, com pelo menos 40.000 espécies distribuídas por todo o mundo, ocupando todas as áreas, sem preferência aparente pelas regiões tropical e temperada ou por habitats úmidos ou áridos (Sharkey, 1993). A grande maioria consiste de parasitóides primários de outros insetos e normalmente estão associados a apenas um hospedeiro (Matthews, 1984), se desenvolvendo como larvas carnívoras alimentando-se sobre ou dentro de outros artrópodos.

A subfamília Doryctinae é relativamente grande e cosmopolita, com aproximadamente 140 gêneros (aproximadamente 1300 espécies) distribuídos por todo o mundo, sendo que apenas nas regiões Neártica e Paleártica foram bem estudados (Marsh, 1993). São caracterizados por possuírem abertura oral circular ou oval formada por um clípeo côncavo; normalmente apresentam carena occipital; tíbia anterior com espinhos fortes e as asas anteriores com duas ou três células cubitais. A maioria das espécies tem ovipositor longo. São em geral ricamente esculturados, com grande diversidade de formas entre as espécies. A presença de uma fileira de espinhos na tíbia é observada em 99% dos casos e a carena occipital está ausente ventralmente em 80% dos casos. (Sharkey, 1993).

São, na maioria ectoparasitóides idiobiontes (Sharkey, 1993) de larvas de Coleoptera e raramente atacam tecidos vegetais (Macedo & Monteiro, 1989; Marsh, 1991). Podem ser ectoparasitóides solitários ou gregários e muitos são importantes no controle de pragas de florestas.

Barbalho et al (1999b), citaram vários gêneros da fauna brasileira que eram somente descritos para outras regiões zoogeográficas, apresentando uma reformulação da chave de identificação proposta por Marsh (1997) para os Doryctinae neotropicais e descrevendo 34 gêneros e 57 espécies novos. Barbalho (1999 a), estudando a fauna brasileira, concluiu que a riqueza de espécies de Doryctinae é muito maior do que a descrita atualmente, ressaltando a importância da pesquisa nesta região e enfatizando a necessidade de reformulação das chaves de identificação existentes.

Objetivos

· Estudar e contribuir para o conhecimento da biodiversidade dos Doryctinae da Mata Atlântica, integrando-se ao projeto BIOTA/FAPESP (Proc. No.1998/05083-0);

· Conhecer a distribuição geográfica, assim como descrever novos gêneros e espécies de Doryctinae;

· Verificar a eficiência de captura de Doryctinae pelos diversos métodos de coleta.

2. Material e Métodos

O material a ser estudado faz parte da Coleção Taxonômica do Depto de Ecologia e Biologia Evolutiva da UFSCar tendo sido coletado através de Armadilhas Malaise, Armadilhas Moericke, e "varredura" de vegetação. Os 6 pontos de coletas escolhidos envolvem 3 estados brasileiros: São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo, onde o primeiro contém 4 dos 6 pontos analisados e os outros dois estados apenas 1 ponto de coleta cada.

Para cada localidade foram montadas 10 armadilhas Malaise ao longo de dois transectos paralelos. Entre duas armadilhas Malaise, ao longo dos transectos, foram montados grupos de 10 pratos amarelos (armadilhas de Moericke) onde foi adicionada uma mistura de água, formol e detergente. Após a triagem dos Hymenoptera, os Braconidae foram mantidos em frascos plásticos com álcool a 70% até posterior triagem dos Doryctinae, então montados em alfinetes entomológicos.

A varredura de vegetação se faz, seguindo o modelo de Noyes

(1989), com o auxílio de uma rede entomológica constituída de um aro de metal resistente com diâmetro de 42cm, ao qual é fixado um saco confeccionado de tecido de algodão com comprimento de 65cm. A rede é batida, até completar o tempo de 5 minutos (1 amostra), totalizando 30 amostras por localidade. O material coletado é acondicionado em sacos plásticos e etiquetados, indicando o local, data e horário de coleta.

O material montado em alfinetes deverá ser identificado em famílias com auxílio de chaves de identificação adaptadas de Goulet & Huber (1993) e Wharton et al. (1997). A subfamília Doryctinae será identificada até o nível taxonômico mais detalhado possível, com base, principalmente, em Barbalho (1999) bem como toda a literatura especializada disponivel.

3. Resultados e Discussão

Realizamos, primeiramente, uma contagem nos seis pontos de coleta para obtermos uma estimativa da quantidade de indivíduos coletados a serem analisados. Encontramos 852 indivíduos em Linhares, ES; em Peruíbe, SP, encontramos 1951 indivíduos; em Ubatuba, SP, 990 indivíduos; no Parque Estadual de Intervales, SP quantificamos 550 indivíduos; na Estação Biológica de Boracéia, SP, 1069 indivíduos e em Desengano, RJ, 1308 indivíduos.

Até o presente momento, apenas três localidades (Peruíbe, Picinguaba e Rebio de Sooretama) foram analisadas e os indivíduos identificados em nível de gênero.

Observamos uma predominância do gênero Heterospilus, que segundo Wharton et al (1997) contém aproximadamente 200 espécies Neárticas e 300 espécies Neotropicais, sendo que 90% destas espécies ainda não foram descritas. Heterospilus esteve presente em todas os pontos de coleta, em todos os tipos de armadilhas, totalizando cerca de 85% dos Doryctinae. Outros gêneros obtiveram destaque como Notiospathius, Donquickeia e Acrophasmus.

Verificamos também uma seletividade de Doryctinae quanto aos métodos de amostragem, sendo a varredura de vegetação o método mais recomendado para captura desta subfamília, correspondendo a 83,54% do volume total de indivíduos capturados em todas unidades amostrais.

A expectativa de novos gêneros e espécies apontada por Barbalho (1999) está sendo corroborado por este trabalho. Pelo menos, até o momento, encontramos 1 provável espécie nova do gênero *Pedinotus* e 2 prováveis gêneros novos, que necessitam ainda de novas avaliações e comparações com materias já existentes.

4. Conclusão

Doryctinae é realmente uma família extremamente rica, com muitos gêneros abundantes e que necessitam de revisões. Um caso específico é o gênero Heterospilus que contém mais que 300 espécies, que variam muito em coloração, esculturação e tamanho. É provável que este gênero não seja somente um, e que somente através de análises comparativas poder-se-á distingui-los.

Há seletividade amostral quanto aos métodos de captura de Doryctinae, sendo a varredura de vegetação o método mais eficaz, pois foi aquele que conseguiu amostrar maior quantidade e maior diversidade de indivíduos.

É necessário também que mais estudos de taxonomia sejam feitos, principalmente no que diz respeito a biologia desses grupos, que é inexistente.

5. Bibliografia

BARBALHO, S. M. Estudo dos Doryctinae (Hymenoptera-Braconidae) da fauna brasileira. 1999. 94p. Tese (Doutorado em Genética e Evolução) – Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.

BARBALHO, S. M; PENTEADO-DIAS, A. M.& P. M. MARSH. Descriptions of new genera from Brazil in the tribes Heteropilini and Spathini with similar wing venation (Hymenoptera:Braconidae, Doryctinae). Journal Hymenopterist Research, 8 (2): 139-153, 1999.

BORROR, D. J.; TRIPLEHORN, C. A. & Johnson N. F. 1989. An introduction to the study of insects. 6th ed. Sounders College Publishing, 875 p.

COLWELL, R.K.& CODDINGTON, J.A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical Transactions of the Royal Society of London 345, p. 101-118. 1994.

GOULET, H. & J.T. HUBER. Hymenoptera of the world: an identification guide to families. Ottawa, Ontario, 1993, 668p.

LASALLE, J. & I. D. GAULD. Parasitic Hymenoptera and the biodiversity crisis. 4th European Workshop, REDIA, 76 (3): 315-334, 1991.

LONGINO, J. T. & COLWELL, R. K. 1997. Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a tropical rain forest. Ecological Applications 7: 1263-1277

MACEDO, M. V. & R.T. MONTEIRO. Seed predation by braconid wasp, Allorhogas sp..(Hymenoptera). Journal of the New York Entomological Society, 97: 358-362, 1989.

MARSH, P. M. Decriptions of phytophagous Doryctinae from Brazil (Hymenoptera:Braconidae). Proceedings of Entomological Society of Washington 93 (1): 92-95, 1991.

MARSH, P. M. Descriptions of New Western Hemisphere genera of the subfamily Doryctinae (Hymenoptera:Braconidae). Contributions of the American entomological Institute 28 (1): 1-58, 1993.

MARSH, P. M. Replacement names for Western Hemisphere genera of Doryctinae (Hymenoptera:Braconidae). Proceedings of Entomological Society of Washington. 99 (3): 586, 1997.

MATTHEWS, R. M. Biology of Braconidae. Annual Review of Entomology. 19; p.15-32, 1984.

NEW, T.R. An introduction to Invertebrate Conservation Biology. Oxford science Publications. 1995. 194p.

NOYES, J. S.. A study of five methods of sampling Hymenoptera (Insecta) in a tropical rainforest, with special reference to the Parasitica. Journal of Natural History, 23: 285-298, 1989.

SHARKEY, M. J. Family Braconidae. In: GOULET, H.; HUBER, J. T. Hymenoptera of the world: an identification guide to families. Ottawa: Research Branch agriculture Canada Publication, Ontario, p. 362-395, 1993.

WHARTON, R. A.; MARSH, P. M.; SHARKEY, M.J. (eds) Manual of the new world genera of the family Braconidae (Hymenoptera). Special publication of the International Society of Hymenopterists. 1997, 439p.

Os AMPHIPODA (CRUSTACEA: PERACARIDA) Do Banco De Algas Calcárias Da Reserva Biológica Marinha Do Arvoredo, Santa Catarina.

Fernanda da Silva Almeida[1], Arno Blankensteyn[1] e Cristiana S. Serejo[2]
[1]Departamento de Ecologia e Zoologia, Centro de Ciências Biológicas/ UFSC arno@ccb.usc.br
[2]Museu Nacional, UFRJ

1 - Introdução

Nos ecossistemas bentônicos marinhos os crustáceos, poliquetas, moluscos e equinodermados são os grupos dominantes da macrofauna em fundos inconsolidados. São organismos fundamentais para a estrutura, produção, dinâmica e saúde geral do ambiente bentônico, assim como para toda a biota marinha. Eles contribuem para deposição, degradação, incorporação e remineralização da matéria orgânica no fundo do mar, auxiliando na reciclagem dos nutrientes e participam das cadeias alimentares da coluna de água. A maioria das espécies é de tamanho reduzido, de vida curta e que apresentam elevada produção secundária (Barnes

& Hughes, 1986). Formações vegetadas sublitorias como banco de algas calcárias são reconhecidas como importantes estruturadoras de associações de fauna bentônica. As algas calcárias formam uma camada sobre o sedimento, gerando habitats alternativos para espécies da epifauna, por um lado, e por outro, criando condições de abrigo para espécies da infauna contra predadores (De Grave, 1999). Os bancos de rodolitos são reconhecidos por conter elevadas abundâncias faunísticas. Os depósitos de rodolitos mortos que se acumulam tornam estes ambientes muito atraentes para exploração de carbonato de cálcio para produção de fertilizantes (De Grave & Whitaker, 1999). O banco de algas calcárias da Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (BAC/REBIO) representa o limite sul de distribuição destas formações vegetadas no Oc. Atlântico (Horta, 2000). Apesar da elevada importância dos anfípodos para os ecossistemas bentônicos, a literatura sobre sistemática destes organismos é escassa e não existem levantamentos e tão pouco estudos ecológicos sobre este grupo de crustáceos em bancos de algas calcárias. O objetivo geral do presente trabalho é descrever a variabilidade espacial e estacional das associação dos anfípodos bentônicos do BAC/ REBIO Arvoredo.

2 - Materiais e Métodos

A Rebiomar do Arvoredo, criada em março de 1990, situa-se sob as coordenadas 27º15' S e 48º25' W. Localizada a cerca de 6,5 Km da costa, ao norte da Ilha de Santa Catarina e apresenta uma área de 17.600 ha (Strenzel, 1995). A Reserva situa-se sobre a plataforma continental interna, no setor centro-norte catarinense, e as águas recebem influências de sistemas costeiros e da Corrente do Brasil, que flui no sentido norte sul e da convergência subtropical. Segundo Carvalho *et al.* (1998) dois padrões sazonais podem ser evidenciados para a região, bastante influenciados pelo vento: 1) de primavera-verão, quando a coluna de água se encontra muito estratificada podendo haver eventos de ressurgência pela ação dos ventos provindos do quadrante norte, e subsidência junto à costa pela ação de ventos provindos de sul; 2) de outono-inverno, quando a coluna de água se encontra mais homogênea devido à ação e subsidência costeira ou pela advecção de águas de origem subantártica para dentro da região.

As coletas da macrofauna bentônica foram realizadas nos dias 18/01, 24/05, 20/08 e 15/11/2002. Os pontos de amostragens foram distribuídos ao longo do gradiente de profundidade no parte central do banco de algas calcárias. As amostras biológicas foram obtidas a 7, 10 e 15 metros de profundidade através de mergulho autônomo: 5 réplicas com tubo de PVC delimitador com 0,018 m^2 e uma réplica para análises sedimentológicas. Foram selecionadas seis espécies de anfípodos para as análises estatísticas, que corresponderam a 90% da abundância total do grupo. Análises estatísticas: 1) ANOVAs unifatoriais (para comparações entre profundidades e entre estações do ano) nos dados replicados e 2) técnicas multivariadas com a matriz com dados abióticos.

3. Resultados e Discussão

A temperatura de fundo mais elevada foi 27ºC obtida no verão a 7 m de profundidade. A temperatura mais baixa, 18ºC, foi encontrada no verão a 15 m e no inverno a 10m e 15m. A maior salinidade foi de 34,5 psu a 15 m de profundidade no verão; nas demais amostras, manteve-se sem grandes variações, em torno de 33-34 psu. A fração de finos do sedimento foi pouco desenvolvida, com exceção de 15m no verão onde atingiu 14,6%. A fração de areia foi bem desenvolvida em todas as profundidades sobre o banco de algas, com exceção de 10m na primavera com apenas 11,71%. Os teores de carbonato de cálcio no sedimento foram bem desenvolvidos em todas as amostras (mínimo de 15,5% no inverno e maiores do que 50% a 10m). A % de matéria orgânica do sedimento não apresentou variações significativas entre profundidades, assim como entre estações. A ANOVA mostrou que o peso seco (em g) médio de nódulos vivos variou entre profundidades, sendo que a 7 e 10 metros no outono, inverno e primavera as quantidades foram iguais, porém significativamente maiores que a 15 metros. No verão, as médias de peso de nódulos foram diferentes significativamente entre as 3 profundidades. Em cada profundidade, não ocorreram variações estacionais dos pesos dos nódulos.

Os anfípodos foram o segundo grupo mais abundante da macrofauna bentônica do BAC/REBIO, com exceção da primavera quando foram dominantes numericamente. Um total de 1.891 indivíduos pertencentes à Ordem Amphipoda foi coletado durante o estudo. Foi encontrada uma riqueza total de 27 táxons pertencentes a onze famílias. Deste total, treze foram identificados até espécie (82% dos espécimes coletados). Dulichiella appendiculata, Quadrimaera cristianae, Maera inaequipes, M. hirondellei, Maera sp., Caprellidae e Harpiniinae representaram 90% da abundância total. A abundância total de anfípodos foi maior a 10m em todas as estações, assim como os valores de riqueza específica. D. appendiculata apresentou variação das densidades populacionais significativas entre profundidades no verão, outono e inverno, sendo maiores a 10 metros. Maera sp., no verão e inverno teve densidades populacionais significativamente maiores a 7 metros e no verão a 10m. M. hirondellei apresentou densidades populacionais significativamente maiores a 10 metros no verão. M. inaequipes foi significativamente mais abundante a 10 metros no outono e inverno. Q. cristianae apresentou densidades populacionais maiores altamente significativas a 10 metros no outono; no inverno foram significativamente maiores a 7 e 10 metros. A abundância média total de anfípodos foi significativamente maior a 10 metros de profundidade, em todas as estações do ano, com exceção da primavera. No verão a riqueza específica foi significativamente maior a 15 metros; no outono, a riqueza foi significativamente menor a 7 metros; no inverno as diferenças das médias de riqueza foram altamente significativas entre as profundidades analisadas. Na primavera não foram verificadas diferenças nas abundâncias das principais espécies assim como para o número total de indivíduos e riqueza específica de anfípodos do BAC/ REBIO. D. appendiculata apresentou variação das densidades populacionais significativas entre profundidades no verão, outono e inverno, sendo maiores a 10 metros. Maera sp., no verão e inverno teve densidades populacionais significativamente maiores a 7 metros e no verão a 10m. M. hirondellei apresentou densidades populacionais significativamente maiores a 10 metros no verão. M. inaequipes foi significativamente mais abundante a 10 metros no outono e inverno. Q. cristianae apresentou densidades populacionais maiores altamente significativas a 10 metros no outono; no inverno foram significativamente maiores a 7 e 10 metros. A abundância média total de anfípodos foi significativamente maior a 10 metros de profundidade, em todas as estações do ano, com exceção da primavera. Com relação à riqueza específica, no verão significativamente maior a 15 metros; no outono, a riqueza foi significativamente menor a 7 metros; no inverno as diferenças das médias de riqueza foram altamente significativas entre as profundidades analisadas. Na primavera não foram verificadas diferenças nas abundâncias das principais espécies assim como para o número total de indivíduos e riqueza específica de anfípodos do BAC/ REBIO. D. apendiculata apresentou densidade significativamente maior no outono a 10 metros de profundidade. Maera sp. teve densidades populacionais maiores altamente significativas na primavera e no inverno a 7 metros de profundidade. A 10 metros de profundidade, M. inaequipes apresentou densidades populacionais significativamente menores no verão. A 7 metros de profundidade, a abundância total de anfípodos foi significativamente maior na primavera e menor no outono. O plano fatorial da ACP tem nos dois eixos mais de 90% de explicação da variação dos dados. As variáveis pesos de nódulos e teores de carbonato de cálcio apresentaram valores de correlação positivos com a abundância total média e abundância de D. appendiculata, onde encontram-se plotadas as amostras de primavera, outono e inverno de 07m e todos as amostras de 10m.

Três agrupamentos (Bray-Curtys) foram formados: com 85% de similaridade reuniram-se as amostras de 10 m; com 80% reuniram-se as amostras de 7 m, exceto verão; e com 75% as amostras de 15 m e demais amostras de 7 m. As amostras a 7 e 15 m podem ser consideradas com características transicionais com relação aos fatores biológicos e abióticos. Os resultados mostraram uma evidência consistente sobre o papel dos nódulos calcários na estruturação da associação de espécies de anfípodos do BAC/REBIO. Steller et al. (2003) revelou que o total de organismos aumenta significativamente com o aumento da complexidade estrutural e cobertura dos rodolitos vivos. Talos complexos devem contribuir com mais refúgio e recursos alimentares através do aumento da espaço intersticial e ramificação. Em um estudo de crustáceos associados com algas verdes calcárias em Porto Rico, Stoner (1985) concluiu que as maiores abundâncias de anfípodos são provavelmente função da proteção contra peixes predadores e seletividade de habitat que os nódulos calcários oferecem. A presença física dos nódulos sobre o substrato inconsolidado também pode significar um efeito sobre a hidrodinâmica com conseqüente maior acúmulo de matéria orgânica no interior da camada de nódulos. A variação sazonal das abundâncias com valores elevados no inverno pode significar redução da predação nos meses frios do ano. No verão toda a cadeia está mais ativa devido aos processos reprodutivos, que demandam mais energia para produção de gametas.

4. Conclusões

Amphipoda é o grupo mais abundante da macrofauna móvel do BAC/REBIO As maiores abundâncias foram encontradas a 10m de profundidade onde ocorre a maior concentração de nódulos calcários. A 10m de profundidade no outono foi registrada a maior riqueza de espécies de anfípodos. *Dulichiella apendiculata* foi a espécie mais abundante em todas as estações do ano e profundidades, com exceção de 15m no verão. *Q. cristianae* apresentou densidades populacionais maiores a 10 metros no outono. *Maera hirondellei e* Caprellidae apresentaram densidades populacionais iguais nas quatro estações do ano. Harpiniinae apresentou densidades populacionais iguais em todas as profundidades .

5. Referências Bibliográficas

BARNES, R. S. K. & HUGES, R.N. (1986). *An introduction to marine ecology*. Blackwell Scientific Publication, Tombrije: p.

CARVALHO, J. L. B., SHETTINI, C. F.E. & RIBAS, T. M. (1998). Estrutura termohalina do litoral centro norte catarinense. Notas técnicas FACIMAR, Itajaí, SC

DE GRAVE, S. (1999). The influence of sedimentary heterogeneity on within maerl bed differences in infaunal crustacean community. *Estuarine, coastal and shelf science*, 49: 153-163.

DE GRAVE, S.; WHITAKER, A. (1999). Benthic community readjustment following dreging of a muddy maerl-matrix . *Mar. Pollution Bull.* 38:102-108.

HORTA, P. A. 2000. *Macroalgas do Infralitoral do sul e sudeste do Brasil. Taxonomia e Biogeografia*. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo. Departamento de Botânica: 301.

STELLER, D.L.; RIOSMENA-RODRIGUEZ, R.; FOSTER, M. S. & ROBERTS, C. A. (2003). Rhodolith bed diversity in the Gulf of Califórnia: the importance of rhodolith structure and consequences of disturbance. *Aquat. Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst*. 13: 6-20.

STRENZEL, G. M. R. (1995). *Proposta metodológica para o monitoramento ambiental de Unidades de Conservação Marinhas e Costeiras aplicadas à Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, SC, Brasil.*

Avifauna da Reserva Santo Amaro, Município de Urbano Santos, Maranhão, Brasil.

Fernanda Rodrigues Fernandes[a] & *Antonio A. F. Rodrigues*[b]
[a]*bolsista do Programa Especial de Treinamento (PET/SESU/UFMA) (nanda_bio@yahoo.com.br)* [b]*Professor do Departamento de Biologia (UFMA)*

1. Introdução

Oren (1991), realizou levantamentos da avifauna maranhense, registrando um total de 636 espécies. Isso representa uma riqueza considerada em espécies, explicada pela grande diversidade de ecossistemas existentes em todo o estado. Segundo Ab'saber (1977), o Maranhão ocupa uma posição tipicamente transacional entre os domínios amazônicos (a oeste), da caatinga (a leste) e do cerrado (ao sul).

Os levantamentos faunísticos são de extrema importância, já que a partir deles é possível responder às questões de ecologia, biogeografia e conservação. A distribuição de uma espécie é, geralmente estável. Há, porém, uma certa dinâmica natural da fauna: espécies que, espontaneamente, alargam sua área de distribuição ou espécies que se retraem. A intervenção humana pode acelerar o processo (Wilson, 1997).

A fragmentação do habitat pode limitar o potencial das espécies para dispersão e colonização, uma vez que, muitas espécies do interior da mata não atravessam nem mesmo faixas estreitas de ambiente aberto devido o perigo de predação. Quando a dispersão animal é reduzida, plantas que dependem dos animais para dispersar suas sementes são também afetadas. Desta forma os fragmentos isolados de habitat não serão colonizados por muitas espécies nativas (Primack & Rodrigues, 2001).

Por pressão da lei as empresas exportadoras de derivados de madeira passaram a possuir reservas de vegetação nativa, com isso, o setor ambiental ganhou força dentro das empresas, tendo como prioridades pesquisas, conservação e melhoramento dos recursos naturais de suas áreas (Almeida, 1997).

Embora o Brasil esteja bem provido de catálogos da avifauna, além de trabalhos sistemáticos, são escassas as informações da avifauna na região norte e nordeste do Brasil e especificamente no Maranhão.

O levantamento visou avaliar o atual estado de conservação da Reserva Santo Amaro, localizada no município de Urbano Santos, no Estado do Maranhão, utilizando o grupo aves como indicador das condições ambientais.

2. Métodos

Foram realizadas visitas quinzenais à reserva Santo Amaro, pertencente a Companhia Agrícola Paineiras LTDA., com permanência de dois dias, durante o período de fevereiro a dezembro de 2002. A área da Reserva foi dividida em três habitats: MTF (Mata de Terra Firme), MA (Mata Alagada) e EUC (Eucaliptal). As observações foram feitas com auxílio de binóculos (zoom 7-15 x 35), registrando-se o habitat onde a ave foi observada. As aves foram capturadas através de redes ornitológicas (rede-neblina), dispostas em transectos contínuos de duas a quatro redes em cada ponto de coleta, sendo colocadas com a parte inferior próximo ao chão e a parte superior a aproximadamente 2m. Foram anotadas em fichas de campo as medidas biométricas das aves capturadas e estas eram anilhadas com anilhas coloridas. As redes eram abertas às 6:00h e fechadas às 18:00h. A identificação das espécies foi feita com auxílio de material especializado (guias de campo), sendo utilizados para identificação Hilty & Brown (1986) e Meyer & Phelps (1978). Sendo as dúvidas quanto à identificação solucionadas através do Sick (1997) e Oren (1991). Para calcular a diversidade de espécies nas áreas de capturas, utilizou-se o índice de Shannon (1948).

Seguiu-se a nomenclatura utilizada por Sick (1997) e Oren (1991).

3. Discussão e Resultados

No levantamento realizado na Reserva Santo Amaro, no período de fevereiro a dezembro de 2002, obteve-se um total de 72 espécies de aves, incluindo as espécies capturadas e observadas, as quais estão distribuídas em 29 famílias.

As espécies pertencentes às famílias Tyrannidae e Formicaridae

representam as maiores porcentagens de captura. A grande variedade de nichos ecológicos nas formações florestais neotrópicas e a correspondente fauna entomológica, dá as maiores vantagens para aves insetívoras, como tiranídeos e formicarídeos (Sick, 1997).

As espécies mais freqüentemente observadas foram *Pitangus sulphutarus, Ramphocelus carbo, Galbula ruficauda e Scardafella squammata*, que foram freqüentes durante todo o período do levantamento. *Ramphocelus carbo* vive na borda das mata, no topo das árvores e na vegetação ribeira, se adaptando facilmente à vegetação secundária. Entretanto *Galbula ruficauda* habita orla da vegetação densa, margens de rios etc., sendo abundante em seu habitat natural mas tornam-se escassos ou desaparecem sob pressão da civilização, como por exemplo, ao redor das cidades (Sick, 1997).

As espécies que tiveram maior número de indivíduos capturados foram *Turdus leucomelas* (32,94%) e *Chiroxiphia pareola* (18%), apresentando também as maiores porcentagens de recapturas. *Turdus leucomelas* ocorrem em mata ciliar, sendo mais comuns em habitas abertos (Piratelli, 1999). Enquanto que, *Chiroxiphia pareola* habita mata de terra firme e mata ribeirinha (Sick, 1997).

As espécies *Turdus leucomelas* (espécie mais freqüente na linha de rede) e *Ramphocelus carbo* (espécie mais freqüentemente observada) são espécies facilmente encontradas em ambientes modificados pelo homem (Sick, 1997).

Ocorreram nos habitats 12 espécies associadas a ambientes antrópicos (*Coragyps atratus, Cathartes aura, Guira guira, Crotophaga ani, Tyrannus melancholicus, Myiarchus tyrannulus, Myiozetetes cayannensis, Elanea flavogaster, Troglodytes aedon, Turdus leucomelas, Ramphocelus carbo e Thraupis episcopus*), correspondendo 8,64% do total de espécies levantadas na Reserva. Isso indica haver um certo distúrbio na área que pode afetar a estrutura da comunidade de aves. Há a ocorrência, também, de 5 espécies tolerantes a ambientes antrópicos (*Buteo magnirostris, Milvago chimachima, Polyborus plancus, Myiodynastes maculatus* e *Vireo olivaceus*) (França, 2000).

Entretanto foram encontradas espécies que são características de floresta com bom estado de conservação, sendo elas: *Malacoptila striata, Psarocolius decumanus, Dysithamnus mentalis, Sittasomus griseicapillus, Platyrhinchus mustaceus, Chiroxiphia pareola e Basileuterus flaveolus* (Almeida, 1997), porém a maioria foi pouco freqüente.

Analisando isoladamente os habitats estudados, o hábitat MTF (Mata de Terra Firme) foi o mais representado em número de espécies, totalizando 55, distribuídas em 23 famílias (H'= 4,77); seguida do hábitat MA (Mata Alagada) com 41espécies, distribuídas em 25 famílias (H'= 4,86) e por último, o habitat EUC (Eucaliptal) com 16 espécies distribuídas em 10 famílias (H'= 3,91). Assim as áreas MTF e MA são provavelmente similares em relação à diversidade de espécies

O número reduzido de espécies no Eucaliptal reflete, provavelmente, o baixo esforço de captura nesse hábitat, devido à dificuldade para armar as redes no local (maior parte do hábitat localiza-se além da cerca que delimita a área da Reserva, havendo constante circulação de animais como porcos e vacas que destruíam as redes ornitológicas). Porém o eucaliptal é um ambiente, em geral, mais pobre em aves devido à relativa escassez de substratos específicos de forrageamento e nidificação (Motta-Júnior, 1990), embora um sub-bosque bem desenvolvido pode manter uma razoável parcela da fauna nativa (Machado & Lamas, 1996).

O hábitat da Mata de Terra Firme (MTF) e da Mata Alagada (MA) apresentam 27 espécies em comum, dentre estas, quatro espécies (*Malacoptila striata, Basileuterus flaveolus, Platyrhinchus mystaceus e Chiroxiphia pareola)* são indicadores de áreas relativamente bem conservadas, uma vez que essas espécies são insetívoras do interior da mata, possuindo pouca capacidade de dispersão e colonização de novos locais (Wills, 1974 *apud* Almeida, 1997).

Sete espécies (*Xiphorhynchus picus, Formicivora grisea, Thamnophilus punctatus, Chiroxiphia pareola, Phaethornis ruber e Cyclarhis gujanenesis)* ocorreram em todos os habitats. A presença de *X. picus e C. pareola*, indicam que a Reserva pode estar passando por um processo de regeneração.

A área da Reserva é destinada a pesquisa não havendo hoje uma interferência antrópica grande. Desta forma, no futuro o restabelecimento da flora (com a dispersão de sementes e polinização das flores pelas aves, morcegos etc.) poderá trazer uma recomposição da avifauna, com a colonização de novas áreas.

4. Conclusões

A área da Reserva possui uma área relativamente pequena, com 123 ha e é fragmentada, uma vez que o habitat original foi dividido por estradas, cercas e linhas de energia.

Em relação à riqueza, a áreas estudada apresenta 72 espécies e um índice de diversidade igual a 5,16. Sendo listadas 17 espécies associadas a ambientes antrópicos ou tolerantes a esses ambientes (12,24%). Isso demonstra haver um certo distúrbio na área que pode interferir na estrutura da comunidade. Porém levando-se em conta o número de espécies listadas, a área pode ser comparada ao Parque Ambiental da Alumar, no Maranhão, onde França (2000) listou 79 espécies, sendo 31 espécies (24,5%) associadas ou tolerantes a ambientes antrópicos.

Presença de espécies como *Turdus leucomelas* (espécie mais freqüente na linha de rede) e *Ramphocelus carbo* (espécie mais freqüentemente observada) indica que a Reserva passou por um processo de descaracterização afetando a comunidade florística e consequentemente a ocorrência e diversidade de aves. Entretanto a ocorrência de espécies como *Chiroxiphia pareola* (segunda espécie mais freqüente na linha de rede) e *Xiphorhynchus picus* em todos os habitats, demonstram que a Reserva Santo Amaro pode estar passando por um processo de restabelecimento desse ecossistema.

O monitoramento da fauna da Reserva Santo Amaro através de estudos contínuos ou intercalados (2 em 2 anos) deveria ser uma meta para a avaliação do status da área.

5. Referências Bibliográficas

Ab'saber, A. N. (1997). Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. *Geomorfologia* 52: 1-21.

Almeida, A. (1997). *Análise Sinecológica da Avifauna nas Reservas Nativas da Eucatex / S.A. em Itatinga-SP*. Rio Claro. UNESP. Monografia. 75p.

França, L. C. (2000). *Levantamento Preliminar da Avifauna no Parque Ambiental da Alumar, São Luís-MA, Brasil*. São Luís. UFMA. Monografia. 16p.

Hilty, S. L. & Brown, W. L. (1986). *A guide to the birds of Colombia*. Princeton: Princeton University Press, New Jersey.

Machado R. B. & Lamas, I. R. (1996). Avifauna relacionada a um reflorestamento de eucalipto no município de Antônio Dias, Minas Gerais. *Ararajuba* 4(1): 15-22.

Meyer, R. & Phelps, W. H. (1978). *A guide to the birds of Venezuela*. Princeton: Princeton University Press, New Jersey.

Motta-Júnior, J. C. (1990). Estrutura trófica e composição de três habitats terrestres na região central do Estado de São Paulo. *Ararajuba* 1: 65-71.

Oren, D. C. (1991). *As aves do estado do Maranhão, Brasil*. Goeldiana Zoll 9: 1-54.

Piratelli, A. J. (1999). *Comunidades de Aves de Sub-bosque na Região Leste de Mato Grosso de Sul*. Rio Claro. UNESP. Tese. 228p.

Primack, R. B. & Rodrigues, E. (2001). *Biologia da Conservação*. Londrina. 328p.

Shannon, C. E. (1948). The matematical theory of communication. *Boll. Syst. Tech. J.* 27: 379-423.

Sick, H. (1997). *Ornitologia Brasileira*. Rio de Janeiro. Ed. Nova Fronteira.

Wilson, E. O. (1997). A situação atual da diversidade biológica. *Biodiversidade*. Rio de Janeiro. Ed. Nova Fronteira. 3-25.

Agradecimentos:

PELD/CNPQ/Companhia Agrícola Paineiras Ltda.

Analise do Comportamento Alimentar da Garça Vaqueira, *Bubulcus Ibis* (Linnaeus 1758) (Aves:Ardeidae)

Filipe Patrício de Melo e Medeiros[a], Ivanclayton Rocha de Menezes[b] & Helder Neves de Albuquerque[c].
[a,b] Graduandos em Ciências Biológicas – Universidade Estadual da Paraíba. (helderalbuquerque@bol.com.br).
[c] Orientador – Professor do Departamento de Farmácia e Biologia – Universidade Estadual da Paraíba

1. Introdução

A unidade geográfica objeto do estudo foi o Estado da Paraíba, localizada entre 6 e 8 graus de latitude sul e entre 34 e 38 graus de longitude oeste, com uma área absoluta de 56.372 Km^2 (terras emersas). O território apresenta planaltos, chapadas, planícies e depressões, apresentando grande variação climática (clima quente-úmido, semi-árido e tropical) e vegetação muito diversificada (caatinga, mata atlântica e campos rupestres), onde muita delas tem sofrido grande ações antrópicas. Esta unidade espacial é constituída por 223 municípios estabelecidos em 1991 pelo FIBGE, em vigor até o presente momento. Abriga em seu território uma população de 3.200.667 habitantes segundo dados da Contagem populacional, realizada pela Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (MOREIRA, 1998; VASCONCELLOS e ALVES FILHO, 1999).

O Estado, de acordo com Schulz (1995), apresenta uma diversidade de 335 espécies de aves, agrupadas em 55 famílias, onde 16 estão ameaçadas de extinção, 29 são consideradas raras e 20 vulneráveis. Contudo, segundo Paiva (1999) "a semi-aridez condiciona a distribuição da fauna nordestina", e assim, as espécies que apresentam maior abundância de indivíduos são aquelas capazes de fugir desse ambiente hostil no verão, pela carência de água, retornando com a chegada das chuvas, quando a vegetação "renasce" oferecendo a estes animais o ambiente adequado para a execução dos seus ciclos biológicos.

A garça vaqueira (*Bubulcus ibis*) é uma ave da família *Ardeidae*, de coloração totalmente branca sendo o bico, a íris e os tarsos amarelos; porém, na época da reprodução apresenta, de vértice, o peito e o dorso cor de ferrugem; bico e tarsos avermelhados. Possui origem africana, tendo imigrado recentemente para o Brasil, onde foi registrada pela primeira vez em 1964 na Ilha de Marajó. Já na Paraíba, esta ave surge no inverno, quando o alimento é farto, retornando ao local de origem com a chegada do verão. Geralmente é vista em locais secos e de pastagem, próximas ao gado, onde se alimenta geralmente de insetos (SICK, 1997; HOFLING e CAMARGO, 2002).

A diversidade biológica tem que ser tratada mais seriamente como um recurso global, para ser registrada, usada e, acima de tudo, preservada. De maneira geral, estamos presos numa corrida. Temos que nos apressar em adquirir o conhecimento sobre o qual basear uma política sábia de conservação e desenvolvimento para os séculos que estão por vir. Assim, a ciência está descobrindo novas utilizações para a diversidade biológica, que podem aliviar tanto o sofrimento humano quanto à destruição ambiental (WILSON, 1997).

Com base nisso, a pesquisa teve o intuito de analisar o comportamento alimentar destas garças e sua relação com bovinos e caprinos.

2. Métodos

O trabalho foi desenvolvido no planalto de Borborema, às margens da Br. 230, entre os municípios de Campina Grande, Riachão do Bacamarte e Cajá, Estado da Paraíba.

Na área de coleta de dados a altitude média é de 350m, onde predomina o relevo do tipo "planalto e depressões do rio Paraíba". As chuvas ocorrem durante quase todo o ano, com precipitação anual em torno de 1.000mm e temperatura média de 26ºC. A vegetação é de transição entre o tipo agreste e mata úmida, que na região se apresenta heterogênea devido à ação antrópica (Rodriguez, 2002).

A metodologia utilizada nesta pesquisa foi à observação direta dos espécimes na natureza e entrevistas semi-estruturadas com os proprietários de 09 fazendas onde as garças fizeram ninhais e/ou rodeavam o gado nas pastagens.

Os dados foram obtidos durante o mês de junho de 2003 com expedições diárias entre as 06:00 e 17;00 horas, totalizando 330 horas. Durante o trabalho acompanhamos 02 ninhais (localizados próximo ao Km 97 e 105, respectivamente) e 09 pontos de pastagens com interações gado (bovinos e caprinos)/garças (*Bubulcus ibis*), perfazendo um total de 60km às margens da Br 230. Os animais foram observados com auxílio de binóculos 7x35; filmados por uma filmadora Panasonic 40x e fotografados por uma câmara digital Panasonic 10x, e as observações orais e entrevistas registradas em um gravador Panasonic.

3. Resultados e Discussão

A *Bulbucus ibis* surge na Paraíba no período de chuvas (entre abril e agosto). Nessa época do ano os insetos são abundantes, além da proliferação de carrapatos condicionada pela temperatura e umidade relativa do ar, assim como também, pelos vegetais verdes.

As garças vaqueiras apresentaram um comportamento alimentar condizente com o descrito na literatura pertinente, acompanhando bovinos e, em alguns casos, caprinos para se alimentar dos insetos que eram espantados pela movimentação daqueles animais.

Padrões Gerais de Forrageamento:

Na maior parte das observações a *B. ibis* forrageavam em bandos circulando o gado, geralmente, em torno de 03 a 08 aves. Esse padrão é utilizado para a alimentação de insetos – gafanhotos, grilos e moscas - que são espantados quando o gado se alimenta dos vegetais nas pastagens baixas.

As garças vaqueiras apresentavam um comportamento suigêneres pelo fato de subirem no dorso do gado, fato que segundo Sick (1997) é executado por elas para ampliar seu campo de visão em pastagens de capim alto. Porém, nos locais em que as garças apresentavam tal comportamento a pastagem apresentava capim bastante baixo. De acordo com Sick (1997), quando o gado deita para ruminar as garças levantam vôo e procuram outros rebanhos que estejam em movimentação, comportamento este não constatado durante esta pesquisa. Foi observado que, mesmo o gado estando deitado, as garças continuavam a sua volta ou até mesmo em cima deles.

Segundo os fazendeiros, estes comportamentos se aplicam para alimentação de carrapatos bovinos (*Boophilus microplus*) e mutucas. Nessa época os proprietários esperam ansiosos a chegada das garças para realizarem a limpeza dos animais nos pastos, o que gera uma economia, já que não se torna necessário à compra e uso de carrapaticidas e inseticidas. É a época do ano em que o gado fica quase que totalmente "livre" dos carrapatos.

Constatou-se também que essas aves realizam uma verdadeira varredura nos pastos ao redor do gado, alimentando-se dos insetos em toda a área.

Captura e disponibilidade de artrópodes nas pastagens:

Como se sabe, é nessa época do ano, o inverno, que a vegetação literalmente renasce, e junto com ela há um grande aumento na biodiversidade e na quantidade de indivíduos de cada espécie, pois é, para a maioria dos animais, época de reprodução. Assim, as pastagens apresentavam uma grande quantidade de artrópodes, principalmente insetos e aracnídeos o que torna o ambiente rico

em alimentos para a *B.ibis* e outros animais.

Para a captura dos insetos, principalmente gafanhotos, as graças vaqueiras se dividiam entre as patas dos bovinos e/ou caprinos, de forma que a maioria dos insetos que era espantada por cada uma das patas do gado era perseguida e capturada. Uma observação dos gafanhotos revelou que estes são quase que impossíveis de serem avistados devido a sua cor ser semelhante a do capim, sendo necessário que eles fossem espantados para serem avistados.

4. Conclusões

Diante dos resultados da pesquisa, conclui-se que estas aves são de fundamental importância para o controle biológico de pragas nas pastagens, além de apresentarem uma importante relação ecológica de protocooperação, nutrindo-se e desinfestando o gado de ectoparasitas, fato bastante relevante visto que as infestações por carrapatos em bovinos reduzem seu peso e transmitem várias doenças que podem culminar com a morte dos mesmos. Contudo, pelo fato desta espécie ter vindo a pouco tempo para o Brasil, ela possivelmente tenha invadido ou até substituído algum nicho ecológico de outra espécie nativa, como no caso do nicho do anum preto (*Crotophaga ani*) (LINNAEUS, 1758), quanto à alimentação de artrópodes em pastagens.

5. Referências Bibliográficas

ALVES, M.A.S.; SILVA, J.M.C.; SLUYS, M.V.; BERGALLO, H.G.; ROCHA, C.F.D. A ornitologia no Brasil: pesquisa atual e perspectivas. Rio de Janeiro: EDUERJ, 2000. 252p.

HOFLING, E.; CAMARGO, H.F.A. Aves no Campus. 3ª ed., São Paulo: EDUSP, 2002. 176p.

MOREIRA, I. O. O espaço geográfico: geografia geral e do Brasil. 38ª ed., São Paulo: Ática, 1998. p. 275-299.

PAIVA, M. P. Conservação da Fauna Brasileira. Rio de Janeiro: Interciência, 1999. 260p.

RODRIGUEZ, J.L. Atlas Escolar Paraibano, 3ª ed., João Pessoa: GRAFSET, 2002. 96p.

SCHULZ, N. A. Lista das Aves da Paraíba. João Pessoa: IBAMA, 1995. Obtida via internet. http://www.ibama.gov.br/cemave.html, 2003.

SICK, H. Ornitologia Brasileira, 1ª ed., Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. 917 p.

VASCONCELLOS, R.; ALVES FILHOI, A. P. Novo Atlas Geográfico, São Paulo: FTD, 1999. 88p.

WILSON, E.O.; PETER, F. M. Biodiversidade. 2ª ed., Nova Fronteira: Rio de Janeiro, 1997. 648p.

Conhecimento Ictiológico de Pescadores Tradicionais na APA Marimbús-Iraquara, Chapada Diamantina –BA

Dra. Flávia de Barros Prado Moura. fbpm@ufal.br
Museu de História Natural - UFAL. Rua Aristeu de Andrade, 452. Maceió-AL. CEP 57021-090.

1. Introdução

Nas últimas décadas, estudos etnoecológicos têm revelado modelos cognitivos complexos, tais como sistemas de classificação de animais e plantas (JENSEN, 1985; BERLIN, 1992), medicina e farmacologia (ELIZABETSKY, 1987; FIGUEREDO *et al*, 1993; ATANAZIO, 1997), além de técnicas de uso e manejo de recursos naturais (ANDERSON & ANDERSON, 1983; BALÉE, 1994; MORIN-LABATUT & AKATAR, 1992; POSEY, 1983; 1984; 1987a; 1987b). A realização dessas pesquisas tem ajudado a revelar a existência de conhecimentos sofisticados, sob domínio intelectual de populações tradicionais.

Com o objetivo de obter informações a respeito da ictiofauna na Chapada Diamantina-BA que possam orientar políticas de uso e manejo de ecossistemas locais, foi realizado o presente trabalho com os pescadores do povoado do Remanso (APA Marimbús-Iraquara). A escolha desse grupo deveu-se aos seguintes aspectos: a) a riqueza de espécies e a singularidade dos ecossistemas por eles utilizados; b) o seu isolamento relativo; c) grande vulnerabilidade aos impactos ambientais, aos quais tanto o grupo quanto os ecossistemas estão sujeitos; d) a escassez de dados relacionados à ictiofauna da área dos "Marimbus"); habilidade com a qual a população humana interage localmente com recursos naturais, destacando-se como pescadores de elevada credibilidade na Chapada Diamantina.

2. Material e Métodos

Os dados foram obtidos durante doze meses de trabalho de campo, nos quais foram utilizadas as seguintes técnicas: entrevistas livres e semi-estruturadas, observação diretas, turnês (SPRADLEY & MCCURDY, 1972) e coletas de material zoológico. O modelo da união das diversas competências (HAYS, 1976) foi utilizado para a sistematização dos dados. Para verificar a consistência e validade das informações obtidas foram utilizadas duas técnicas de controle: na primeira recorreu-se a entrevistas repetidas em situações sincrônicas e diacrônicas (MARQUES, 1991); na segunda, utilizou-se à técnica de grupos focais (OLIVEIRA & VERBA, 1999). Para comparar o conhecimento tradicional de pescadores do Remanso com o conhecimento disponível na literatura científica, foram elaboradas tabelas de cognição comparada (MARQUES, 1995). Para a coleta dos peixes utilizou-se de armadilhas locais. O material coletado foi preparados segundo as técnicas usuais e inseridos nas coleções científicas da Universidade Estadual de Feira de Santana e da Universidade Federal de São Carlos, onde foram identificados.

3. Resultados e Discussão

Foram registradas informações a respeito de 22 espécies, das quais 19 foram coletadas e identificadas: *Astronotus ocellatus* (Cuvier, 1829), *Hypostomus* sp., *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824), *Cichlasoma facetum* (Jenyns, 1842), *Prochilodus affinis* (Reinhardt, 1874), *Parauchenipterus galeatus* (Linnaeus, 1766), *Rhamdia quelen* (Quoy & Gaimard, 1824), *Acestrorrhynchus lacustris* (Reinhardt, 1874), *Gymnotus carapo* (Linnaeus, 1758), *Astyanax fasciatus* (Cuvier, 1819), *Astyanax bimaculatus lacustris* (Reinhardt, 1874), *Triportheus guentheri* (Garman, 1890), *Leporinus piau* (Fowler, 1941), *Serrasalmus brandtii* (Reinhadt, 1874), *Curimata elegans* (Steindachner,1875), *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794), *Hoplias cf. lacerdae* (Ribeiro, 1908), *Cichla temensis* (Humboldt, 1821), *Hoplerythrinus unitaeniatus* (Spix, 1829). Os peixes coletados foram tratados localmente como peixes distintos, apresentando correspondência 1/1 com espécies identificadas por taxonomistas.

Os pescadores entrevistados demonstraram conhecer, com detalhes, aspectos comportamentais apresentados pelos peixes. Os fenômenos percebidos pelos pescadores relacionam-se com: reprodução, comportamento de fuga, predação, comportamento social, ou respostas a estímulos artificiais .

O reticulado trófico que emergiu a partir das informações coletadas é complexo, tendo as cadeias de quatro a cinco níveis. As cadeias podem ter em sua base tanto frugívoros/herbívoros (piau = *Leporinus piau*, corro-preto = *Geophagus brasiliensis*) como iliófagos (curimatá = *Prochilodus affinis*, sabarona = *Curimata elegans*). A alta fagicidade de espécies iliófagas no modelo descrito está de acordo com o encontrado em estudos etnoecológicos de outras bacias hidrográficas (MARQUES, 1995; COSTA-NETO, 1998). Segundo LOWE-MCCONNELL (1987) os peixes detritívoros constituem a base da maioria das cadeias tróficas tropicais. A participação de itens provenientes da mata ciliar também parece ter uma importância fundamental na dieta dos peixes, embora nenhuma espécie tenha sido apresentada como exclusivamente frugívora, 11, entre 22 espécies apresentaram "frutas" entre os itens que compõem suas dietas, sendo nove as espécies frutíferas citadas. Quatro espécies podem ser consideradas como predadores de topo (tucunaré = *Cichla temensis*, traíra cabeça-fina = *Hoplias cf. lacerdae*, traíra cabeça-de-lama = *Hoplias malabaricus*, piranha = *Serrasalmus brandtii*). As demais podem ocupar entre o

primeiro e o terceiro nível da cadeia, uma vez que onívoros, podem alimentar-se de frutos ou partes vegetais, camarão, peixes e ovas, além de invertebrados autoctónes e alóctones.

De acordo com os estilos reprodutivos, os peixes são localmente agrupados em duas categorias: a dos peixes que "desovam na corrida das águas e não bota sentido ao ninho", e a dos que "desova em ninhos e fica em riba da ova". Entre os primeiros, mencionam-se sete diferentes espécies: *Hoplerytrinus unitaeniatus* = uiú*; Parauchenipterus galeatus* = cumbá*; Prochilodus affinis* = crumatá*; Curimata elegans* = sabarona*; Leporinus piau* = piau*; Astyanax bimaculatus lacustris* = piaba-zoião*; Astyanax fasciatus* = piaba). Elas correspondem aos peixes que realizam migração no período das enchentes, desovando em águas correntes e não exibindo cuidados parentais. No segundo grupo mencionam-se cinco: *Hoplias malabaricus* = traíra-cabeça-de-lama; *Serrasalmus brandtii* = piranha; *Cichla temensis* = tucunaré; *Geophagus brasiliensis* = corró-preto; *Astronotus ocellatus* = apanhari, as quais nidificam e protegem a prole. Essa classificação corresponde aos estilos reprodutivos de *Balon* (VAZZOLER, 1996), que separa as espécies em "não guardadoras" e "guardadoras". Para as espécies "não guardadoras", o período reprodutivo e as variações sazonais estão intimamente relacionados. Sobre as "guardadoras", tanto os pescadores, quanto a literatura, distinguem duas categorias: a primeira, com aqueles que põem massas de ovos ("põe embolado") e a segunda, com selecionadores de substrato ("faz ninho no chão ou numa folha ou num pau"). Duas espécies (*H. malabaricus* e *S. brandtii*) são incluídas no primeiro grupo, e três (*C. temensis*; *G. brasiliensis*; *A. ocellatus*) no segundo.

Os dados sobre ciclídeos e eritrinídeos concordam com a literatura, que afirma que os ovos de *H. malabaricus* são guardados apenas pelo macho e que nos ciclídeos macho e fêmea põem-se em vigia (IHERING, 1928).

Entre os ciclídeos, o tucunaré *(C. temensis)*, embora seja exótico, é aparentemente o peixe sobre o qual o conhecimento mostrou-se mais elaborado. Isso ocorre, provavelmente, porque ele apresenta a maior importância pesqueira. Destaca-se o conhecimento sobre quantidade de ovos e tempo de incubação, procedimentos de preparação do ninho e de covas no fundo do rio para abrigar filhotes recém-nascidos. As informações disponíveis na literatura ictiológica sobre substrato selecionado (SANTOS, 1987), guarda do ninho pelo casal (LOWE-MCCONELL, 1975) e tempo dedicado ao cuidado com a prole (JUNK, 1983) são comparáveis com as informações fornecidas pelos pescadores.

4. Conclusão

As análises comparativas revelam que o conhecimento ictiológico dos pescadores é bastante consistente com a literatura disponível.

O conhecimento local, resultado de uma vasta experimentação do ambiente, pode ser bastante útil para intervenções relativas nas políticas de manejo e conservação dos recursos pesqueiros e dos ecossistemas aquáticos na Área de Proteção Ambiental.

Os resultados deste trabalho vêm reforçar a importância do conhecimento tradicional e sua utilidade para geração de conhecimento científico, através da formulação e teste de hipóteses sobre espécies e ecossistemas.

5. Referências

ANDERSON, A. B. & ANDERSON, E. S. 1983. People and the Palm Forest: Biology and Utilization of Babassu Forest in Maranhão, Brazil. Final report to USDA Forest Service. Consortium for the study of man's relationship with the global enviroment.

ATANAZIO, V. 1997 .Etnobotânica dos Índios Xucurú, Com Ênfase Nas Espécies do Brejo da Serra Do Ourorubá (Pesqueira, Pernambuco). Universidade Federal de Pernambuco: dissertação de Mestrado.

BALÉE, W. 1994. Biodiversidade e os Indíos Amazônicos. In: Castro, E.V., Cunha, M.C, (org). Amazônia: Etnologia e História Indígena. NHII /FAPESP. pp. 383-393.

BERLIN, B. 1992. Ethnobiological Classification: Principles of Categorization of Plants and Animals in Traditional Societies. Princeton University Press, 335p.

COSTA-NETO, E. M. 1998. Etnoictiologia, Desenvolvimento e Sustentabilidade no Litoral Norte Baiano. Um Estudo de Caso Entre Pescadores do Município de Conde. Dissertação de Mestrado. UFAL. Maceió, AL

ELIZABETSKY, E. 1987, Etnofarmacologia de Algumas Tribos Brasileiras. In: Ribeiro, D. (edit.). Suma Etnológica Brasileira. Vol. 1. Etnobiologia. p.15-25. Petrópolis: Vozes/Finep.

FIGUEREDO, G.M., LEITÃO-FILHO, H. de F. , BEGOSSI, A. 1993 Ethnobotany of Atlantic Forest Coastal Communities: Diversity of Plant Uses in Gamboa (Itacuruça Island, Brazil) Human Ecology 2(4): 419-430.

HAYS, T.E. 1976. An Empirical Method For the Identification of Covert Categories in Ethnobiology. American Ethnologist. Vol. 3 pp. 485-507.

JENSEN, A. A. 1985. Sistemas Indígenas de Classificação de Aves: Aspectos Comparativos, Ecológicos e Evolutivos. Campinas: Tese de Doutorado, Instituto de Ciências Biológicas, UNICAMP.

JUNK, W. J. 1983. A Ictiofauna da Região Amazônica. In: Amazônia: Desenvolvimento, Integração e Ecologia. CNPQ, Editora Brasiliense. Brasília

LOWE-MCCONNELL, R. H. 1975. Fish Communities in Tropical Freshwaters Their Distribution, Ecology and Evolution. London, Longman Group Limited

————————1987. Ecological Studies in Tropical Fish Communities. Cambridge University Press. 381p. Cambridge, England

MARQUES, J. G. W. 1991. Aspectos Ecológicos na Etnoictiologia dos Pescadores do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, Alagoas. Universidade Estadual de Campinas: Tese de Doutorado.

————————, 1995. Pescando Pescadores: Etnoecologia Abrangente no Baixo São Francisco Alagoano. NUPAUB, USP. São Paulo,SP

MORIN- LABATUT, G. & AKATAR, S. 1992 Traditional Knowledge: A Resource to Manage and Share. Development 4, 24-30.

OLIVEIRA F. O. & VERBA, G. C., 1999. Representações Sociais In: JACQUES, M.G.C. et al., Psicologia Social Contemporânea. 3ª ed. Vozes, Petrópolis,

POSEY, 1983. Indigenous Knowledge and Development: An Ideological Bridge to the Future. Ciência e Cultura, 35 (7) :18-24.

——————1984. Ethnoecology as Applied Anthropology in Amazonian Development. Human Organization, 43 (2): 95-107.

——————1987a. Etnobiologia: Teoria e Prática In: Ribeiro, D. (edit.). Suma Etnológica Brasileira. Vol. 1. Etnobiologia. p.15-25. Petrópolis: Vozes/Finep.

——————1987b. Manejo da Floresta Secundária, Capoeiras, Campos e Cerrados (Kayapó) In: Ribeiro, D. (edit.). Suma Etnológica Brasileira. Vol. 1. Etnobiologia. p.15-25. Petrópolis: Vozes/Finep.

SANTOS, E.,1987. Peixes de Água Doce.(Vida e Costumes dos Peixes do Brasil) . 4ª ed. Belo Horizonte, Itatiaia.

SPRADLEY, J. P. & MCCURDY, D. W., 1972. The Cultural Experience: Ethnography in Complex Society. Tennessee, Kingsport Press of Kingsport.

VAZZOLER, A. E. A. de M. 1996. Biologia da Reprodução de Peixes Teleósteos: Teoria e Prática. Maringá, EDUEM, São Paulo, SP.

Qual o bioindicador mais adequado? Método para avaliação de impacto por petróleo em lagos de várzea na Amazônia com invertebrados de macrófitas.

Flaviane A. Maia[a], Thierry R. J. Gasnier[a] & Maria José Lopes[b]
[a]Depto de Biologia, Universidade Federal do Amazonas, Brasil (flavi_ane@hotmail.com.br)
[b]Coordenação de Pesquisa em Entomologia, Instituto de Pesquisa da Amazônia, Amazonas, Brasil

1. Introdução

O transporte de petróleo em barcos é uma atividade que trás riscos para o ecossistema de várzea na região do Baixo Solimões, na Amazônia Central. Portanto, é necessário que sejam desenvolvidas formas de avaliação rápidas e eficazes das condições dos ambientes hídricos, especialmente para dimensionar impactos e acompanhar recuperações em caso de um acidente (Gonçalves, 2001).

Cada vez mais é aceito que os melhores métodos para avaliar o grau de deterioração dos cursos de água são os que se baseiam nas respostas das comunidades biológicas às alterações do ambiente (Marques & Barbosa, 2001). Invertebrados associados a plantas aquáticas (macrófitas) estão entre os bioindicadores utilizados nessas análises por apresentarem tolerâncias ambientais restritas, fácil identificação, distribuição cosmopolita e facilidade de coleta e de manuseio em experimentos Além disso, sua utilização como bioindicadores é vantajosa em ambientes sujeitos a grandes flutuações de nível de água, como as várzeas do Baixo Solimões, onde as macrófitas aquáticas constituem um substrato estável e acessível.

O objetivo deste estudo é determinar, entre os invertebrados associados a macrófitas, qual o grupo taxonômico mais adequado para a avaliação de impacto ambiental, em caso de um derrame de petróleo.

2. Método

As coletas foram bimensais, no período de agosto/2001 a junho/2002, e realizados em lagos do trecho Coari - Manaus, Amazonas (Brasil), num total de 11 lagos. Os lagos foram selecionados por apresentarem maior possibilidade de serem atingidos em caso de acidente com petróleo. Em cada lago foram definidos dois pontos de amostragem, o mais distante entre si que fosse possível.

A macrófita aquática *Salvinia auriculata* Aubl. foi recolhida manualmente e diretamente acondicionada num frasco de vidro de aproximadamente 30 ml de capacidade, e então foi fixada em álcool 70 %.

Posteriormente, realizou-se a triagem e identificação dos invertebrados contidos entre as raízes, sob estereomicrocópio. A fauna de invertebrados aquáticos foi identificada ao nível de Grupos Taxonômicos Operacionais, de acordo com Merrit & Cummings (1996).

3. Resultados e discussão

Foram coletados 23.641 indivíduos, distribuídos em 22 Grupos Taxonômicos Operacionais. A partir da análise de semelhanças entre padrões de variação temporal de abundância, agrupamos os grupos taxonômicos operacionais em três grupos maiores: "Crustáceos", "Insetos" e "Outros".

O grupo dos insetos aumentou sua abundância no mês de outubro (seca) e diminuiu em junho (cheia). Estudos realizados em outras regiões registraram resultados similares com aumento da abundância da população de insetos durante o período de seca (Kikuchi & Uieda, 1998; Baptista *et al*, 2000; Oliveira, 1996 *apud* Baptista *et al*, 2000), o qual pode estar relacionado ao menor volume de água, pois no período chuvoso há um aumento do volume de água e da velocidade da corrente, possivelmente provocando uma remoção dos organismos (Kikuchi & Uieda, 1998)

O grupo "Outros" incluiu padrões diversos de variação temporal, provavelmente refletindo particularidades do efeito da sazonalidade ambiental específicos a cada um dos grupos.

O grupo dos crustáceos foi o que apresentou uma menor variação na abundância ao longo do ano. Esta é uma característica inesperada em um ambiente fortemente sazonal, e desejável em um bioindicador, tornando desnecessárias correções de efeitos sazonais no caso de uma análise de alteração ambiental.

Muitos estudos sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em áreas de inundação da Amazônia revelam uma grande variedade de adaptações em resposta ao pulso de inundação (Irmler, 1975, 1979; Reiss, 1977; Kensley & Walker, 1982; Walker & Ferreira, 1985; Nessimian, 1985 *apud* Nessimian *et al*, 1998). Portanto, a variação da abundância e a grande diversidade destes verificado neste estudo já eram esperadas.

Entretanto, em caso de acidente com petróleo, a utilização de apenas um grupo e que este apresente uma variação na abundância mais estável favorece o desenvolvimento de um método de avaliação de impacto ambiental rápido e eficaz, minimizando as suas conseqüências negativas. Logo, o grupo dos crustáceos parece ser o mais adequado, pois é o que apresentou maior estabilidade na abundância. Há uma expectativa que estes crustáceos sejam sensíveis a petróleo. Gómez Gesteira & Dauvin (2000) verificaram que os crustáceos de Bay of Morlaix (França) possuem uma alta sensibilidade ao efeito tóxico do petróleo, o que contribui para a utilização deste grupo nos estudos sobre a sensibilidade dos crustáceos presentes nas macrófitas.

4. Conclusão

Os crustáceos provavelmente são, entre os invertebrados presentes em raizes de plantas aquáticas, os mais adequados como bioindicadores de qualidade de água no sistema em estudo, devido à menor variação temporal na sua abundância ao longo do ano.

5. Literatura citada

Baptista, D. F; Buss, D. F.; Dorvillé, L. F. M. & Nessimian, J. L. 2000. Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. Revista Brasileira de Biologia, 61(2):249-258

Gómez Gesteira, J. L. & Dauvin, J. C. 2000. Amphipods are good bioindicadors of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. Marine Pollution Bulletin. Vol. 40, nº.11, pp. 1017-1027.

Gonçalves, A. C. L. 2001. Caracterização da fauna de invertebrados aquáticos associada às raízes de Eichhornia crassipes no baixo Solimões (Amazônia Central) e sua utilização na avaliação do impacto ambiental de acidente de petróleo. Relatório final de estágio - UP/UFAM.

Kikuchi, R. M. & Uieda, V. S. 1998. Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. pp. 157-173. In Nessimian, J. L. & Carvalho, A. L. (eds). Ecologia de Insetos Aquáticos. Series Oecologia Brasiliensis. vol. V. PPGE-UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil.

Marques, M. M. & Barbosa, F. 2001. Na fauna do fundo, o retrato da degradação. Revista Ciências Hoje. Vol. 30, n 175. Setembro.

Merrit, R. W. & Cummings, K. W. (eds) 1996 An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, xiiim 662 p.

Nessimian, J. L, Dorvillé, L. F. M, Sanseverino, A. M. & Baptista, D. F. 1998. Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrata benthic fauna in the lower Rio Negro, Amazonas Brazil. Amazoniana. XV (1/2): 35-50. Dezember.

(Agradecimentos: À Drª Andrea Waichman, pelos dados físico-químicos. Este estudo foi financiado pelo CNPq-CTPetro/ FINEP – Projeto PIATAM I).

Comunidades de Invertebrados em Cavernas Quartzíiticas de Minas Gerais: Composição e Estrutura

Flávio Túlio de Matos Cerqueira Gomes & João Vasconcellos-Neto
Universidade Estadual de Campinas - SP

1.Introdução

Cavernas são cavidades naturais subterrâneas que se formam pela dissolução lenta e contínua de certos tipos de rochas (Gilbert *et al*, 1994). Este processo ocorre principalmente em maciços de rochas carbonáticas que fazem parte de um complexo geológico dinâmico moldado pela ação da água denominado carste (Gines & Gines, 1992). A ausência permanente de luz, umidade relativa do ar elevada e a baixa variação de temperatura são as principais características do ambiente cavernícola (meio hipógeo) (Polson & White, 1969). Devido à impossibilidade do desenvolvimento de organismos fotossintetizantes, principais produtores dos ecossistemas convencionais, a totalidade dos recursos alimentares na maioria das cavernas deve vir do ambiente externo (meio epígeo), (Culver, 1982). A matéria orgânica pode ser transportada para o meio hipógeo pelo vento, pela água, ou por animais que entram e saem das cavernas com certa regularidade. Entretanto, na maioria das vezes estes processos não acumulam grandes quantidades de recursos, fazendo com que o ambiente cavernícola tenha geralmente uma escassez alimentar quando comparado a ecossistemas externos (Trajano, 1996).

Apesar destas características, diversos organismos são encontrados em cavernas, e dependendo de seu grau de especialização podem ser agrupados em três categorias (Holsinger e Culver, 1988, modificado do sistema Schinner-Racovitza): 1)Troglóxenos; são animais comuns em cavernas mas que regularmente freqüentam o meio externo para se alimentar. 2) Troglófilos; são organismos que podem completar seu ciclo de vida tanto nas cavernas como fora delas. 3) Troglóbios; são organismos restritos ao ambiente cavernícola, muitas vezes possuindo especializações de estruturas, fisiologia e comportamento que melhor lhes permitiram adaptar-se ao meio hipógeo ou que os selecionaria negativamente caso estivessem no meio externo. Despigmentação da epiderme, maior desenvolvimento de estruturas sensoriais, regressão dos olhos são algumas delas.

A grande maioria das cavernas brasileiras situa-se em rochas carbonáticas (calcita, dolomito), e em menor proporção, arenito. Essas cavidades estão localizadas em áreas denominadas províncias espeleológicas, onde os processos de formação do relevo cárstico e conseqüentemente cavernas são mais acentuados (Pinto da Rocha, 1995). Somente a partir da década de 80 a fauna cavernícola brasileira passou a ser melhor conhecida através de vários trabalhos realizados em diversas regiões do país (Dessen et al, 1980; Chaimowicz, 1984; Godoy, 1986). Poucas cavernas, entretanto, tiveram sua fauna estudada de forma intensiva (Ferreira & Martins, 1999; Ferreira *et al*, 2000*;* Gomes *et al* 2000; Ferreira & Horta, 2001), sendo a maioria dos trabalhos apenas levantamentos de espécies, não tendo sido feitos quaisquer inferências ecológicas mais consistentes. Minas Gerais abriga a maior parte da maior província espeleológica brasileira (o grupo carbonático Bambuí), fazendo com que este seja o estado brasileiro que possui o maior número de cavernas. Grande parte delas localiza-se em áreas calcárias que sofrem grande pressão por parte de empresas mineradoras em função da utilização do carbonato de cálcio para a fabricação de cimento (PILÓ, 1999). Além de cavernas calcárias, o estado também apresenta formação de cavidades naturais em rochas de quartzito, minério de ferro, dentre outras. A quase totalidade dos trabalhos bioespeleológicos realizados no Brasil foram feitos em cavernas calcárias. Apesar do contigente de cavernas quartziticas do estado de Minas Gerais ser bem menor do que as calcárias, existem muitos municípios que possuem cavidades naturais subterrâneas formadas neste tipo de litologia.

Segundo Ferreira & Horta (2001), para que seja feita uma completa caracterização do estado de conservação de ecossistemas cavernícolas é necessário monitorar variáveis ambientais, tróficas e zoológicas do meio hipógeo em várias cavernas de uma região, afim de que estes dados possam ser comparados e conclusões a respeito do estado de preservação das cavernas em questão possam ser tiradas. Assim sendo, o presente estudo teve como objetivos gerais:

1. Realizar um levantamento da fauna de invertebrados em cavernas quartziticas do estado de Minas Gerais.

2. Avaliar as respostas das comunidades cavernícolas em relação a variáveis ambientais.

Como objetivos específicos pretendeu-se responder as seguintes perguntas:

• Que grupos de organismos são encontrados nas cavernas quartziticas do estado de Minas Gerais?

• Como os parâmetros número de espécies, abundância de indivíduos e distribuição espacial dos organismos respondem em relação à distância da entrada, largura média do conduto, temperatura e umidade relativa do ar?

2. Métodos

A área estudada compreendeu os municípios de Ouro Preto, Mariana, Catas Altas; além do Parque Estadual do Ibitipoca, município de Lima Duarte, Minas Gerais.

Para cada caverna analisada foi registrado o tipo vegetacional do entorno, tamanho em extensão, número e localização das entradas, presença de depósitos de guano de morcegos e matéria orgânica vegetal, além da existência de corpos d'água. Assim, em cada gruta foram determinados setores correspondentes a transectos lineares de 20 metros, demarcados a partir da entrada principal e cuja largura foi a mesma compreendida entre as paredes dos condutos. Para cada setor foram medidos: distância da entrada mais próxima e largura do conduto com o auxílio de uma trena; temperatura e umidade com o auxílio de um termohigrômetro. A cada 4 m a partir da entrada principal, foi medida a distância entre cada parede da gruta para que a largura média de cada setor pudesse ser calculada.

As amostragens foram realizadas utilizando-se coleta manual e coletas com armadilhas. Nas coletas manuais os setores foram inspecionados e a ocorrência dos organismos registrada. Os que não puderam ser identificados no local foram coletados. Em cada setor, uma armadilha do tipo *pit fall*, contendo iscas de fígado bovino e solução salina concentrada foi colocada, permanecendo armada durante dois dias. A identificação dos organismos registrados e do material coletado foi feita até o nível taxonômico possível, separando-se os indivíduos em morfoespécies para que os valores de riqueza de espécies, abundância de indivíduos, similaridade e equitabilidade das comunidades de artrópodes de cada caverna pudessem ser avaliados.

A similaridade de fauna entre as grutas foi obtida através do índice de Sorensen. Foi construída uma matriz relacionando cada morfoespécie e sua abundância com o setor em que foi encontrada em cada caverna; além das variáveis ambientais de cada um (temperatura, umidade do ar, largura média do conduto e distância da entrada mais próxima). Então, foram feitas regressões lineares simples entre o número de espécies, abundância de indivíduos e às variáveis ambientais de cada setor.

3. Resultados e Discussão

Foram amostradas 12 cavernas quartziticas do estado de Minas Gerais, sendo uma no Parque Natural Santuário do Caraça, município de Catas Altas, duas no município de Ouro Preto, três no município de Mariana e seis no Parque Estadual do Ibitipoca, município de Lima Duarte. O desenvolvimento horizontal das grutas variou de 40 a 120 m. A largura média dos condutos variou de 1, 30 a 13,00 m, Temperatura e umidade tiveram baixa variação, mínimo 13,00 e máximo 24, 50 ºC, 67 e máximo de 99 % respectivamente. Foram

coletadas um total de 344 morfoespécies, distribuídas em 24 ordens. As ordens Araneida, Diptera e Coleoptera foram as que tiveram o maior número de morfoespécies. A maioria dos indivíduos coletados encontrou-se em regiões próximas às entradas.

A análise de similaridade revelou que grutas mais próximas geograficamnete apresentam maior similaridade de fauna. Cavernas que apresentaram maior acúmulo de matéria orgânica apresentaram também um maior número de espécies. Temperatura, umidade e largura média do conduto não apresentaram relações significativas com a riqueza de espécies e abundância de indivíduos. A composição da fauna de invertebrados das grutas estudadas não foi muito diferente da encontrada em grutas calcárias, pelo menos em nível de ordens e famílias, mas provavelmente esta diferença será maior se analisados em nível de gênero e espécies. Entretanto, a escassez de taxonomistas trabalhando com organismos cavernícolas dificulta esta análise.

4. Conclusões

A composição da fauna das cavernas quartzíticas estudadas no estado de Minas Gerais foi semelhante àquela encontrada em cavernas calcárias de Minas e outros estados. Ao que parece, fatores biogeográficos e disponibilidade de recursos alimentares estão sendo mais importantes para a estruturação dessas comunidades do que a litologia das grutas.

Agradecimentos: Professor Rogério Parentoni Martins – Laboratório de Ecologia e Comportamento de Insetos, UFMG.

5. Referências Bibliográficas

Chaimowicz, F. (1984). Levantamento bioespeleológico de algumas grutas de Minas Gerais. *Espeleo-tema, Soc. Bras. Espeleol.* 14: 97-107.

Culver, D. C. (1982). *Cave Life*. Harvard University Press. Cambridge, Massachusetts and London, England. 189 pp.

Dessen, E.M.B; Eston, V.R.; Silva, M.S.; Temperini-Beck, M.T. & Trajano, E. (1980). Levantamento preliminar da fauna de cavernas de algumas regiões do Brasil. *Ciênc. Cult.* 32(6): 714-25.

Ferreira R.L & Martins R.P.(1998). Diversity and distribution of spider associated with bat guano piles in Morrinho cave (Bahia state, Brazil). *Diversity and Distributions* (1998)4, 235-241.

Ferreira & Martins. (2001). Cavernas em risco de "extinção". *Ciência Hoje* v.29. n. 173. P.20-28.

Ferreira & Horta. (2001). Natural and human impacts on invertebrate communities in Brasilian caves. *Rev. Brasil. Biol.* 61(1): p.7-17.

Gilbert J, Danielpol D.L E Stanford J. A. (1994). *Growdwater Ecology. Acadêmic Press Limited*, San Diego California. 571 pp.

Gines. A & Gines. J. (1992). Karst phenomena and biospeleological environments. *The natural history of biospeleology, monografias, Museo Nacional de Ciencias Naturales* 31-55.

Godoy, N.M. (1986). Nota sobre a fauna cavernícola de Bonito, MS. *Espeleo-tema*. 15:79-81.

Gomes F. T. M. C; Ferreira R.L & Jacobi C.M. (2000). Comunidade de artrópodes de uma caverna em área de mineração: Composição e estrutura. *Revista Brasileira de Zoociências.* v.2, n.2, p. 77-96, dez 2000.

Piló, L. B. (1999). Ambientes cársticos de Minas Gerais: Valor, fragilidade e impactos ambientais decorrentes da atividade humana. *O Carste*. 3:11, 50-58.

Pinto da Rocha, R. (1995). Sinopse da fauna cavernícola brasileira. *Papeis Avulsos de Zoologia*. 39:06, 61-173.

Poulson, T. L. & White, W. B. 1969. The Cave Environment. *Science* 165, 971.

Trajano. E. (1996). Os Peixes que sobrevivem em cavernas. *Ciência Hoje* 21:122,16-19.

Trajano. E. (2000). Cave Faunas in Atlantic Tropical rain Forest: Composition, Ecology, and conservation. *Biotropica* v. 32 n. 4b: 882-893.

Estabelecimento De Preferências Na Escolha De Fontes De Alimento Por *Scaptotrigona Postica* (Hymenoptera: Meliponidae) Sob Condições Controladas.

Francely M. Fernandes [a], *Silvia C. Jesus* [a] *& Maria José O. Campos* [b]
[a] *Graduação Ecologia, UNESP, Rio Claro, SP, Brasil; e-mail: francelymf@ig.com.br*
[b] *Departamento de Ecologia, UNESP, Rio Claro, SP, Brasil*

1. Introdução

O conceito de que um inseto polinizador exibe constância na visita à flor é muito velho, tendo sido descrito por pesquisadores em botânica, agricultura e comportamento de insetos (Grant, 1950 *in* Brown & Clegg, 1984).

As abelhas sem ferrão constituem-se no maior componente da biomassa de comunidades de insetos forrageiros de néctar e pólen em muitas áreas tropicais (Johnson & Hubbell, 1974). As abelhas sem ferrão do gênero *Scaptotrigona* são comuns em florestas, especialmente em florestas tropicais; são generalistas e visitam muitos tipos diferentes de flores (Ramalho, 1990).

Interações comportamentais e estratégias de forrageio são fatores importantes afetando a escolha e a exploração de recursos florais por abelhas sem ferrão. A preferência floral foi proposta como uma alternativa, mas não como um fator exclusivo levando a alta similaridade entre espécies do mesmo gênero (Ramalho, 1990).

É possível considerar que os componentes do sistema sensorial de tais insetos são adaptados a maximizar a distinção e a detecção dos recursos alimentares florais. Deste modo, os receptores das cores azul e verde e dos raios UV são otimamente posicionados na escala de comprimentos de onda para a discriminação das cores das flores (Chittka, 1996).

O presente estudo direcionou-se a responder às seguintes questões acerca do comportamento forrageiro da abelha sem ferrão *Scaptotrigona postica*: 1) as abelhas exibem preferência pela cor das flores durante seu comportamento forrageiro? 2) as abelhas são capazes de alterar um comportamento fixado em função de mudanças na qualidade do alimento?

2. Material e Métodos

Foi escolhida para este estudo a espécie *Scaptotrigona postica*, uma abelha sem ferrão. A escolha foi baseada na disponibilidade dos ninhos e pela facilidade de treinamento e de manipulação. O trabalho foi desenvolvido em uma sala experimental que consistia em parte de uma estufa medindo 6,4 x 6,3 m no Jardim Experimental do Instituto de Biociências do campus da UNESP de rio Claro. Foram utilizadas flores monomórficas artificiais confeccionadas em papel color set azul para o treinamento de papel vermelho e amarelo para a realização dos testes de preferência e permanência, com 55 mm de diâmetro.

O trabalho foi desenvolvido de acordo com as seguintes etapas:

1) Treinamento das abelhas: as abelhas foram treinadas a se alimentar em flores artificiais azuis abastecidas com solução de sacarose 60%. As abelhas foram recrutadas na porta da colméia com o auxílio de um algodão embebido na solução de sacarose preso a uma haste de madeira. Foram levadas à mesa de experimentação, montada com 24 flores azuis eqüidistantes, 4,35 m distante da colméia. Os indivíduos que chegaram sozinhos à fonte de alimento foram marcados com tinta acrílica atóxica de cores diferentes. Foram consideradas treinadas as abelhas marcadas que chegaram espontaneamente 5 vezes na fonte de alimento, sendo tomadas para o experimento apenas cinco destas abelhas.

2) Teste de preferência por cor: as 24 flores azuis foram substituídas por 12 flores amarelas e 12 vermelhas dispostas de maneira alternada, com a mesma concentração da solução de sacarose (60%).

Os registros foram feitos em uma tabela, onde foi anotado o horário de chegada e saída de cada abelha em cada flor.

3) Teste da permanência da preferência em função da qualidade do recurso: as flores de coloração preferida (amarelas) foram abastecidas com xarope de concentração 40% (concentração menor que a inicial) enquanto que as menos preferidas foram abastecidas com xarope de concentração 80% (concentração maior que a inicial).

3. Resultados e Discussão

Para a análise estatística dos dados foi feito o Teste – G, uma alternativa ao Qui-Quadrado para análise de freqüências (Fowler *et al*, 1998). O valor do Teste – G para o Teste 1 foi 73,6050, que, quando comparado com o Qui-Quadrado da Tabela para P=0,01 e 4 graus de liberdade, indica que houveram diferenças estatísticas significantes entre as cores visitadas pelas abelhas.

O valor do Teste – G para o Teste 2 foi 58,2736, que, quando comparado com o Qui-Quadrado da Tabela para P=0,01 e 4 graus de liberdade, indica que houveram diferenças estatísticas significantes entre as cores visitadas pelas abelhas.

No Teste 1, as abelhas marcadas mostraram preferência pelas flores amarelas (158 de 198 visitas –79,8%). Após a alteração da qualidade dos recursos foi verificada uma *tendência* das abelhas alterarem seu comportamento forrageiro inicial, diminuindo a freqüência das visitas nas flores amarelas (161 de 274 visitas – 58,8%), sendo que na primeira metade desta fase do experimento, as visitas foram mais freqüentes nas flores amarelas, ocorrendo o inverso nas observações posteriores.

Quando comparados os Testes 1 e 2, o valor obtido de G foi 94,1146, altamente significante, o que comprova a tendência de mudança do comportamento forrageiro inicial.

Os resultados aparentemente não condizem com a afirmativa de Raven (2001) de que as abelhas não enxergam o vermelho, que normalmente tendem a confundir com elementos de fundo.

4. Referências Bibliográficas

Braga, A. P.G.; Passos, C.A B.; Souza, E.M.; França, J.B.;Medeiros, M.F.; Andrade, V. (1981). *Geologia da Região Nordeste do Estado do Ceará.* DNPM, Brasília, MME, 115 p.

Brandão, R.L. (Org.) (1998). *Diagnóstico ambiental e os principais problemas de ocupação do meio físico da Região Metropolitana de Fortaleza.* CPRM/SEMACE/SRH, Série Ordenamento Territorial vol. 1. Fortaleza, 97 p.

Carvalho, P. C. (2002). Caracterização geoambiental da zona costeira do Ceará. *Mercator Revista de* Geografia *UFC* 1:23-45, Fortaleza.

Chittka, L. (1996). Does Bee Color Vision Predate the Evolution of Flower Color? *Naturwissenchaften*, 83:136-138.

Fowler, J.; Cohen, L.& Phil, J. (1998). *Practical Statistics for Field Biology*. 2ª ed. Ed. John Wiley & Sons, England. 259p.

Hill, P. S. M.; Wells, P. H.& Wells, H. (1997). Spontaneous Flower Constancy and Learning in Honey Bees as a Function of Color. *Animal Behavior*. 54: (3) 615-627.

Johnson, L. K.& Hubbell, S. P. (1974). Aggression and Competition Among Stingless Bees: Field Studies. *Ecology*. 55: 120-127.

Nogueira-neto, P. (1997). *Vida e Criação de Abelhas Indígenas Sem Ferrão*. Ed. Nogueirapis, São Paulo. 445p.

Ramalho, M. (1990). Foraging by stingless bees of the Genus *Scaptotrigona* (Apidae, Meliponinae) *Journal of Apicultural Research*. 29: (2) 61-67.

Raven, P.H.; Evert, R.F. & Eichorn,S.E..(2001). *Biologia Vegetal*. 6º edição. Ed. Guanabara Koogan. Rio de Janeiro.

Vanzolini, P. E. (1993). *Métodos estatísticos elementares em sistemática zoológica*. Ed. Hucitec, São Paulo. 130p.

Vieira, S. (1991). *Introdução à Bioestatística*. Ed. Campus, Rio de Janeiro. 203p.

Riqueza De Espécies De Falconiformes De Uma Reserva Ecológica No Município De Perdizes, Mg

Franchin, A. G.[a]; Malacco, G. B.[b]; Valadão, R. M.[c]; Pioli, D.[d]; Marçal Junior, O [e]; Zanzini, A. C. S.[f]

[a] Msc. Ecologia UFU ; [b]Mestrando em Engenharia Florestal UFLA ; [c] Graduação Ciências Biológicas -UFU (biorrafa@hotmail.com);

[d] 2° Secretário CBRO; [e]Prof. UFU; [f]Prof. UFLA.

1. Introdução

Os Falconiformes são aves cosmopolitas de grande importância no equilíbrio da fauna, funcionando como reguladores de seleção evitando uma superpopulação de roedores e aves pequenas além de eliminar indivíduos defeituosos e doentes evitando assim as epizootias. Este grupo, em sua maioria, sofre ameaça pela destruição de seus hábitats e caça indiscriminada (Sick 1997). São importantes indicadores da qualidade ambiental, principalmente na análise dos efeitos do envenenamento por agrotóxicos (Andrade & Dani 1997).

Estudos sobre a perda de hábitat demonstram que a perda de espécies da avifauna está relacionada a processos de fragmentação (Brandt 1992; Harris & Silva Lopez 1992; Kattan *et al.* 1994; Fahrig & Merriam 1994; Anjos 1992; Marini 2001). Desta forma, aves podem ser importantes elementos na avaliação da qualidade ambiental, em função da diversidade de espécies, assim como pela ocupação de diferentes hábitats e níveis tróficos, além de serem sensíveis às modificações ambientais (Daniels *et al.* 1991; Bege & Marterer 1991).

A América Latina consiste na região mais rica e menos investigada no que se refere a estudos com aves de rapina. Assim, visando um melhor conhecimento de parte deste grupo de aves, o estudo objetivou determinar a riqueza de Falconiformes registrada na EPDA Galheiro.

2. Material e Métodos

A Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental Galheiro localiza-se no município de Perdizes (MG), sob as coordenadas geográficas 19°12'S e 47°08'O, e é uma das poucas Unidades de Conservação na porção extremo-oeste de Minas Gerais (SEPLAN/MG 1987), sendo de propriedade da Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG).

A EPDA Galheiro possui tamanho e composição vegetacional de relevância para a região, pois representa 2.847 hectares de um reduto paisagístico em mosaico, com biótipos de cerrados, campos naturais e matas estacionais. A área é integralmente protegida de quaisquer atividades prejudiciais à sua fauna e flora, em caráter de perpetuidade, como regido pelo Decreto 1.922 de 05 de junho de 1996, que estabelece as Reservas Particulares de Patrimônio Natural (SEPLAN/MG 1987).

O estudo foi realizado mensalmente de abril de 2002 a junho de 2003, com observações na parte da manhã (após o amanhecer), com duração de quatro horas, totalizando 360 horas. Foram amostradas seis áreas (Mata da Aparecida, Mata da Zilda, Mata do Alaor, Cerrado Céu Cavalo, Macega e Reservatório), distribuídas pela reserva e formadas por fisionomias vegetacionais representativas da área. O Reservatório foi amostrada em dois diferentes pontos. Registros esporádicos em outras localidades da reserva foram realizados ao final da tarde.

As aves foram identificadas com auxílio de binóculos (7x50 e 10x50 mm) e gravações de vocalizações, utilizando um gravador portátil com fita cassete e microfone direcional. Foram consultados guias de campo (Andrade 1997, Sick 1997, Souza 1998) e gravações de vozes para a identificação precisa das espécies.

Para análise da similaridade entre as áreas foi usado o índice de

Sorensen (Magurran 1988).

3. Resultados e Discussão.

Foram registradas dezenove espécies de Falconiformes, distribuídas em três famílias e quatorze gêneros, a saber: Família Accipitridae: *Elanus leucurus*, *Gampsonyx swainsonii*, *Leptodon cayanensis*, *Ictinia plumbea*, *Buteo albicaudatus*, *Buteo albonotatus*, *Buteo brachyurus*, *Rupornis magnirostris*, *Buteogallus meridionalis*, *Buteogallus urubitinga* e *Geranospiza caerulescens*. Família Pandionidae: *Pandion haliaetus*. Família Falconidae: *Herpetotheres cachinnans*, *Micrastur semitorquatus*, *Milvago chimachima*, *Polyborus plancus*, *Falco rufigularis*, *Falco femoralis* e *Falco sparverius*.

Em estudos realizados anteriormente na EPDA Galheiro (BRANDT 1994, 1997) foram registradas quinze espécies de falconiformes, sendo que apenas uma espécie (*Chondrohierax uncinatus*) não foi encontrada na presente pesquisa. Obtivemos ainda cinco novos registros de Falconiformes para a reserva (*Buteo albonotatus*, *Buteo brachyurus*, *Buteogallus urubitinga*, *Geranospiza caerulescens*, *Pandion haliaetus*), o que indica um aumento na riqueza de falconiformes na EPDA Galheiro.

Os meses de outubro, novembro e dezembro foram os que apresentaram maiores números de espécies (10, 15 e 11, respectivamente). Esses meses representam o pico da estação chuvosa em que a atividade da maioria das aves é acentuada (Sick 1997).

Dentre as áreas de estudo o Reservatório foi a que obteve maior número (15 espécies). Ambientes mais diversificados (água, bordas de matas) presentes no Reservatório podem ter contribuído para esse resultado.

Algumas espécies foram exclusivas a determinadas áreas. *Falco rufigularis* e *Pandion haliaetus* foram registradas apenas no Reservatório. A primeira pode ser encontrada tanto em matas quanto em beira de rios e a segunda é conhecida como águia-pescadora sendo uma espécie diretamente associada a esse tipo de ambiente (Sick 1997). Outra espécie exclusiva foi *Micrastur semitorquatus* encontrada somente na Mata da Zilda. Provavelmente pelo fato dessa ser característica de ambientes florestais (Sick 1997).

As áreas com maiores índices de similaridade foram: 1) Cerrado Céu Cavalo - Macega (Cs=0,80), seguidas por 2) Mata da Zilda - Mata do Alaor (Cs=75), com predomínio de ambientes florestais e 3) Reservatório – Macega (Cs=74). O primeiro par apresenta predomínio de formações savânicas, enquanto o segundo predomina formações florestais e o último deve-se ao fato de serem ambientes abertos além da presença do reservatório na Macega. Aparentemente os resultados indicam que as características ambientais das áreas influenciaram na ocorrência das espécies nesses locais.

4. Conclusão:

A riqueza de espécies de Falconiformes do presente estudo, em relação aos levantamentos realizados anteriormente na reserva, pode constatar um relativo aumento que pode estar associado ao processo de recuperação da reserva durante esse período.

A similaridade de espécies de Falconiformes entre as áreas pesquisadas pode estar relacionada às características ambientais das mesmas.

Os falconiformes podem ser importantes indicadores de qualidade ambienta e o fato da reserva apresentar diferentes ambientes que propiciam abrigo para muitas espécies, ressalta a importância da EPDA Galheiro para a manutenção desse grupo na região.

5. Referência Bibliográficas

ANDRADE, M.A. *Aves Silvestres de Minas Gerais*. Belo Horizonte: CIPA, 1997. 176 p.

ANDRADE, M.A. & DANI, S.U. *Ameaças às aves e práticas de conservação*. Belo Horizonte: CIPA, 1997. 176 p.

ANJOS, L. *Riqueza e abundância de aves em "ilhas" de Floresta de Araucária*. Dissertação de Doutorado, UFPR. Curitiba, 1992. 161p.

BEGE, L.A. do R. & MARTENER, B.T.P. *Conservação da avifauna na região sul do Estado de Santa Catarina – Brasil*. Florianópolis: FATMA, 1991. 56p.

BRANDT, L.F.S. Ilhamento e extinção de espécies de aves florestais em remanescentes de matas na região do triângulo Mineiro, MG. In: *Resumos do II Congresso Brasileiro de Ornitologia. Sociedade Brasileira de Ornitologia*. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 1992.

BRANDT MEIO AMBIENTE/ LEME ENGENHARIA LTDA/ CEMIG – COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS. *Estudos quali-quantitativos e biogeográficos da avifauna da Unidade de Conservação Galheiro/ CEMIG (Perdizes, Triângulo Mineiro, MG).* (Relatório técnico), 1994.

BRANDT MEIO AMBIENTE/ LEME ENGENHARIA LTDA/ CEMIG – COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS. *Monitoramento da Avifauna da Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental Galheiro em Perdizes, MG* (Relatório técnico), 1997.

DANIELS, R.J.R., HEDGE, M., SOSHI, N.Y. & GADGIL, M. Assigning conservation value: A case study from India. *Conservation Biology.* v. 5(4), p. 465-475, 1991.

FAHRIG, L. & MERRIAM, G. conservation of fragmented populations. *Conservation Biology.* v. 8(1), p.50-59, 1994.

HARRIS, L.D. & SILVA-LOPEZ, G. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. In:FIELDER, P.L & JAIN, S.K. (Eds.). *Conservation biology: the theory and praticte of nature conservation preservation an management.* New Jersey: Chapman and Hall. v.8, 1992.

KATTAN, G.H., ALVAREZ-LÓPEZ, H. & GIRALDO, M. Forest fragmentation and bird extinction: San Antonio eiguty years later. *Conservation Biology*, v.8(1), p.138-146, 1994.

MAGURRAN, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement.* Princeton: Princeton University Press.

MARINI, M.A. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International*, v. 11, p. 11-23, 2001.

SEPLAN/MG – SECRETARIA DE ESTADO DE PLANEJAMENTO E COORDENAÇÃO GERAL. Anuário estatístico de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1987.

SICK, H. *Ornitologia Brasileira.* Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 1997.

SOUZA, D.G.S. *Todas as Aves do Brasil – Guia de Campo para Identificação*. Feira de Santana, Bahia: Editora DALL, 1998.

Apoio financeiro: Companhia Elétrica de Minas Gerais (CEMIG)

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

Saneamento e impactos sócio-ambientais nas praias do litoral oeste de Fortaleza – Ceará

Francisco Clébio Rodrigues Lopes [a] (PIBIC-CNPq)
clebiorodrigues@hotmail.com
Carlos Henrique Lopes Pinheiro (IC-UFC) [b]
carloshenriqueufc@hotmail.com
Débora Marques da Silva (PIBIC-CNPq) [c]
debora_marques@pop.com.br
Maria Clélia Lustosa Costa (Professora do Departamento de Geografia-UFC) [d] clelia@ufc.br
[a] autor – graduação Geografia Universidade Federal do Ceará
[b] e [c] co-autores – graduação Geografia Universidade Federal do Ceará
[d] orientadora - Departamento de Geografia da UFC

1. Introdução

O litoral oeste de Fortaleza, densamente ocupado por setores de baixa renda, área deficiente em infra-estrutura e serviços, além

dos problemas de ordem econômica e social, apresenta sérios problemas ambientais: desmonte de dunas, aterramento de lagoas, ocupação da faixa de praia por barracos, solo e águas superficiais e subterrâneas contaminados, lixo nas galerias pluviais, na faixa de praias e vias públicas e praias poluídas.

Em 1993, foi criado o Programa de Infra-Estrutura Básica Saneamento de Fortaleza (SANEAR/SANEFOR), através do convênio entre o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) e o Governo do Estado, com a finalidade de suprir a carência de infra-estrutura e serviços básicos e despoluir praias, lagoas e subsolo, melhorando o quadro de saúde pública, garantindo condições dignas de moradia à população beneficiada, e promovendo assim o bem estar social.

Avaliar os impactos da implantação do projeto SANEAR em setores populacionais de baixo poder aquisitivo é o objetivo de pesquisa desenvolvida no Laboratório de Planejamento Urbano e Regional (LAPUR) do Departamento de Geografia da U.F.C. Este trabalho, inserido neste projeto mais amplo, visa analisar os impactos sócio-ambientais no litoral oeste de Fortaleza, principalmente na zona de praia, após a implantação do SANEAR.

2. Métodos

No levantamento bibliográfico privilegiou-se discussões de ordem teórica sobre a produção do espaço e a questão ambiental, o papel das políticas públicas e implantação de infra-estrutura na ordem urbana e a análise de monografias, dissertações e teses sobre a realidade urbana e ambiental de Fortaleza. Pesquisa documental foi realizada em órgãos públicos municipais, estaduais e federais (IPLAM, SEINFRA SEMACE, CAGECE, IBGE), na ONG CEARAH Periferia, no Centro Popular de Pesquisa Documentação e Comunicação do Pirambu e em jornais. Durante o trabalho de campo além de registros fotográficos e entrevistas com lideranças e moradores, foram aplicados 490 questionários nos domicílios, correspondendo a uma amostra de 2%. Os dados oficiais foram confrontados com a realidade levantada no trabalho de campo.

3. Resultados e Discussão

A planície litorânea de Fortaleza possui uma extensão linear de aproximadamente 30 quilômetros, sendo delimitado pelos rios Ceará e Pacoti. Esta estreita faixa de terra (largura média variável de 1 a 5 km), concentra elevado estoque de sedimentos de neo-formação, modelados por processos eólicos, marinhos, fluviais e mistos, e é caracterizada pela ocorrência de formas de acumulação do tipo praias e dunas. (Sales, 1991). Estes ecossistemas frágeis (instáveis) apresentam forte vulnerabilidade à ocupação, principalmente urbana, que geralmente é realizada sem planejamento, provocando inúmeros impactos.

O litoral oeste, área compreendida entre o Poço da Draga e o Rio Ceará, está totalmente alterado. A vegetação constituída por mangues e matas de dunas e tabuleiros foi devastada. As construções do Porto do Mucuripe, de molhes, espigões de pedras, calçadões e edificações no litoral leste modificaram substancialmente os processos de deriva litorânea e as oscilações provocando um intenso processo de erosão nas praias do oeste.

Durante o século XX, a expansão da malha urbana de Fortaleza em direção ao litoral oeste foi marcada por ocupação de população de baixo poder aquisitivo. Esta área era considerada desvalorizada por conter estabelecimentos considerados insalubres como a Santa Casa de Misericórdia, a cadeia pública, a termoeléctrica da Light e o cemitério S. João Batista. Acrescente-se a este fato a implantação da ferrovia e a transferência das oficinas da Rede de Viação Cearense para Avenida Francisco Sá, que atraiu indústrias e migrantes da seca.

Os bairros desta área apresentam os menores índices de desenvolvimento humano de Fortaleza, os mais baixos rendimentos (inferiores a dois salários mínimos) e as mais altas densidades populacionais (Pirambu – 266,28 hab/ha e Cristo Redentor, 220,4 hab/ha). Esta área apresenta carência em espaço de lazer, deficiente infra-estrutura e serviços básicos, grande número de ruelas, vilas e travessas sem saída e domicílios (muitos deles verticalizados) auto-construídos em lotes estreitos, dificultando assim a instalação de rede de água e esgoto e coleta sistemática de lixo.

Os conflitos entre urbanização e meio natural resultaram na total descaracterização da área (aplainamento de dunas, poluição dos recursos hídricos superficiais e subterrâneas, aterramento de lagoas e ocupação da faixa de praia) e degradação das condições de vida da população.

A SEMACE, desde 1978, monitora as praias de Fortaleza, constatando que As praias do litoral oeste são as mais poluídas Destas, as praias SECAI (16.000), do Arpoador(16.000), Colônia (16.000) e Kartódromo (9.000) apresentaram em 1997 os mais altos índices de coliformes fecais, bem superiores ao padrão estabelecidos pelo CONAMA (abaixo de 1000/100ml). Índices semelhantes são encontrados apenas nas praias do Iate - 2.400 CF/100ml (Centro) e do Farol- (3.000 CF/100ml (Leste), que também se apresentam sem infra estrutura sanitária, ocupadas por população de baixa renda. No litoral oeste, as praias das Goiabeiras (800 CF/100ml) e da Leste Oeste (80 CF/100ml) apresentam condições de balneabilidade.

Com a implantação do projeto SANEAR, os bairros do litoral oeste foram beneficiados. A rede de esgoto que atendia a apenas 7,95% dos domicílios atingiu o índice de 63,35, em 2001. Segundo relatório da SEMACE, a expansão desta infra- estrutura urbana teve impactos positivos no litoral, resultando em diminuição do níveis bacterianos em algumas praias, como a do Kartódromo e Goiabeiras.

Apesar da implantação de rede esgoto e de coleta sistemática de lixo, as praias do litoral oeste estão muitos comprometidas. Embora os bairros apresentem a rede de esgotamento sanitário, muitos dos domicílios ainda não estão conectados à rede geral, utilizando-se de outros sistemas como fossas sépticas, rudimentares e lançamentos “in natura” no mar, riachos, canais de drenagem e galerias pluviais. As condições naturais do sítio urbano, devido a porosidade do solo e o nível elevado do lençol freático, facilitam a infiltração de dejetos líquidos, comprometendo o solo, a qualidade dos recursos hídricos e poluindo as praias. Acrescente-se a isto, colocação de lixo e outros dejetos na beira mar.

Outros elementos que vão contribuir para a poluição destas praias, são o cemitério São João Batista, que comprometer de forma intensa o solo e o lençol freático, e o riacho Jacarecanga. Este riacho que deságua nas imediações da praia do Kartódromo, encontra-se canalizado e totalmente poluído recebendo lançamentos de esgotos residenciais, comerciais e industriais.

4. Conclusão

O setor oeste do litoral de Fortaleza é o que apresenta o maior índice de poluição, comparado com o setores do centro e do leste. Isto se deve ao processo intenso e desordenado de ocupação por uma população de baixa renda, principalmente após a seca de 1932, quando surgem, nesta área, as primeiras favelas da cidade. O crescimento urbano, a presença de equipamentos insalubres (cemitérios. Curtumes, fábricas), os hábitos da população de depositar resíduos nas praias, assim como, a não adesão de muitos imóveis ao programa SANEAR tem favorecido a poluição dos rios e consequentemente das praias deste setor.

Além de políticas publicas voltadas para o saneamento básico, é necessário criação de programas de geração de emprego e renda e projetos de educação ambiental, visando a conscientização da população residente nestas áreas, pois somente com políticas integradas ocorreram transformações na área.

5 Bibliografia

COSTA, Maria Clelia Lustosa. Cidade 2000: Expansão urbana e segregação espacial em Fortaleza. Dissertação de Mestrado. São Paulo: FFLCH, 1988.

FERREIRA, Rosa de Lisieux Urano de Carvalho. QUALIDADE DE VIDA X SANEAMENTO BÁSICO: Litoral Oeste de Fortaleza. Fortaleza: UFC, 1999.

RODRIGUES, Arlete Moysés. Produção e Consumo do e no Espaço: Problemática Ambiental Urbana. São Paulo: HUCITEC, 1998.

SALES, Vanda Claudino. Sistemas Naturais e Degradação Sócio-Ambiental no Estado do Ceará. In; Fórum da Sociedade Civil Cearense sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento – Diagnóstico Sócio-Ambiental do Estado do Ceará – o olhar da Sociedade Civil. Fortaleza: 1999, p. 09-36.

SILVA, José Borzacchiello da. Quando os incomodados não se retiram : uma análise dos movimentos sociais em Fortaleza. Fortaleza: Multigraf Editora, 1992.

SOUZA, Maria Salete de. Meio Ambiente Urbano e Saneamento Básico. In: Revista Mercator. N° 01. Fortaleza: UFC, 2002.

SOUZA, Marcos José N. de. Bases naturais e esboço do zoneamento geoambiental do Estado do Ceará. In: LIMA, Luiz Cruz; MORAIS, J. O. e SOUZA, Marcos J. N. de – Compartimentação territorial e gestão regional do Ceará. Fortaleza: FUNECE, 2000.

Presença De *Puma Concolor* (Linnaeus, 1771) Na Região Metropolitana De Porto Alegre, Rs

Gabriela Breda1, Cibele Indrusiak2, Mariana Faria-Correa1, Sandra Maria Hartz1
1 Laboratório de Populações e Comunidades-Centro de Ecologia-UFRGS; 2 IBAMA-RS
gabibre@terra.com.br

1. Introdução

Apesar de ser o felino americano com maior área de distribuição, a sobrevivência de Puma concolor (leão-baio, puma, onça-parda, suçuarana) está ameaçada pelas ações antrópicas. Ao longo de séculos, esses animais têm sido alvo da caça esportiva, do abate em resposta ao ataque a animais domésticos e da captura. Além disso, a destruição e a fragmentação do seu hábitat vêm provocando a redução dos estoques populacionais de presas e o isolamento de indivíduos, com conseqüente perda da diversidade genética e diminuição do sucesso reprodutivo. Apesar de alimentarem-se principalmente de vertebrados silvestres, podem ocasionalmente predar animais de criação, causando reações negativas nas comunidades locais. Os pumas vivem em baixas densidades populacionais e constituem populações demograficamente instáveis. Têm como modelo de dispersão a procura e estabelecimento individual de território, sendo este um modelo de pouco sucesso devido a fatores como a existência de poucas áreas desocupadas adequadas e à possível ausência de indivíduos do sexo oposto na região (Beier, 1995). Estes animais costumam demarcar território através de sinais sonoros e visuais, como arranhaduras em troncos e no solo e deposição de fezes em lugares conspícuos. A distribuição e o tamanho do território variam consideravelmente nos diferentes ecossistemas e também de acordo com fatores intrínsecos. Desde agosto de 2002 vem sendo registrada a presença de P.concolor na região metropolitana de Porto Alegre. Os registros indicam a presença de, no mínimo, um adulto e um sub-adulto na área e são inéditos, uma vez que não havia registros anteriores da espécie na região. A procedência dos animais permanece uma incógnita, havendo a possibilidade da existência de corredores que poderiam tê-los conduzido de outras áreas até a região metropolitana. Os registros concentram-se na zona sul de Porto Alegre, nos bairros Lami e Cantagalo, e no sul do distrito de Itapuã, município de Viamão. A zona sul de Porto Alegre é atualmente um mosaico de capões de mata, áreas agropastoris e núcleos de urbanização. No bairro Lami, cerca de 40 quilômetros do centro de Porto Alegre, está situada, às margens do lago Guaíba, a Reserva Biológica do Lami (RBL). A reserva abrange nos seus 180 hectares matas de restinga, , banhados e areais com cactáceas, abrigando espécies como a capivara e o jacaré-de-papo-amarelo. O Parque Estadual de Itapuã (PEI), localizado no distrito de mesmo nome, fica a 57 quilômetros do centro de Porto Alegre e pode ser considerado a última amostra dos ecossistemas originais da região metropolitana, sendo um dos maiores refúgios de fauna silvestre da região. O Parque abrange 5.556 hectares de morros graníticos, com mata de restinga, dunas, banhados e lagos e grande diversidade de tipos fisionômico-florísticos.

Objetivo

O objetivo deste trabalho foi analisar registros recentes da ocorrência do P.concolor na região metropolitana de Porto Alegre, de forma a identificar padrões e/ou tendências nos deslocamentos e direcionar estudos posteriores sobre o comportamento desses felinos na região e traçar estratégias de manejo

2. Material e Método

O trabalho foi realizado através da compilação de dados provenientes do atendimento pelo IBAMA a ocorrências de predação de animais domésticos por pumas na região e informações coletadas por pesquisadores do Parque Estadual de Itapuã, com análise das carcaças e das pegadas associadas Os ataques foram registrados nas fichas de ocorrência de predação/relatório técnico de atendimento usadas pelo CENAP/IBAMA quanto as características do local de predação, do sistema de criação e de manejo adotado e observações. Foi instalada uma armadilha próxima ao local de predação para captura do animal com iscas vivas e/ou mortas (coelhos e galinhas). O trabalho no Parque Estadual de Itapuã foi baseado no registro de vestígios (rastros, fezes, regurgitados, arranhões no solo e em árvores e presas abatidas), realizados em 02 saídas de campo mensais. Foram realizados trajetos (percursos) a pé, com veículo e embarcação nas trilhas, estradas e orlas das praias, em diferentes horários do dia e da noite. Os registros de rastros e outros indícios foram georreferenciados e caracterizados quanto ao ambiente em que foram encontrados. As pegadas, sempre que possível, foram medidas, fotografadas e registradas em molde de gesso e/ou em transparências. Foram realizados alguns contatos com moradores locais e funcionários do parque para averiguação de avistamentos de pumas.

3. Resultados e Discussão

Em 28 de agosto de 2002, o IBAMA-RS atendeu a um caso de abate de um bezerro em uma propriedade rural no Lami. O animal, de cerca de um mês de idade e 40 kg de peso, teve parte do focinho, cauda e garganta comidos. Havia pegadas de dois tamanhos diferentes, indicando a presença de uma fêmea e um filhote. Dois coelhos morreram dentro de uma gaiola suspensa nesta propriedade e tiveram pequenas partes do corpo comidas; embora a morte dos coelhos não pareça ter associação direta com o felino, uma vez que o tipo de predação não é característica, existe a possibilidade destes animais terem morrido devido ao estresse causado pela presença do puma e então terem sido comidos por outro animal, menor, com capacidade entrar na gaiola pela abertura superior desta mas não de matar coelhos. Cinco relatos de avistamento do animal nos arredores desta propriedade foram registrados próximos a data do ataque; um deles seria de uma fêmea com um filhote ainda pintado “brincando” em uma estrada da região. Em setembro do mesmo ano, uma armadilha foi instalada perto desta propriedade, sem sucesso na captura. Neste mesmo mês seis galinhas desapareceram de uma propriedade vizinha e, segundo o proprietário, sobraram apenas as patas dos animais abatidos. No final do mesmo mês foram encontradas pegadas em duas localidades dentro do PEI, que fica a 17 km da Reserva Biológica do Lami. Em novembro de 2002 ocorreu outro registro de ataque à rebanho doméstico no bairro Cantagalo, quase divisa com o município de Viamão. Doze ovelhas soltas na pastagem foram atacadas no crânio, focinho e garganta, mas nenhuma foi comida. Havia rastros do

animal na propriedade, porém mal marcados devido à forte chuva. Este tipo de ataque é característico em circunstâncias onde a mãe ensina o filhote, inexperiente, a caçar. Sabe-se que os incidentes de predação à rebanhos domésticos são favorecidos quando associados a fatores ambientais que reduzem a visibilidade das presas e a atividade humana, como a chuva e a neblina, e seriam amenizados com o confinamento noturno dos animais de criação. A cultura agrícola que visa garantir alimento para os rebanhos aumenta a fragmentação da paisagem, reduzindo mais ainda os refúgios e os estoques de presas-base, contribuindo à ocorrência dos ataques a rebanhos (Mazzolli et al., 2002; Conforti e Azevedo, 2003). Alguns dias depois, foram encontradas pegadas dentro do PEI em quatro ocasiões. No mês de dezembro foram encontradas pegadas em três ocasiões, sendo que em uma delas a pegada era menor do que as outras, podendo ser atribuída a um sub-adulto. Em fevereiro de 2003 novamente foram encontradas pegadas na orla de uma das praias do PEI e dias depois, o animal foi avistado por pesquisadores na mata. Em março, pegadas foram encontradas próximo ao limite sul do parque e, em abril, um indivíduo foi avistado por vigilantes após ter sido acuado por cães de uma propriedade do entorno do parque e subido, então, em uma árvore, onde deixou arranhaduras no tronco, além de pegadas no solo. Dois dias depois deste episódio, foram encontradas pegadas na orla de uma das praias do parque e no mês de maio de 2003, mais pegadas foram encontradas no parque. Em junho encontrou-se pegadas em três ocasiões, em dois locais distintos do parque; a alguns metros de um destes registros foi encontrada a primeira amostra fecal do animal na região (que será analisada em estudo paralelo) e a poucos metros do local do outro registro foram encontradas arranhaduras em tronco de árvore.

Nosso dados revelam a presença de uma fêmea com, no mínimo, um filhote na região metropolitana de Porto Alegre. O filhote, no começo, estava junto da mãe, mas no caso de haver somente estes dois indivíduos na região, o filhote já deve ter iniciado o processo de dispersão, uma vez que dentro do PEI nunca foram encontradas pegadas associadas. Dentro do Parque Estadual de Itapuã a presença da espécie tem se mostrado permanente, o que pode indicar que esta unidade de conservação vem constituindo um novo refúgio para, pelo menos, um indivíduo da espécie. No entanto, sabe-se que território necessário para estes carnívoros pode exceder os limites do parque, o que se torna uma ameaça à sua própria sobrevivência, devido a existência de rodovias e dos conflitos com o homem. O local de origem destes animais e a rota usada por eles para chegarem até a região metropolitana permanece desconhecida, uma vez que não existem populações remanescentes no entorno próximo. A hipótese mais creditada até o momento é a de que estes animais teriam migrado da região serrana do estado (Serra Geral). O comportamento de dispersão dos pumas é bem conhecido e pode ser justificado pelo seu porte e comportamento territorialista. Sabe-se que a ausência de recursos nos fragmentos pode fazer com que estes predadores migrem para outras áreas e não é rara a ocorrência deste felino em pequenos fragmentos florestais temporariamente, relacionada à abundancia de presas-base. (Rocha et al.1998). Desta forma, a existência de corredores ecológicos é fundamental para garantir a dispersão natural destes animais, uma vez que os corredores fornecem cobertura de mata e ligam áreas naturais, possibilitando emigração dos juvenis para outras áreas e a imigração dos indivíduos de áreas adjacentes, garantindo a continuidade das trocas gênicas entre as populações (Beier, 1993). Os corredores servem também como um suplemento de habitat e atuam como área de refúgio para fauna em caso de perturbação nos fragmentos (Metzger et al., 1999). Em estudo realizado nos Estados Unidos, verificou-se que as fêmeas são filopátricas e têm distribuição menor que a dos machos, que movem-se para longe servindo como conectores entre as populações (Maehr et al., 2002). Nossos dados, no entanto, sugerem que o animal que migrou teria sido uma fêmea. Dados da bibliografia indicam que a primeira cria de uma fêmea está relacionada ao estabelecimento de território, o que pode indicar que a presença da espécie na região venha ser permanente com estabelecimento de território efetivo.

4. Conclusão

A presença de Puma concolor na região metropolitana de Porto Alegre aparentemente pode ser definida como permanente, indicando que a região veio a constituir um novo refúgio em potencial para a espécie. Considerando que a presença humana e fragmentação dos habitats são as maiores ameaça para a espécie, e existência e manutenção dos corredores ecológicos torna-se indispensável para garantir a sobrevivência destes animais (Beier, 1993). Imagens de satélite deverão ser analisadas para a tentativa de identificação da existência de corredores potenciais que poderiam servido como "rota de viagem" destes animais até o local onde se encontram. Sabendo que as zonas de amortecimento, ou zonas tampão, são áreas do entorno de uma unidade de conservação, onde muitas vezes se detecta conflitos com a própria unidade de conservação, podemos concluir que a situação exige o desenvolvimento de trabalhos junto a comunidade local, com estudo da percepção ambiental, atendimento a eventuais ataques e orientação quanto a adequadas formas de manejo e confinamento das criações, além de outras demandas. A procura por vestígio de P.concolor deverá ter continuidade, afim de reunir dados para a avaliação de área de uso e preferência de hábitat da espécie na região e como forma indireta de monitoramento destes animais.

5. Referências Bibliográficas

Beier, P. (1993). Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* 7, 94-108.

Beier, P. (1995). Dispersal of juvenile cougars in fragmented habitat. *Journal of Wildlife Management* 59, 228-237.

Conforti, V.A.; Azevedo, F.C.C. (2003). Local perceptions of jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in the Iguaçu National Park area, south Brazil. *Biological Conservation*, in press.

Maehr, S.D.; Land, E.D.; Shindle, D.B.; Bass, O.L.; Hoctor, T.S. (2002). Florida panther dispersal and conservation. *Biological Conservation* 106, 187-197.

Mazzolli, M.; Graipel, M.E.; Dunstone, N. (2002). Mountain lion depredation in south Brazil. *Biological Conservation* 105, 43-51.

Metzger, J.P.; Goldenberg, R.; Bernacci, L.C. (1999). Caminhos da biodiversidade. *Ciência Hoje* 25(146), 62-64.

Rocha, V.J.; Sekiama, M.L.; Reis, N.R. (1998). Ocorrência temporária de *Puma concolor* (FELIDAE) em um fragmento florestal do norte do Paraná, Brasil. *XIII Jornadas Argentinas de Mastozoología, livro de resumos.* Puerto Iguazú, Missiones, R. Argentina. Pp.72-73.

Análise Comparativa de dois Métodos de Amostragem da Riqueza de Gêneros de Bethylidae (Hymenoptera, Chrysidoidea) da Estação Biológica de Santa Lúcia, Santa Teresa, ES, Brasil

Geane Oliveira de Lanes[1]
Elizandra Sarter Redighieri[2]
Francisco Cândido Cardoso Barreto[2]
Celso Oliveira Azevedo[3]
[1] *Graduanda de Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Espírito Santo. biolanes@ig.com.br*
[2] *Mestrando em Biologia Animal pela Universidade Federal do Espírito Santo*
[3] *Laboratório de Biodiversidade de Insetos da Universidade Federal do Espírito Santo*

1. Introdução

Bethylidae é provavelmente a maior família da Superfamília Chrysidoidea (Finnamore & Brothers, 1993), sendo representada

por cerca de 2.200 espécies, divididas em quatro subfamílias: Bethylinae, Epyrinae, Mesitiinae e Pristocerinae. Segundo Finnamore e Gauld, 1995), a família Bethylidae é cosmopolita em distribuição, mas a maioria das espécies ocorrem na região neotropical. A fauna mundial de Bethylidae é representada por 83 gêneros (Terayama, 1997) e cerca de 1.800 espécies (Gordh e Moczar 1990), sendo que esses dados podem representar somente 30% do número atual de espécies. Para a região Neotropical já foram citados 28 gêneros e cerca de 679 espécies (Lanes e Azevedo, *in press*).

Pouco se conhece a respeito da biologia e relações com hospedeiros da maioria das espécies desse grupo (Finnamore & Gauld, 1995). Pesquisas indicam que estas são ectoparasitóides de larvas de Coleoptera e Microlepidoptera, as quais vivem em situações crípticas tais como solo, serapilheira, madeira, sementes; e por isso, estas espécies de Bethylidae desenvolveram um número de adaptações, que permitiram explorar estes ambientes: corpo achatado, cabeça prognata, fêmures anteriores fortemente desenvolvidos e apteria (Azevedo, 1999). Algumas espécies tem sido utilizadas, com relativo sucesso, em programas de controle biológico de culturas como algodão, banana, abacate e café.

Os levantamentos taxonômicos de gêneros desse grupo são feitos comumente para a elaboração de listagens de biodiversidade em áreas específicas, e os dados quantitativos não são utilizados para verificação do sucesso das amostragens. Neste trabalho utilizamos métodos de extrapolação de curvas construídas com o procedimento Jackknife (Colwell & Coddington, 1994) para avaliar o sucesso das coletas na obtenção da biodiversidade desse grupo no local de estudo. E além disso, devido ao fato de que cada vez mais os protocolos de levantamento rápido de biodiversidade vem sendo utilizados nas áreas prioritárias de conservação, comparamos os dados obtidos na metodologia de levantamento rápido com outros obtidos por uma metodologia mais comum, realizada por um tempo maior na mesma área, pois somente assim poderemos conhecer e aplicar com eficiência tais métodos.

Objetivos

Verificar de modo comparativo o sucesso das metodologias de levantamento rápido de biodiversidade e de um levantamento de um ano aplicadas na coleta dos gêneros da família Bethylidae na Estação Biológica de Santa Lúcia (EBSL), Santa Teresa- ES, através da análise de uma curva da estimativa Jackknife.

2. Material e Métodos

As amostragens foram realizadas na EBSL, localizada no municípios da Santa Teresa na região serrana do Estado do Espírito Santo. A estação ocupa uma área de 440 hectares e a sua vegetação predominante é de floresta ombrófila densa, contida na Província Atlântica, em estágios avançados de sucessão e impacto antrópico muito baixo (Azevedo *et al, in press*).

As coletas no local foram realizadas através de duas metodologias. Uma delas seguindo um modelo de levantamento rápido de biodiversidade no período de 06-12 de abril de 2001, utilizando armadilhas Möricke, Malaise e Varredura com triagem em laboratório. A outra foi realizada através de coletas mensais utilizando somente o método de varredura seguido de aspiração, durante o período de janeiro a dezembro de 2001. Posteriormente todo o material foi triado a nível de gênero em laboratório.

Realizamos a aleatorização dos dados e o cálculo da estimativa de riqueza de gêneros pelo método Jackknife com o programa EstimateS (Colwell, 1997).

3. Resultados

A metodologia na qual as coletas foram realizadas durante o período de um ano obteve um resultado positivo em relação ao levantamento da riqueza local, o que se refletiu através da estabilização da curva do coletor construída pela estimativa Jackknife. Coletamos 8 gêneros durante o período amostral, e para a estimativa de riqueza obtivemos 8,9 gêneros ± 2, com 95% de confiança.

Com um intervalo de confiança de 95% a estimativa Jackknife para a metodologia de levantamento rápido da riqueza de gêneros do mesmo local é de 10,7 espécies (±4,3 gêneros). A curva de acumulação de gêneros não alcançou uma assíntota, o que sugere que novas coletas deveriam ser realizadas. Porém, com os dados aleatorizados com um intervalo de confiança associado, a comparação das duas metodologias tornou-se possível (Colwell & Coddington, 1994).

4. Conclusão

De acordo com nossa estimativa, todos os gêneros de Bethylidae da EBSL foram coletados durante a coleta de um ano utilizando armadilha Varredura, e novas coletas não são mais necessárias na área. No entanto a metodologia de levantamento rápido de biodiversidade de gêneros de Bethylidae utilizando três armadilhas: Malaise, Möricke e Varredura, obteve em oito dias uma estimativa igual a obtida em um ano de coleta usando somente Varredura. Nossos resultados confirmam a eficácia desse tipo de levantamento para a obtenção da estimativa da biodiversidade dentro desse grupo.

5. Bibliografia

AZEVEDO, C. O. 1999. Bethylidae, p. 169-181. *In*: BRANDÃO, C. R. F. & E. M. Cancelo (eds). Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. Vol. 5: Invertebrados Terrestres. São Paulo, FAPESP, xviii + 279p.

AZEVEDO, C. O.; CÔRREA, M. S.; GOBBI, F. T.; KAWADA, R.; LANES, G. O.; WAICHERT, C.; MOREIRA, A. R.; REDIGHIERI, E. S. & SANTOS, L. M., *in press*. Perfil da fauna de vespas parasitóides (Hymenoptera) em uma área de Mata Atlântica da Estação Biológica de Santa Lúcia, Santa Teresa, ES, Brasil. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão.

COLWELL, R.K. (1997) EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 6 User's Guide and Application. http://vice-roy.eeb.uconn.edu/estimates [accessed on 5/03/03] University of Connecticut, Storrs, CF.

COLWELL, R.K. & CODDINGTON, J.A. (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation.

Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B, 345, 101±118.

FINNAMORE, AT. & BROTHERS, D.J. 1993. Superfamily Chrysidoidea, p. 130-149. *In*: Goulet, H. & Huber, JT. (eds). Hymenoptera of world: An identification guide to families. Research Branch Agriculture Canada, vii + 668p.

FINNAMORE, AT. & GAULD, ID. 1995. The chrysidoid families, P. 470-479. *In*: Hanson, PE. & Gauld, ID (eds). The Hymenoptera of Costa Rica. London, The Natural History Musueum, 893p.

GORDH, G. & MOCZAR, L., 1990. A catalog of the world Bethylidae (Hymenoptera, Aculeata). Memoir of the American Entomologiacl Institute, 46: 1-364.

LANES, G. O. & AZEVEDO, C. O. Fauna Amazônica Brasileira. *Boletim do* Museu Paraense Emílio Goeldi, 42: 1-13. (*in press*)

TERAYAMA, M., 1997. Systematics of Bethylidae (Hymenoptera, Aculeata): historical review and current systems. Annual Report at the Natural History Studies, 2: 1-19.

Uso Potencial De Insetos Galhadores Como Agentes Bioindicadores

Genimar Rebouças Julião [a,c] (grjuliao@inpa.gov.br), Daniel Negreiros [b,c] & G. Wilson Fernandes [c]
[a]*Doutorado em Ecologia, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia*
[b]*Mestrado em Ecologia e Manejo da Vida Silvestre, Universidade Federal de Minas Gerais*
[c] *Ecologia Evolutiva de Herbívoros Tropicais, ICB, Universidade Federal de Minas Gerais, CP 486, 30161-970, Belo Horizonte, MG.*

1. Introdução

Ecossistemas urbanos consistem em áreas sob intensa atividade humana. Nesses ecossistemas ocorrem pólos industriais, centros comerciais, espaços residenciais e resquícios de vegetações nativas e/ou alteradas (McIntyre *et al.* 2001). Dentro de um gradiente rural-urbano, unidades de espaço urbano com características comuns, quanto aos aspectos bióticos, abióticos e estrutura física podem ser definidos como biótopos ubanos (Bedê *et al.* 1997). Dessa forma, o gradiente rural-urbano mostra-se de grande utilidade em pesquisas ecológicas pois permite avaliar o grau de influência de uma alteração espacial decorrente da urbanização e seus efeitos ambientais e ecológicos (McDonnell & Pickett 1990).

Insetos são considerados excelentes bioindicadores de alterações ambientais e da qualidade de um habitat. Estudos de suas comunidades podem ser aplicados no planejamento e manejo urbanos (Zapparoli 1997), monitoramento ambiental e práticas conservacionistas (Olivier *et al.* 1998). No entanto, apesar do hábito séssil, fácil localização, ampla ocorrência, abundância e especificidade de hospedeiro (Floate *et al.* 1996, Lara & Fernandes 1996), insetos que induzem galhas não têm sido utilizados em estudos desta natureza.

2. Objetivos

O principal objetivo deste estudo foi avaliar o uso potencial de insetos galhadores como bioindicadores da qualidade de habitats urbanos. Para isso, investigamos as comunidades desses insetos associados a duas espécies de plantas hospedeiras invasoras de áreas urbanas e peri-urbanas, *Baccharis dracunculifolia* e *Vernonia polyanthes* (Asteraceae). Procuramos, então, responder as seguintes questões:

- A riqueza de insetos galhadores é afetada pelo tipo de uso e ocupação da paisagem (solo)?;
- A resposta das comunidades de insetos galhadores ao gradiente rural-urbano difere entre as duas espécies de plantas hospedeiras? ;
- A riqueza de insetos galhadores é influenciada por características bióticas e físicas dos biótopo urbanos?

3. Métodos

O estudo foi desenvolvido na região metropolitana Belo Horizonte, MG, ao longo do ano de 1994. As amostragens foram feitas em 24 localidades agrupadas em 7 biótopos: Rural, Áreas Preservadas, Casas, Prédios e casas, Prédios, Favelas e Industrial. Duas variáveis foram utilizadas para caracterizar o grau de urbanização (características físicas e bióticas) de cada localidade amostrada: Percentagem de Cobertura Vegetal do bairro (%CV) e Percentagem de Ruas Pavimentadas (%RP), a última como indicadora do grau de permeabilidade do solo.

A amostragem consistiu em 3 caminhadas aleatórias de uma hora cada (Price *et al.* 1998) em cada uma das localidades pertencentes aos sete biótopos. Durante as caminhadas houve procura intensa pelas espécies de planta hospedeiras. Todas plantas encontradas tiveram sua riqueza e abundância de espécies de insetos galhadores avaliadas.

4. Resultados e Discussão

A diversidade de insetos em áreas urbanas possui fortes relações com as condições e os recursos disponíveis para as fases da vida do inseto (Samways 1994). Na região metropolitana de Belo Horizonte foram encontradas 6.226 galhas, pertencentes a seis morfo-espécies de insetos galhadores associados a *V. polyanthes*, e 11 morfo-espécies associadas a *B. dracunculifolia*.

Devido às mudanças em sua fisiologia e qualidade nutricional para herbívoros, plantas seriam mais susceptíveis ao ataque de insetos herbívoros em áreas urbanas (Dreistadt et al. 1990). . No entanto, observou-se um maior número de galhas de insetos em biótopos menos urbanizados, enquanto a riqueza de galhas por planta hospedeira não variou entre os tipos de paisagens amostrados.

Além disso, a abundância de galhas apresentou uma relação forte e positiva com a Porcentagem de Cobertura Vegetal de cada biótopo, mostrando a grande importância de parques, praças, fazendas, terrenos baldios, jardins e áreas verdes como "corredores biológicos" que promovem o estabelecimento e a manutenção da diversidade de insetos (Zapparoli 1997). As comunidades de insetos galhadores apresentaram respostas diferentes com relação aos diferentes tipos de uso do solo, sendo que a comunidade associada a *Baccharis dracunculifolia* mostrou-se mais sensível às alterações ambientais.

5. Conclusão

A diversidade de insetos galhadores em áreas urbanas pode ser afetada pela estrutura dos habitats num biótopo; pela abundância e distribuição espacial do recurso planta hospedeira e pela freqüência e intensidade do manejo de reservas, parques, jardins e terrenos baldios de uma dada área urbana. Constatou-se, ainda, neste estudo, que quaisquer tipos de áreas verdes em espaços urbanos são de fundamental importância na manutenção da diversidade de insetos herbívoros.

6. Referências Bibliográficas

Bedê, L.C.; Weber, M.; Resende, S.; Piper, W. & Schulte, W. (1997). *Manual para mapeamento de biótopos no Brasil:* base para um planejamento ambiental eficiente. Fundação Alexander Brandt, 2ª edição, Belo Horizonte.

Dreistadt, S.H, Dahlsten,, D.L. & Frankie G.W. (1990). Urban forest and insect ecology: complex interactions among trees, insects, and people. *BioScience* 40: 192-198.

Floate, K. D., Fernandes, G. W. & Nilsson, J. A. (1996). Distinguishing intrapopulational categories of plants by their insect faunas: galls on rabbitbrush. *Oecologia* 105: 221-229.

Lara, A.C.F. & Fernandes, G.W. (1996). The highest diversity of galling insects: Serra do Cipó, Brazil. *Biodiversity Letters* 3: 111-114.

McDonnell, M.J. & Pickett, S.T.A. (1990). Ecosystem structure and function along urban-rural gradient: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71: 1232-1237.

McIntyre, N.E.; Rango, J.; Fagan, W.F. & Faeth S.H. (2001). Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning* 52: 257-274.

Oliver, I.; Beattie, A.J. & York, A. (1998). Spatial fidelity of plant, vertebrate and invertebrate assemblages in multiple-use forest in eastern Australia. *Conservation Biology* 12: 822-835.

Price, P.W.; Fernandes, G.W.; Lara, A.C.F.; Brawn, J.; Barrios, H.; Wright, M.G.; Ribeiro, S.P. & Rothcliff N. (1998). Global patterns in local number of insect galling species. *Journal of Biogeography* 25: 581-591.

Samways, M.J. (1994). *Insect conservation biology*. Chapman & Hall. London.

Zapparoli, M. (1997). Urban development and insect biodiversity of the Rome area, Italy. *Landscape and Urban Planning* 38: 77-86.

(Agradecemos ao Programa RHAE/CNPq e CNPq 521772/95-7)

Interceptação aumenta a eficiência de coleta de grilos (Orthoptera: Grylloidea)?

Giovani Genovali [b, c]; Kazuyuki Nakayama [a]; Pedro H. S. Penedo [b, c]; Carlos F. Sperber [c]
[a] CEPLAC/CEPEC/SECEN [b] graduação Eng. Florestal; [c] Depto. Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa (sperber@ufv.br)

1. Introdução

Um método barato e prático de amostrar grilos de serapilheira são armadilhas enterradas (*pitfall*) (Duelli et al., 1999). Grilos que se que se locomovem na serapilheira, andando ou saltando, caem na armadilha, que contém uma solução matadora, onde o animal se afoga. No entanto a amostragem com armadilhas enterradas é pouco eficiente: o número médio de indivíduos capturados por armadilha é baixo (2,42 adultos; Sperber, 1999). Neste trabalho visamos testar se a instalação de uma barreira vertical de plástico sobre as armadilhas, aumenta a eficiência de captura de grilos, na medida em que a barreira intercepta grilos que saltam.

2. Métodos

Amostragem dos grilos

A amostragem foi feita em uma área de floresta secundária semidecidual submontana, na Mata da Biologia (Jardim Botânico da UFV), em Viçosa, Minas Gerais, entre 16 de novembro e 11 de dezembro de 2002. Foram enterradas três bandejas plásticas, de 27 x 43 x 6 cm, com uma solução aquosa de detergente 5%, cobrindo 3 cm do fundo, e mantidas no mesmo local por três dias, ao fim dos quais os grilos capturados foram transferidos para solução de álcool 80%. Esta amostragem foi repetida oito vezes; a cada vez as bandejas foram armadas em locais diferentes, sempre a uma distância mínima de 10 m entre bandejas. Dessa forma este estudo abrangeu um total de 24 amostras. Cada bandeja recebeu um de três tratamentos: nenhum, um e dois interceptos. Cada intercepto consistiu de um plástico preto de 0,5 x 2 m, fixado à altura do solo, por estacas em suas extremidades. O intercepto único foi instalado cruzando a bandeja ao meio, no sentido de seu maior comprimento. Na bandeja com dois interceptos, o intercepto suplementar cruzava transversalmente o primeiro, exatamente no meio da bandeja.

Para a análise foram considerados apenas os grilos adultos, uma vez que os imaturos (ninfas) nem sempre podem ser identificados. Os grilos foram identificados até o nível de espécie, quando possível, comparando-se com coleção de referência (Sperber, 1999).

Análise estatística

Foram utilizadas duas estimativas para a eficiência de captura: número de grilos adultos capturados e número de espécies, que foram utilizados como variáveis resposta em análises independentes. Foram ajustados modelos lineares generalizados, que foram simplificados e submetidos à análise de resíduos e de adequação da distribuição de erros, com o pacote estatístico R (Ihaka & Gentleman, 1996). Em todas as análises o tratamento (presença de zero, um, ou dois interceptos) foi incluído como variável categórica explicativa. Para analisar o número de grilos capturados, foi feita uma análise de covariância (ANCOVA), com o dia da amostragem como covariável, juntamente com sua interação com tratamento, de forma a evitar pseudoreplicação. Para analisar o número de espécies capturadas, foi feita uma ANCOVA com número de indivíduos como covariável, assim como sua interação com tratamento. Foi considerada significância a 5%.

3. Resultados

Foram capturados 525 grilos adultos, pertencentes a 10 espécies e duas famílias: Phalangopsidae e Trigonidiidae (Orthoptera: Grylloidea). A presença de intercepto não afetou nem o número de grilos adultos coletados ($F(2, 21) = 1,31$; $P = 0,30$), nem o número de espécies ($F(2, 21) = 69,47$; $P = 0,12$). O número de grilos coletados diminuiu com o dia da amostragem ($F(1, 22) = 8,34$; $P = 0,009$; $Y = -0.81*X$). O ajuste do número de grilos foi melhor com erros normais, do que com erros binomiais negativos, e foi inadequado com erros Poisson.

4. Discussão e Conclusões

O intercepto não aumentou a eficiência de coleta das armadilhas. Sugerimos a hipótese de que os grilos só saltam ao serem perturbados, em resposta à vibração do substrato. Esta resposta dos grilos parece ser imediata (Mendes & Sperber, 2003), de tal forma que durante a armação das armadilhas os grilos já estão saltando e caindo dentro das armadilhas. No momento em que os interceptos terminaram de ser armados, a perturbação cessa, os grilos param de saltar, e os interceptos se tornam inóquos. É possível que o intercepto aumente o número de grilos capturados caso haja uma perturbação recorrente durante o período de amostragem.

5. Referências Bibliograficas

Duelli, P.; Obrist, M.K.; D.R.Schmatz. (1999) Biodiversity evaluation in agriculral landscapes: above-ground insects. Agric. Ecosyst. Environ. 74: 33-64.

Ihaka, R.; Gentleman, R. (1996) A language for data analysis and graphics. Journal of computational and graphical statistics 5(3): 299-314.

Mendes, M.H.; Sperber, C.F. (2003) Efeito da perturbação na diversidade de grilos de serapilheira. Resumos do VI Congresso de Ecologia do Brasil, Sociedade de Ecologia do Brasil, Fortaleza.

Sperber,CF. (1999) Por que há mais espécies de grilo (Orthoptera: Grylloidea) em fragmentos florestais maiores? DS dissertation, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rio Claro. 295pp.

Estrutura Etária e Sobrevivência em populações experimentais de *Chrysomya albiceps.*

Gisele Souza Rosa, Lucas Del Bianco Faria, Caroline Reigada, Marcelo Nogueira Rossi, Wesley Augusto Conde Godoy. Laboratório de Ecologia Populacional. Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, 18618-000, Botucatu – SP, Brasil. gi.sr@ig.com.br

1. Introdução

Chrysomya albiceps é uma espécie de mosca-varejeira que compete por alimento durante o estágio larval e age como predadora facultativa sobre larvas de outras espécies de moscas. O comportamento de *C. albiceps*, ora agindo como competidora, ora agindo como predadora, situa a espécie como uma predadora intraguilda. Resultados obtidos por Rosa (2002) sugerem que a sobrevivência em populações de *C. albiceps* sofre também influência da dieta alimentar obtida, seja ela através dos recursos naturais ou por predação intraguilda durante o estágio larval. Investigando o comportamento predatório de larvas de terceiro instar de *C. albiceps* por larvas de outras espécies Faria *et al.* (1999) e Faria & Godoy (2001) observaram que *C. albiceps* apresenta maior taxa de predação durante o terceiro instar e exibe preferência por presas de segundo instar ao invés de primeiro e terceiro. Além disso, a preferência por diferentes espécies de presas muda em função da mudança de instar. Esse resultado sugere uma associação entre a predação intraguilda e estrutura etária de populações de predadores e presas. A complexidade das interações durante a fase imatura da espécie sugere a incorporação da estrutura etária na experimentação, já que a dinâmica de crescimento larval em *C. albiceps* pode ser influenciada pela taxa de predação sobre diferentes espécies e instares de presas. A distribuição etária temporal pode revelar aspectos importantes para a dinâmica populacional de *C. albiceps*, se o delineamento for específico para comparar o comportamento da espécie diante da opção de utilizar a predação intraguilda como fonte alternativa de alimentação ou não. O objetivo do presente trabalho foi estimar e comparar a taxa de sobrevivência entre os estágios de desenvolvimento em *C. albiceps*, e utilizar os resultados obtidos na matriz de Leslie a fim de se conhecer a distribuição etária teórica e a dinâmica temporal de populações de *C. albiceps*

2. Material e Métodos

Para a formação das populações experimentais, as coletas dos exemplares de *C. albiceps* foram realizadas nas proximidades do Departamento de Parasitologia do Instituto de Biociências da Unesp-Botucatu, São Paulo. As coletas foram feitas utilizando carcaças de roedores em decomposição como substrato atrativo. Os exemplares coletados foram anestesiados com baixa temperatura, identificados segundo a espécie e colocados em gaiolas com armação de madeira e tela de "nylon" medindo 30x30x30 cm, formando assim as colônias em laboratório. Estas receberam água e açúcar *ad libitum* e foram mantidas em sala com temperatura a 25 ± 1º C, fotoperíodo de 12 horas e umidade relativa de 70%.

Às fêmeas adultas foi fornecido fígado bovino como fonte protéica suplementar, já que se tratam de espécies anautógenas (Linhares, 1988). As posturas de *C. albiceps* foram obtidas e separadas, por espécie, em frasco contendo carne bovina moída. Os ovos obtidos foram cultivados em carne bovina moída para o desenvolvimento larval em condições de abundância alimentar. A partir dos adultos desta geração, fêmeas foram separadas para a experimentação.

A sobrevivência foi estimada para cada período de vida entre os estágios do ciclo de *C. albiceps*. Os estágios investigados foram: ovo, larva, pupa e adulto, sendo que o estágio larval é composto por três instares L1, L2 e L3. A determinação do instar larval utilizado nos experimentos foi feita pela observação dos caracteres morfológicos usualmente utilizados para este fim, os quais são citados em literatura especializada (Prins, 1982). A taxa de sobrevivência foi obtida a partir do número de indivíduos que atingiu o estágio seguinte do desenvolvimento biológico.

Vinte fêmeas adultas foram colocadas individualmente em gaiolas plásticas transparentes, com água e açúcar e depois fígado para o desenvolvimento dos ovários. Para postura dos ovos, 12g de carne bovina moída foram colocadas em potes plásticos. Depois de observadas as posturas, a massa de ovos foi retirada da carne e colocada em placas de Petri forradas com papel filtro. A essa massa de ovos foi adicionada uma solução de hipossulfito de sódio a 1%, para facilitar a separação e contagem dos ovos. Após a contagem os ovos foram recolocados em placa de Petri com papel filtro embebidos em solução fisiológica, permitindo a eclosão e facilitando a contagem das larvas de 1º instar. Estas foram acondicionadas em estufa climatizada com temperatura 25 ± 1º C, fotoperíodo de 12 horas e umidade relativa de 70% por 15 horas ou até o pico de eclosão conforme mencionado anteriormente. Após a eclosão, registrou-se o número de larvas de 1º instar, colocando-as em frascos contendo carne bovina moída para o desenvolvimento até o 2º estágio larval. Após este período novamente as larvas foram separadas e contadas, sendo em seguida recolocadas em frascos com alimento e acondicionadas nas câmaras, até o seu desenvolvimento completo. Após a emergência dos adultos, foram registradas as sobrevivências por sexo. Para a análise estatística dos dados foi utilizada ANOVA, fator único.

Modelo matemático: Matriz de Leslie

O modelo matemático utilizado é baseado em uma matriz, na qual a primeira linha incorpora os valores de fecundidade obtidos experimentalmente. A linha diagonal considera a probabilidade de sobrevivência de um estágio de vida para o outro. O modelo matricial em tempo discreto considera que o tamanho populacional no tempo $t+1$ é reflexo do tamanho populacional no tempo t multiplicado pela matriz.

Na matriz acima, os estágios de desenvolvimento em *C. albiceps* são abreviados como: o (ovo, l1 (larva de 1º instar), l2 (larva de 2º instar), l3 (larva de 3º instar), p (pupa) e A1 e A2 (adultos em idades diferentes). Nessa matriz, a fecundidade para os elementos $f(0,t)$ à $f(p,t)$ é zero, já que se tratam de símbolos representativos dos estágios sexualmente imaturos. Dado um vetor $n(t)$, a equação matricial pode ser iterada para a obtenção dos tamanhos populacionais subseqüentes em tempos futuros.

Simulações numéricas

Para a realização das simulações com a Matriz de Leslie, utilizou-se o Programa Matlab, versão 5.3 (Hanselman & Littlefield, 1997). As estimativas da sobrevivência média entre os estágios de vida de *C. albiceps* foram utilizadas para a simulação com cem gerações. Três condições iniciais foram estabelecidas para analisar a distribuição etária em *C. albiceps*. A partir do desvio padrão da sobrevivência média, foram encontrados valores máximos e mínimos. Assim cada estimativa teve como condição inicial o valor médio, máximo e mínimo populacional, partindo da sobrevivência estimada em laboratório.

3. Resultados e discussão

A análise de variância, fator único, revelou que a diferença entre os valores da sobrevivência dos estágios do ciclo de vida de *C. albiceps* é significativa ($P < 0,001$). A taxa de sobrevivência média de ovos foi de 67%, taxa essa inferior à sobrevivência média do 1º instar larval a qual foi de 74%. A diferença entre a taxa de eclosão de ovos e sobrevivência de larvas de 1º instar foi significativa ($P < 0,001$). As taxas de sobrevivência média do 1º e 2º instar não diferiram entre si ($P > 0,01$). No 2º instar, a sobrevivência média que foi de 76%, comparada com os valores de emergência de adultos não se mostrou significativamente diferente ($P > 0,01$). Observando as médias referentes à sobrevivência de cada estágio pode-se avaliar a taxa de mortalidade, sendo ela mais expressiva entre a eclosão dos ovos até o 1º instar. A partir deste estágio, tende a manter-se a mesma, em patamares menores. Esses resultados já eram esperados, uma vez que o maior nível de mortalidade em mosca-varejeira é geralmente observado nos primeiros estágios da fase imatura (Reis *et al.*, 1994).

Para as simulações com a Matriz de Leslie, utilizando estimativas de sobrevivência por estágio de vida em laboratório, foram utilizados os valores médios das estimativas, bem como os valores máximos, representados pelo valor médio, mais o desvio padrão e valores mínimos, representados pelo valor médio, menos o desvio padrão. Nas três situações, valores médios, máximos e mínimos, as simulações revelaram padrões de distribuição de estágios de vida semelhantes, caracterizados pela predominância de densidades mais altas nos primeiros estágios de vida, sugerindo uma distribuição mais verticalizada.

Nas primeiras vinte gerações, o padrão de distribuição diferiu consideravelmente para as três situações das gerações seguintes. Esse resultado é provavelmente devido ao estabelecimento inicial das populações. Nesse sistema, nos parece a princípio que as vinte gerações iniciais não são suficientes para descrever um padrão de distribuição claro. Nas gerações subseqüentes, ou seja, 21ª à 40ª, nota-se uma mudança na distribuição dos estágios nas situações em que a simulação foi feita com valores médios e mínimos, com predominância de densidades mais altas nos estágios intermediários, sugerindo distribuições mais horizontais, lembrando em alguns casos uma aproximação com a distribuição normal. Nas simulações com valores máximos, a distribuição diferiu das outras situações, exibindo um padrão com predominância de maiores densidades em estágios iniciais, com gradual decréscimo da densidade dos estágios intermediários para os estágios adultos.

A partir da 41ª geração as simulações com valores médios e mínimos indicam um padrão semelhante ao exibido nas simulações com valores máximos, observado nas gerações anteriores. Esse padrão, de gradual decréscimo na densidade em função do avanço nos estágio de vida, lembra um decréscimo exponencial, descrito pela distribuição de Poisson (Rodriguez, 1989), que parece se repetir até a centésima geração. Essa semelhança entre padrões ao longo das gerações, em todas as situações simuladas, sugere que a distribuição tende à estabilidade, no que diz respeito ao número de indivíduos por estágio de vida. Esse padrão é classicamente denominada distribuição etária estável (Caswell, 1989; Akçakaya *et al.*, 1999; Case, 2000).

As flutuações na abundância de várias classes etárias não resultam necessariamente da variação nos elementos da matriz, tais como taxa de sobrevivência dos estágios e fecundidade. Elas podem ser atribuídas à distribuição de indivíduos entre classes etárias (Caswell, 1989). Nossos resultados mostram que antes de atingir uma distribuição estável, o padrão prevalente pode ser descrito por uma distribuição flutuante entre classes etárias. Esses resultados são confirmados pela essência teórica dos modelos estruturados na idade ou estágio de vida (Akçakaya *et al*., 1999).

A lei básica para o crescimento de populações afirma que uma população com crescimento ilimitado cresce exponencialmente (Hastings, 1997). Entretanto o crescimento exponencial envolve populações homogêneas, desprovidas de estrutura etária ou de estágio (Gotelli, 1995). Em populações com estrutura etária, situação típica para insetos holometábolos, os efeitos demográficos podem induzir populações a flutuações, exceto no caso de populações com distribuição etária estável (Caswell, 1989). Assim, quando as populações são estruturadas na idade ou estágio de vida, deve-se levar em conta que o crescimento populacional pode não ser exponencial, ou pode-se assumir que a população já tenha atingido uma distribuição etária estável (Krivan & Havelka, 2000).

A matriz de Leslie, graças à sua formulação de caráter linear em nosso estudo, facilita o processo de conexão entre as estimativas laboratoriais e as simulações numéricas. Esse estudo é uma tentativa inicial de se compreender melhor os mecanismos capazes de regular a dinâmica populacional de moscas, em um contexto interespecífico, no qual se procura comparar a distribuição etária de populações de uma espécie predadora facultativa, na presença ou não de presas.

É evidente a necessidade de avançar no do processo de modelagem, caminhando para o uso de modelos que incorporem a dependência da densidade e tenham natureza não linear. Entretanto, é necessário que o sistema seja estudado de forma gradual, empregando técnicas matemáticas condizentes com a fase do programa de pesquisa. Os resultados encontrados até o momento, apesar da natureza ainda preliminar, indicam que a conexão entre experimentação laboratorial e teoria populacional pode produzir intrigantes questões no contexto da dinâmica de distribuição de estágios de vida, em populações de moscas-varejeiras.

5. Referências bibliográficas

AKÇAKAYA, H. R., BURGMAN, M. A. & GINZBURG, L. R., 1999. Applied Population Ecology. Sinauer Associates, Inc. 285p.

CASE, T.J., 2000. An illustraded guide of theoretical ecology. Oxford university press.

CASWELL, H., 1978. Predator mediated coexistence: A nonequilibrium model. American Naturalist 112:127-154.

FARIA, L. D. B.; ORSI, L.; TRINCA, L. A. & GODOY, W. A. C., 1999. Larval predation by *Chrysomya albiceps* on *Cochliomyia macellaria, Chrysomya megacephala* and *Chrysomya putoria*. Entomologia Experimentalis et Applicata 90:149-155.

FARIA, L. D. B. & GODOY, W. A. C., 2001. Prey choice by facultative predator larvae of *Chrysomya albiceps* (Diptera:Calliphoridae). Memórias do Instituto Oswaldo Cruz 96:875-878.

GOTELLI, N. J., 1995. A primer of ecology. Sinauer Associates, Sunderland MA.

HANSELMAN, D. & LITTLEFIELD, B., 1997. The student edition of MATLAB. Prentice Hall, NJ.

HASTINGS, A., 1997. Population biology concepts and models. Springer.

KRIVAN, V. & HAVELKA, J., 2000. Leslie model for predatory gall-midge population. Ecological Modelling, 126: 73-77.

LINHARES, A. X., 1988. The gonotrophic cycle of *Chrysomya megacephala* (Diptera, Calliphiridae) in the laboratory. Revista Brasileira de Entomologia 32:383-392.

PRINS, A. J., 1982. Morphological and biological notes on six African blow-flies (Diptera, Calliphoridae) and their immature stages. Annal of the South African Museaum 90:201-217.

REIS, S. F. Dos; STANGENHAUS, G.; GODOY, W. A. C.; VON ZUBEN, C. J.; RIBEIRO, O. B., 1994. Variação em caracteres bionômicos em função da densidade larval em *Chrysomya megacephala* e C*hrysomya putoria* (Diptera, Calliphoridae). Revista Brasileira de Entomologia 38: 33-46.

RODRIGUEZ, D. J., 1989. A model of population dynamics for the fruit fly *Drosophila melanogaster* with density dependence in more than on life stage and delayed effects. Journal ofAnimal Ecology, 58: 349-365.

ROSA, G. S., 2002. Interações intra e interespecíficas e heterogeneidade na capacidade suporte em populações de *Chrysomya albiceps, Chrysomya megacephala* e *Cochliomyia macellaria* (Diptera: Calliphoridae).

Efeito da descarga de efluentes domiciliares na variação da composição da comunidade de Macro-Invertebrados Bentônicos ao longo de todo o contínuo do Ribeirão Ipanema - Ipatinga, MG.

Graziele Wolff de Almeida [a], Márlon de Castro Vasconcelos [a], Manuel Gonçalves Sabino [a] & Maurício Lopes de Faria [a]
[a] Centro Universitário do Leste de Minas Gerais
(grazielewolff@yahoo.com.br)

1. Introdução

Cursos d'água de menor ordem em regiões urbano-industriais estão sujeitos a uma carga variada de contaminações de origem antrópica. O Ribeirão Ipanema é o principal curso d'água que drena o perímetro do município de Ipatinga onde recebeu esgoto urbano durante muitos anos em suas águas, recentemente, uma estação de tratamento de esgoto foi instalada pela COPASA S.A. (Companhia de Água e Saneamento), apesar disso, programas de avaliação do processo estão apenas em sua fase inicial, desse modo, programas de saneamento ambiental necessitam avaliar a efetividade das ações implementadas para garantir que os objetivos propostos estejam sendo alcançados e que o ambiente saneado esteja a caminho de uma reabilitação ecológica (Karr, 1991).

Os organismos bentônicos são aqueles que vivem no substrato de fundo de ecossistemas aquáticos, pelo menos, durante parte de seu ciclo de vida. Composta em sua grande maioria por formas imaturas de insetos, a comunidade zoobentônica apresenta uma enorme diversidade de padrões de tolerância às modificações físico-químicas do corpo d'água. Por essas razões eles têm sido amplamente utilizados como bioindicadores de qualidade da água, do nível de poluição e/ou alteração de um ambiente aquático (Death & Winterbourn 1994, Allan 1995, Harding & Winterbourn 1995, Abelho, M. & Graça 1996). O conceito de espécies indicadoras é de central importância no uso de macro-invertebrados bentônicos no monitoramento biológico (Power *et al*. 1988, Osborne & Kovacic 1993, Hey *et al*. 1994). Espécies indicadoras são aqui definidas como sendo a espécie, ou assembléia de espécies, que tem necessidades físicas e químicas ambientais particulares. Assim, alterações na presença ou ausência, na fisiologia, na morfologia, na abundância ou no comportamento dessas espécies podem indicar que as variáveis químicas e físicas podem estar também alteradas.

Este trabalho tem como objetivo analisar as variações na comunidade dos macroinvertebrados bentônicos ao longo de todo o contínuo formado pelo ribeirão Ipanema. A hipótese testada prediz que a riqueza de espécies irá diminuir à medida que se aproxima da foz do ribeirão no rio Piracicaba. Além disso, este trabalho fornecerá infor-

mações preliminares sobre a possibilidade da utilização desta comunidade como elemento de monitoramento do programa de tratamento dos efluentes domésticos do município de Ipatinga.

2. Métodos

O trabalho foi realizado em todo o trecho do ribeirão, de sua nascente até sua foz no Rio Piracicaba. O ribeirão Ipanema é um tributário do rio Doce que drena grande parte do município de Ipatinga, MG. Sua nascente está situada na área rural do município e durante o seu trajeto recebe a quase totalidade dos esgotos urbanos da cidade. Próximo a sua foz a COPASA S.A. instalou uma Estação de Tratamento de Esgotos (ETE).

Foram demarcadas cinco estações de coletas; A primeira estação de coleta (E1) se localizava próxima à nascente do ribeirão Ipanema (19º25'42 S, 42º37'59 W). A segunda estação (E2) se localizava no limite entre a área rural e a urbana (19º25'42 S, 42º37'59 W). A terceira estação (E3) se localizava à montante da entrada dos efluentes na da Estação de Tratamento de Esgoto de Ipatinga (ETE) enquanto que a quarta (E4) estação se localizava à jusante da saída do efluente tratado. Finalmente, a quinta estação (E5) se localizava na área urbana do município de Ipatinga na foz do ribeirão Ipanema no rio Piracicaba.

As amostras foram coletadas pelo método de conchadas a cada passo ("dipping"), este método consiste em retirar amostras de sedimentos próximo ao leito do curso d'água com um amostrador tipo concha. A cada passo retira-se uma amostra dos sedimentos que são armazenados em um saco plástico. As amostras são então fixadas com solução de formaldeído a 5%. Em cada estação de coleta três réplicas são realizadas. Essas amostras foram então levadas para o laboratório de Ecologia do UnilesteMG onde foram triadas sob estereomicroscópio. Todos os organismos amostrados foram identificados e depositados na coleção do laboratório. Os dados foram analisados através de testes de comparação de média, e regressões lineares (Zar 1996)

3. Resultados e Discussão

A comunidade dos macroinvertebrados bentônicos em um rio é muitas vezes utilizada como um efetivo indicador das características do corpo d'água, integrando processos como a superfície geológica, a vegetação da bacia de drenagem, o seu uso e ocupação e mudanças ocorridas no ecossistema (Reice & Wohlenberg 1993). Por estas razões, esta comunidade tem sido amplamente utilizada como ferramenta para examinar a qualidade da água e as mudanças ocorridas nos ecossistemas em todo o mundo (e.g. Bargos et al. 1990; Eaton & Lenat 1991; Growns et al. 1995). Composto por um grupo de espécies relativamente sedentárias cujo ciclo de vida geralmente ultrapassa um ano, os invertebrados bentônicos também reagem de forma previsível às modificações e distúrbios de origem antropogênicas (Cairns & Pratt 1993) justificando, assim sua utilização como bioindicadores. Foram amostrados um total de 1993 indivíduos de 16 "taxa" distintos nas cinco estações de coleta, *Chironomus* sp (Diptera: Chironomidae) foi a espécie mais abundante nas mostras correspondendo a cerca de 96 % de todos os indivíduos amostrados. Apenas na primeira estação (E1) *Chironomus* não foi a espécie dominante. Na estação de coleta E1 foram encontrados os maiores valores de riqueza (10 taxa) enquanto que a estação E5 apresentou os menores valores. Assim, a riqueza de espécies variou negativamente à medida que se aproximava da foz do ribeirão Ipanema ($R^2 = 0,75$, $p<0.05$). Por outro lado, a densidade de indivíduos variou positivamente à medida que se aproximava da foz. ($R^2 = 0,83$; $p<0,05$).

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos modificam sua estrutura e funcionamento em relação a um conceito que vem sendo descrito como "river continuum" (RCC) (Vannote et al.1980). Este conceito prediz que ocorre um transição de comunidades heterotróficas nas cabeceiras dos ambientes lóticos, onde ocorre um aporte maior de material alóctone, em relação ao volume do corpo d'água, para comunidades autotróficas, baseadas na produção fitoplanctônica, nas regiões próximas à foz. Outro fator que parece ser relacionado, principalmente em relação aos macroinvertebrados diz respeito à maior diversidade de substratos presente nas regiões de cabeceira. Desta forma, nossos resultados tendem a concordar com a hipótese proposta pelo conceito de "river continuum".

4. Conclusão

O ribeirão Ipanema sofre a pressão da descarga intensa de efluentes domésticos no município de Ipatinga, de fato, a diminuição da riqueza de macroinvertebrados parece estar fortemente influenciada por este fator. A partir da segunda estação de coleta (E2), a estrutura da comunidade é rapidamente alterada, com a marcante presença de *Chironomus* sp. A família Chironomidae é o mais conspícuo grupo de invertebrados de água doce. Ocupando desde ambientes conservados até locais altamente poluídos (Cranston 1995). Por esta razão o grupo tem sido amplamente utilizado como indicador ambiental (Agar 1992). O gênero *Chironomus*, em especial é particularmente abundante em ambientes degradados e com baixos valores de oxigênio dissolvido.

Desta forma, parece-nos razoável concluir que tanto a riqueza e diversidade da comunidade bentônica, como a presença ou ausência de um ou mais grupos em particular podem servir com indicadores da qualidade da água de ambientes lóticos.

5. Referências Bibliográficas

Abelho, M. & Graça, M.A.S. 1996 Effects of *Eucalyptus* afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in central Portugal. Hydrobiologia. 324 : 195-204.

Agar K. 1992 Ordination or typology - the search for a stable classification of running water communities. Netherlands Journal of Aquatic Ecology. 26 : 441 - 445.

Allan, J.D. 1995 Stream ecology. Structure and function of running waters. New York, EUA. Chapman & Hall. 375 p.

Bargos T., J.M. Mesanza, A. Basaguren, & E. Orive 1990 Assessing river water quality by means of multifactorial methods using macroinvertebrates. A comparative study of main water courses of Biscay. Water Research, 24(1) : 1-10.

Cairns J. Jr. & J.R. Pratt 1993 A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. (Eds. Rosenberg D.M. & Resh V.H.) 1st edition, Chapman & Hall. pp

Cranston P.S. 1995 Introduction to the Chironomidae. In : The Chironomidae : The Biology and Ecology of non-biting midges. (Ed. by P.D. Armitage, P.S. Cranston, and L.C.V. Pinder). Chapman & Hall. pp 1 - 7.

Death, R. G. & Winterbourn, M. J. 1994 Environmental stability and community persistence - A multivariate perspective. Journal of North American Benthological Society. 13(2): 125-139.

Eaton L.E. & D.R. Lenat 1991 Comparison of a rapid bioassessment method with North Carolina's qualitative macroinvertebrate collection method. Journal of the North American Benthological Society. 10(3) : 335 - 338.

Growns J.E., B.C. Chessman, P.K. McEvoy, & I.A. Wright 1995 Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates : Case studies in the Nepalean River and Blue Mountains, NSW. Australian Journal of Ecology 20 : 130 - 141.

Harding, J. S & Winterbourn, M. J. 1995 Effects of contrasting land-use on physicochemical conditions and benthic assemblages of stream in a Canterbury (South Island, New Zealand) river system. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 29(4): 479-492.

Hey, D. L.; Kenimer, A. L. & Barret, K. R. 1994 Water-quality improvement by 4 experimental wetlands. Ecological Engineering. 3(4): 381-397.

Karr, J. R. 1993 Defining and assessing ecological integrity - Beyond water quality. Environmental toxicology and chemistry. 12(9): 1521-1531.

Osborne, L.L. & Kovacic, D.A. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. Freshwater biology. 29: 243-258

Power, M. E.; Stout, R. J.; Cushing, C. E.; Harper, P.P.; Hauer, F. H.; Mattehws, W. J.; Moyle, P. B.; Statzner, B. & De Badgen, I. R. W. 1988 Biotic and abiotic controls in river and stream communities. J. N. Am. Benthol. Soc. 7(4): 456-479.

Reice S.R. & M. Wohlenberg 1993 Monitoring freshwater benthic macroinvertebrates and benthic processes : Measures for assessment of ecosystem health. In Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. (Eds. Resh V.H. &Rosenberg D.M.) 1st edition Chapman & Hall. pp 287 - 305.

Vannote R.L., G.W. Minshall, K.W. Cummins, J.R. Sedell, & C.E. Cushing (1980) The river continum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 37:130 - 137.

Zar. J. H. 1996 Biostatistical analysis. New Jersey, USA. Prentice Hall Ed. 640p.

(Fontes de financiamento: Fundação de Amparo a Pesquisa em Minas Gerais-FAPEMIG; Conselho Nacional de Pesquisa-CNPq; Centro Universitário do Leste de Minas Gerais-UNILESTE-MG)

Conservação de Recursos Vegetais em quintais de alta floresta, Mato Grosso, Brasil.

Dos Santos, S.[1]; Guarim Neto, G.[2]; [1]Bióloga, Mestranda do curso de Ecologia e Conservação da Biodiversidade IB/UFMT (ssantos@florestanet.com.br); [2]Professor Titular do Departamento de Botânica e Ecologia, IB/UFMT.

1. Introdução

Historicamente, o ser humano sempre utilizou plantas para satisfazer suas necessidades básicas e esta prática mantém-se viva ao longo do tempo devido à existência de fortes raízes culturais presentes em determinadas sociedades que têm a preocupação de transmitir aos seus descendentes costumes milenares do uso de plantas para as mais diversas finalidades.

Em comunidades tradicionais esse conhecimento se dá oralmente e através de símbolos, podendo-se acumular no indivíduo por experiências de antepassados, contato social com outros membros do grupo ou por observação própria do indivíduo sobre os ciclos naturais e suas variações. Isso possibilita aos indivíduos reunirem um leque de saberes e crenças sobre o funcionamento e estrutura dos ecossistemas, que passa a orientar sua relação com a natureza (Nordi *et al*, 2001).

A Etnobotânica enquanto área da Etnobiologia se ocupa do estudo sobre a forma pela qual determinado grupo social utiliza os vegetais, bem como o sistema de classificação utilizado (Posey, 1986). O foco dos estudos etnobotânicos, segundo Coimbra (1994), se concentra nas "inter-relações sociedade/cultura embebidas num ecossistema dinâmico formado por componentes naturais e sociais", sendo que estudos nesta área reforçam a idéia de que o manejo dos ecossistemas denota uma relação de conhecimento e ação entre as populações e o ambiente no qual estão inseridas (Diegues, 2001). Trabalhos que visam a conservação dos recursos genéticos devem, de acordo com Ming *et al* (2002), envolver a preocupação em relação à educação local e à conscientização da comunidade sobre a importância do conhecimento, assim como da conservação e manejo adequados desses recursos.

No Brasil, pela sua localização e clima tropical favorável, a diversidade vegetal é grande, tanto nos grandes ecossistemas, como também em pequenas áreas de terra que tradicionalmente circundam as residências em áreas rurais como urbanas: os quintais. Esses espaços resistem principalmente nos ambientes urbanos, desafiando os edifícios e os altos preços dos terrenos, garantindo a interação do homem com elementos do mundo natural (Amorozo, 2002).

Esses sistemas tradicionais desempenham importantes funções ecológicas ao mesmo tempo em que conservam alta diversidade de plantas na sua composição (Amorozo & Gély, 1986; Soemarwoto, 1987; Brito, 1996; Martins, 1998; Fox, 1999; Guarim, 2000; Duarte, 2001), garantindo grande variabilidade genética, podendo contribuir diretamente com programas futuros de cruzamento em bancos de germoplasma e à sustentabilidade à longo prazo (Brito & Coelho, 1995).

Essa modalidade de conservação, denominada *in situ*, caracteriza-se por valorizar os recursos no local de ocorrência, o que exige a participação das comunidades envolvidas com manutenção da cultura local para que ocorra efetivamente o manejo adequado dos recursos, os quais já são praticados ao longo das gerações dessas populações (Ming *et al*, 2002). A perda desses locais tradicionais de cultivo tende a empobrecer o conjunto de germoplasma de plantas cultivadas e, os quintais enquanto resíduos da diversidade genética, podem colaborar diretamente para a manutenção de variedades de plantas atualmente não usadas no sistema agrícola comercial ou que saíram da vanguarda da moda (Amorozo, 2002).

Tendo em vista a ausência de estudos etnobotânicos no Norte Mato-grossense bem como a importância de estudos que focalizam a relação ser humano/recursos vegetais, procurou-se investigar à partir dos quintais de Alta Floresta, o uso, manejo e conservação de plantas no contexto da população Alta-florestense.

2. Procedimentos Metodológicos

O trabalho foi realizado na cidade de Alta Floresta, localizada ao extremo Norte de Mato Grosso, situada entre 09º53'S de latitude e 56º05'W de Longitude. Trata-se de uma pesquisa qualitativo-descritiva de abordagem etnobotânica (Alexiades, 1996), com uso de técnicas das Ciências Sociais, principalmente a Antropologia.

Os dados foram coletados entre outubro de 2002 a maio de 2003, com uso de entrevistas semi-estruturadas e abertas; aplicação de questionários contendo perguntas abertas e fechadas; observação participante com registro em diário de campo; gravação das entrevistas em fita k-7 quando permitido pelo informante e registros fotográficos (Romanelli, 1998; Viertler, 2002; Bernand, 1988; Martin, 1995).

Foram estudados dez quintais de três bairros periféricos denominados Vila Nova, Boa Esperança e Cidade Bela, utilizando-se amostragem intencional (Thiollent, 1996), optando-se pelo quintal com maior riqueza vegetal. Quatro quintais estudados apresentaram área de 250 m^2, um de 300m^2, um de 450m^2 e quatro de 600m^2.

3. Resultados

A população pesquisada reside em casa própria e caracteriza-se por pessoas com idade que varia de 44 a 74 anos, sendo sete mulheres e três homens com tempo de residência no município entre 10 a 21 anos. Dessas, seis não possuem ocupações trabalhistas fora de casa, três são aposentados e um é autônomo. Com relação ao estado civil, cinco são viúvos, quatro são casados e um é solteiro.

Os entrevistados denominam de "quintal" o espaço de terra ao redor da moradia, outros consideram ainda como extensão do quintal as passarelas frontais à casa que são áreas de domínio público também manejadas para plantio de espécies ornamentais, de sombra, alimentares e medicinais. Estão envolvidos aí o manejo de árvores, arbustos, herbáceas alimentares e medicinais intimamente relacionados a cultivos agrícolas anuais e perenes bem como pequenos animais domésticos como galinhas e coelhos usados também na dieta alimentar. Esses sistemas são gerenciados principalmente pelo membro da família com maior permanência diária no domicílio, geralmente o membro mais idoso, já aposentado sem compromisso trabalhista fora de casa.

Os quintais com área total de 250m^2 apresentaram maior riqueza

em espécies e variedades de plantas. A implantação dos vegetais se baseia, na maioria das vezes, na biodiversidade natural, ou seja, as espécies são cultivadas em forma de miscelânea sem uma ordenação sistemática característica das monoculturas. A produção é direcionada ao uso familiar, sendo que alguns cultivam canteiros com plantio exclusivo de espécies holerícolas para venda do excedente.

Levantou-se nos dez quintais 292 etnoespécies/etnovariedades de plantas, distribuídas em 93 famílias botânicas, sendo que as famílias Compositae (Asteraceae) e Labiatae (Lamiacea) apresentaram maior riqueza, destacando-se nessas famílias espécies medicinais e de uso alimentar. Conjuntamente, os quintais apresentaram maior número de plantas ornamentais (47%), seguida pela categoria de uso alimentar (31%) e uso Medicinal (30%) sendo a maioria das espécies exóticas, com baixa representatividade de espécies típicas da região.

As etnocategorias de plantas Insetívora, Condimentar, Embelezadora e de uso Mítico-religioso apresentaram percentual menor que 2%. A soma do percentual de uso de todas as etnocategorias ultrapassa 100% porque algumas plantas apresentam uso múltiplo como, por exemplo, *Saccharum officinarum* L. (cana de açúcar), *Bixa orellana* L. (Colorau), *Nasturtium officinale* R. Br. (Agrião), *Bryophyllum pinnatum* (Lam.) Oken (Bálsamo) e *Sansevieria trifasciata* var. Laurentti (De Wild.) N. E. Br (Espada de São Jorge).

Verificou-se a presença de espécies e variedades de valores culturais diversos, as quais acompanham as pessoas em suas rotas migratórias pelas diversas regiões do país. A organização espacial dos elementos do quintal é influenciada por aspectos culturais dos proprietários. No que concerne ao porte das plantas, observou-se a existência de quatro extratos arbóreos diferentes, que vai desde plantas herbáceas a arbóreas com mais de cinco metros de altura, variando de acordo com a idade e área do quintal.

A história de vida individual e familiar motiva a manutenção de determinada planta no quintal. Plantas que pertenceram ou foram ganhas de ente queridos ou que marcaram momentos da vida das pessoas podem subjetivamente determinar valores de importância ou simplesmente adicionarem categorias de usos dessas espécies vegetais.

Diversas espécies e variedades de plantas encontradas nos quintais apresentam valor cultural, pois foram trazidas pelos proprietários de suas regiões de origem, denotando sentimentos topofílicos. O desejo de reproduzir numa nova região os costumes e tradições do local de origem evidenciam-se à medida que as pessoas transportam consigo propágulos de diversas plantas, que são selecionados e cultivados experimentalmente nos quintais.

4. Conclusão

A população pesquisada entende por quintal o espaço que circunda as residências, estendendo essa denominação também a espaços de domínio público, geralmente frontais à residência onde também são cultivadas espécies ornamentais, de sombra e de uso alimentar.

Os quintais estudados são detentores de grande diversidade vegetal que se relaciona ao processo de ocupação da região, onde a população, na sua maioria Sulista, trouxe consigo diversas espécies amplamente utilizadas em seus locais de origem.

Poucas espécies típicas da região são cultivadas nos quintais, o que denota pouco conhecimento da população sobre a flora local. Esses espaços são organizados de acordo com o contexto sócio-econômico e cultural dos moradores, com motivos e justificativas que lhes são próprios.

Estudos dessa natureza são importantes para se conhecer a relação homem x plantas, além de oferecer bases para elaboração de políticas públicas que visem a conservação da diversidade biológica e cultural.

5. Referências Bibliográficas

- ALEXIADES, M. N. 1996. Selected guideliness for ethnobotanical research: a field manual. The New York Botanical Garden. Bronx, New York. 306p.

- AMOROZO, M. C. de M. & GÉLY, A .1996. Uso de Plantas Medicinais por Caboclos do baixo Amazonas. Barcarena, PA, Brasil. Bol. Mus. Paraense Emilio Goeldi, Série Botânica. V. 4 (1), p. 47-129.

- _____. 2002. Agricultura Tradicional, Espaços de Resistência e o prazer de Plantar (132-131) In: Atualidades em Etnobiologia e Etnoecologia. Recife/PE: SBBE. 151 p.

- BERNARD, H. R. 1988. Research methods in cultural anthropology. Newbury Park: Sage Publ., 520p.

- BRITO, M. A. & COELHO, M. F. B. 1995. Os Quintais Agroflorestais em Regiões Tropicais – Unidades Auto-Sustentáveis. In: Revista Agricultura Tropical. Cuiabá-MT: UFMT/FAMEV, 1 (1):7-38.

- BRITO, M. A.1996. Uso Social da Biodiversidade em Quintais Agroflorestais de Aripuanã-MT. Programa de Pós Graduação em Ciências Biológicas IB/UFMT (Dissertação de Mestrado). Cuiabá/MT. 109p.

- COIMBRA, R. 1994. Manual de Fitoterapia. Belém/PA: Ed. CEJUP. 335p.

- DIEGUES, A. C. 2001. O Mito Moderno da Natureza Intocada. São Paulo: Hucitec. 169p.

- DUARTE, T. G. 2001. Um Estudo Etnoecológico sobre o Uso de Recursos Vegetais em Nova Xavantina, Mato Grosso.Cuiabá/MT. (Dissertação de Mestrado). Instituto de Biociências/UFMT. 135 p.

- FOX, V. C. 1999. Diversidade e uso de plantas nos quintais de Ferraz, Município de Rio Claro, SP. (Monografia de conclusão de curso). UNESP, Rio Claro/SP. 65 p.

- GUARIM, V. L. M. S. 2000. Educação e sustentabilidade ambiental em Comunidades ribeirinhas tradicionais. Tese de doutorado, IE/UFMT. Cuiabá, MT. 214 p.

- MARTIN, G. 1995. Ethnobotany: a methods manual. London, Chapman & Hall. 268p.

- MARTINS, A . L. U. 1998. Quintais Urbanos Em Manaus: Organização, Espaço e Recursos vegetais no Bairro Jorge Teixeira. (Dissertação de Mestrado) Universidade do Amazonas – Centro de Ciências do Ambiente. Manaus, Amazonas. 79 p.

- MING, L. C.; HIDALGO, A. F. & SILVA, S. M. P. 2002. A etnobotânica e a Conservação dos Recursos Genéticos (147-151). In: Atualidades em Etnobiologia e Etnoecologia. Recife, PE: SBBE. 151 p.

- NORDI, N; THÉ, A . P. G.; MOURÃO, J. S.; MADI, E. F.; CAVALLINI & MONTENEGRO, S. C. S. 2001. Etnoecologia, Educação Ambiental e Desenvolvimento Sustentável. IN: SANTOS, J. E. & SATO, M. A contribuição da Educação Ambiental à Esperança de Pandora. São Carlos/SP, Rima. 133-144p.

- POSEY, D. 1986. Introdução: Etnobiologia, teoria e prática. In: Suma Etnológica Brasileira. Petrópolis: Vozes. FINEP, 1 (1):15-25.

- ROMANELLI, G. (Org). A Entrevista Antropológica: Troca e Alteridade. IN: Diálogos Metodológicos sobre prática de pesquisa. Ribeirão Preto/SP: Legis Summa. 1998. 178p.

- SOEMARWOTO, O. 1987. Homegardens: a tradicional agroflorestry system with a promising future. IN: Agroflorestry a decade of development. Nairobi: ICRAF. p.157-170.

- THIOLLENT, M. Metodologia da Pesquisa-ação. São Paulo: Cortez, 5ª Edição. 1996.

- VIERTLER, R. B. 2002. Métodos Antropológicos como ferramenta para estudos em Etnobiologia e Etnoecologia. IN: AMOROZO *et al*. Métodos de Coleta e Análise de Dados em Etnobiologia, Etnoecologia e Disciplinas Correlatas. Rio Claro/SP: Unesp. p. 11-29.

Conhecendo a Comunidade de Pescadores de Itaóca, Espírito Santo – Brasil: Uma alternativa para a Conservação

Guilherme Henrique Pereira Filho & Silas Pessini Rodrigues
Dept. Ciências Biológicas, UFES - ghfilho@yahoo.com.br

1.Introdução

Muitos estudos enfatizam a questão da conservação da biodiversidade para a manutenção da biosfera e da vida na Terra, embora com diversos enfoques (éticos, religiosos, utilitaristas e econômicos). Todos esses estudos concordam que as vantagens da conservação são muitas e variadas (PIRES et al., 2000).

Um grande marco para a conservação mundial foi a Conferencia das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO-92), que reforçou a idéia proposta em 1987, no relatório *Nosso Futuro Comum*, de que meio ambiente e desenvolvimento são duas peças de uma mesma engrenagem (Desenvolvimento Sustentável).

Nessa busca pela conservação aliada ao desenvolvimento, os ambientes marinhos estão se tornando alvo das preocupações conservacionistas, não somente pela biodiversidade encontrada, mas também pela importância que os oceanos possuem na regulação dos ciclos climáticos e em outros processos naturais da escala global. Além disso, os oceanos têm importância econômica na alimentação, na mineração e são fonte de matéria prima para produtos farmacológicos.

Os mares em todo o mundo estão bastante ameaçados pela poluição, sobreexploração, degradação dos recursos, destruição de *habitats* e outros males conseqüentes do mau uso da capacidade de transformação do meio ambiente que a sociedade humana possui (IBAMA, 2002).

A utilização dos ecossistemas marinhos para atividades turísticas é bastante expressiva, lucrativa e muitas vezes desacompanhada de iniciativas que visem a conservação desses ambientes. O impacto causado envolve aspectos econômicos, sociais, ambientais e culturais.

Os elementos naturais atrativos ao turismo são transformados pela sociedade técnico-científica em recursos econômicos. Porém, são recursos não renováveis, e a sua proteção é fundamental para a continuidade das atividades turísticas (PANITZ, 2000).

A partir dos debates acerca da preservação, nos anos 80, os saberes das populações tradicionais sobre a natureza e suas formas de manejo têm sido reconhecidos como importantes para a conservação da biodiversidade (CASTRO, 2000).

Segundo Diegues (2000), os cientistas sociais pouco participam das discussões sobre a conservação. Quando presentes, se utilizam sempre dos mesmos argumentos da biologia da conservação, que consideram apenas os impactos negativos da presença humana nos ecossistemas, esquecendo-se de que a biodiversidade é fruto do manejo das populações tradicionais.

Os processos nocivos à natureza estão relacionados com a padronização dos comportamentos e das relações sociais, e tendem, ao longo do tempo, a uma baixa diversidade cultural (GUATTARI, 1990), que é, ao mesmo tempo, causa e conseqüência da diversidade biológica.

Essa padronização social pode ser observada em algumas políticas de conservação, como ocorreu na exportação do modelo norte-americano de parques nacionais para os paises de terceiro mundo, desrespeitando as diferenças sociais, culturais e econômicas. Desde 1987, o Núcleo de Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras (NUPAUB) realiza estudos e pesquisas que demonstram a inviabilidade da constituição de unidades de conservação sem levar em conta a existência da população de moradores, bem como seus conhecimentos no manejo dos recursos da região (DIEGUES, 1998).

A idéia de gestão ambiental definida pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (Ibama) é:

"Por Gestão Ambiental entende-se o conjunto de princípios, estratégias e diretrizes de ações e procedimentos para proteger a integridade dos meios físicos e bióticos, bem como a dos grupos sociais que deles dependem"(BRASIL, 2000, p.18).

Esse conceito enfatiza a importância das comunidades locais na elaboração de propostas de manejo.

Diante da iminência de criação de um Parque Nacional Marinho na região de Itaóca-ES, o presente trabalho objetivou levantar as características sócio-econômicas da comunidade de pescadores, relacionando-as com o manejo da área exercido pelo grupo, subsidiando, assim, propostas de gestão ambiental.

2.Materiais e Métodos

O estudo foi realizado na Praia de Itaóca, município de Itapemirin (21º00'S 40º50' W), Espírito Santo, Brasil. A ocupação do local teve inicio em 1539, quando Pedro da Silveira estabeleceu sua fazenda na foz do rio Itapemirim, assim chamado pelos índios locais (ita – pedra; pe – caminho; mirim – pequeno). Em 1769, com a chegada de mineradores afugentados por índios puris das minas de Castelo e herdeiros de engenho de açúcar, Itapemirim desenvolveu-se e foi elevado à categoria de freguesia, em 1711 transformou-se em distrito, e em 1816 instalou-se o município, confirmado pelo Decreto nº 53 de 11 de novembro de 1890 (IPES, 2002).

Na região existe uma ilha, chamada Ilha do Francês (20º55'S 40º45'W), que recebe um grande número de turistas sem um prévio planejamento turístico e ecológico. A conseqüência disso é a constante degradação dos recursos naturais, bem como a degradação do farol, por vezes registrada pela capitania dos portos.

A população estudada foi a dos pescadores que atuam na Praia de Itaóca e a estimativa de parâmetros foi baseada em uma amostra de 29 pescadores, que foram abordados na praia durante os dias 29, 30 e 31 de outubro de 2002, no período de 5:00h às 18:00h. Para a entrevista, foi elaborado e utilizado um questionário que abordou questões de interesse, segundo o objetivo pré-estabelecido. Também se utilizou o meio de gravação das entrevistas em *tapes*, visando um melhor aproveitamento das informações concedidas pelos pescadores.

3.Resultados e Discussão

Da população observada apenas 10% não residem na praia de Itaóca, embora dependam da região para exercer a pesca. São naturais da localidade 62% dos entrevistados, o que representa uma interseção entre a história de vida da maioria dos pescadores atuantes na região e a da localidade.

Os pescadores com idades acima de 40 anos predominam (62%) em oposição aos mais jovens (38%). Essa proporção provavelmente está relacionada com a presença do jovem pescador em atividades pesqueiras industriais em outras regiões, já que eles ainda não têm condições financeiras de atuar independentemente na pesca. É comum o retorno do pescador após o acúmulo de bens e o envolvimento dele com a pesca local. Contudo, esses pescadores se mostram menos envolvidos em questões relacionadas aos problemas locais.

Como características familiares, 86% possuem residência própria, 55% do grupo são casados, a média de filhos é de 3,03, enquanto que a de dependentes é de 4 pessoas, demonstrando a importância do pescador para o sustento da família e conseqüentemente para o da comunidade, que depende direta ou indiretamente dos recursos econômicos gerados por ele.

O grau de escolaridade predominante no grupo foi o fundamental (65%), agrupados nesta classe aqueles com esse grau de ensino completo e incompleto. A proporção de entrevistados com nenhuma escolaridade foi de 27%, superando bastante a porcentagem para o Espírito Santo (12%) (IPES, 2002).

A média de embarcações por pescador foi de 1,07; dessas 90% possuem registro na Capitania dos Portos do Espírito Santo (CPES). O barco é a ferramenta fundamental de trabalho para o exercício da pesca e do turismo, principais atividades realizadas

pela população analisada.

Uma parcela de 17% dos pescadores está envolvida com o transporte de turistas à Ilha do Francês, sendo dezembro, janeiro e fevereiro os melhores meses para essa atividade. Nesse período, a média é de 42 desembarques por dia, por pescador. Cada embarcação atua de maneira independente e não existe uma organização de cooperação, e sim de competição e desavenças entre elas. O papel do pescador nessa prática limita-se em transportar os turistas à ilha, onde permanecem sem acompanhamento e/ou orientação.

A pesca é exercida como principal atividade rentável por 90% da população analisada, e para os 10% restantes ela representa uma atividade complementar, sendo praticada durante todo o ano e intensificada no verão e no inverno. A modalidade predominante é a pesca de rede (65%), enquanto a pesca de linha é feita por 59% e a de balão por 41% - essas modalidades apresentam sobreposição gerando diversas combinações. Mesmo popular, a pesca de balão é reconhecida pelos pescadores como uma prática danosa para o ambiente e conseqüentemente para as outras modalidades, pois a malha da rede é muito fina e ainda remove todo o substrato do fundo.

A principal área pesqueira (59%) está entre a Ilha do Francês e a Praia de Itaóca (aqui chamada de Orla de Itaóca) seguida pela região posterior à ilha (28%).

A remuneração predominante (40%) entre os pescadores que transportam turistas à ilha está entre R$51,00 e R$100,00 por dia, e a média de trabalhadores envolvidos, por pescador, que atua nessa prática é de 2,4. Já para a atividade de pesca, a remuneração predominante (55%) está entre R$0,00 a R$50,00 e a média de envolvidos por pescador é de 5 pessoas.

A principal dificuldade apontada pelos pescadores (34%) foi a irregularidade do tempo, seguido, pelo preço dos produtos (20%) e pela atividade de "voadeiras", que são *jet-skis* e lanchas que atingem grandes velocidades puxando bóias que comportam passageiros (Bananas). Também foi destacada a escassez progressiva dos estoques pesqueiros, relacionada com a pesca nos períodos de reprodução. A justificativa apresentada por eles é que os períodos de proibição não correspondem com o real ciclo de reprodução do pescado. Esse período é encarado pelo pescador como uma obrigação legal, e não como uma relação de zelo e sustentabilidade, resultado da imposição estabelecida por agentes externos.

A opinião dos pescadores em relação à sujeira (considerada por eles como lixo e algas de arribada) da Ilha do Francês foi de 52%, entre suja e muito suja. 38% a consideram limpa. Quando perguntados sobre que iniciativa tomariam para mudar a situação da ilha, a maioria (47%) respondeu que possibilitaria a presença de um fiscal (agente externo ao grupo) controlando a movimentação dos turistas na ilha. O fator lixo, atribuído exclusivamente aos turistas, associado à presença de um fiscal, demonstram a idéia de isenção da responsabilidade do pescador diante desse problema.

Apenas 0,6% dos pescadores têm conhecimento da proposta de criação do Parque Nacional Marinho na área estudada, porém a maioria sente a necessidade de uma instituição (prefeitura, secretaria de meio ambiente, Ibama, etc) que organize as atividades na região. Em momento algum os integrantes do grupo demonstraram acreditar na capacidade de auto-organização coletiva que visem a solução de problemas comuns.

4.Conclusão

Para a efetiva conservação daquele ambiente, se faz necessário o consenso entre o manejo já realizado pela comunidade local e o implementado pela futura unidade de conservação. Para isso é importante um trabalho que aborde a noção de coletividade, construindo valores compartilhados que estabeleçam e mantenham o desejo de sustentabilidade econômica e cultural, acompanhado pelo reconhecimento, por parte das instituições ambientais, dessas comunidades como peças fundamentais para manutenção da biodiversidade local.

5.Referência Bibliográfica

BRASIL (2000). Ministério do Meio Ambiente; Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. *Subsídios à Elaboração da Agenda 21 Brasileira: Gestão dos Recursos Naturais*.Brasília, 2000.

CASTRO, E.(2000) Território, Biodiversidade e Saberes de Populações Tradicionais. In: DIEGUES,A.C. (Org.) *Etnoconservação: novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos*. São Paulo: HUCITEC/NUPAUB-USP, 2000. p. 165–182.

DIEGUES, A.C. (2000) Etnoconservação da Natureza: Enfoques Alternativos. In:_____ *Etnoconservação: novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos*. São Paulo: HUCITEC/NUPAUB-USP, 2000. p. 1–46.

DIEGUES, A.C.S. (1998) *O Mito Moderno da Natureza Intocada*.2ª edição. São Paulo, SP: Editora Hucitec, 1998.

GUATTARI, F.(1990) *As Três Ecologias*. 9ª edição. Campinas, SP: Papirus, 1990.

IBAMA - BASES, PRINCIPIOS E DIRETRIZEZ. (2002) Iniciativa: Diretoria de Unidades de Conservação e Vida Silvestre (IBAMA). Texto sobre Unidades de Conservação. Disponível em: <www.ibama.gov.br>. Acesso em: 8 nov. 2002.

IPES - MUNICIPIOS DO ESPIRITO SANTO: ITAPEMIRIM. (2002) Iniciativa: Instituto de Apoio a Pesquisa e ao Desenvolvimento Jones dos Santos Neves (IPES). Apresenta textos e indices para os municípios do Espírito Santo. Disponível em: <www.ipes.es.gov.br/municipios/>. Acesso em: 7 nov. 2002.

PANITZ, C. M. N. (2000) Comunidades Tradicionais do Litoral de Santa Catarina. In: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação, 5, Vitória. *Anais*. Vitória: ACIESP, 2000. v. I, p. 40-45.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. dos; PIRES, A. M. Z. C. R.; MANTOVANI, J. E.; PAESE, (2000) A. Estratégia "inter situ" de Conservação: Elaboração de Cenários Regionais para Conservação da Biodiversidade. In: Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação, 5, 2000, Vitória. *Anais*. Vitória: ACIESP, v. I, p. 61-69.

Florística e Estrutura da Regeneração de Espécies Nativas de Mata Atlântica em Plantios de *Eucalyptus citriodora* de Diferentes Idades e Após 6 Anos de Abandono na REBIO União, RJ.

Guilherme R. Rabelo [1] *& Marcelo T. Nascimento* [2]

[1] *Aluno IC-Laboratório de Ciências Ambientais-CBB-UENF (guirrbelo@yahoo.com.br);*

[2] *Professor da Universidade Estadual do Norte Fluminense (mtn@uenf.br).*

1. Introdução

O estudo da regeneração natural de espécies nativas, assim como de seus parâmetros populacionais, constituem um importante passo para o conhecimento do comportamento das diferentes populações que compõem uma determinada comunidade vegetal.

Recentes estudos têm demonstrado que plantações com espécies de rápido crescimento para produção de madeira e outros produtos florestais podem facilitar, ou catalisar a sucessão florestal em seus sub-bosques por alterações microclimáticas e supressão de espécies herbáceas (Geldenhuys 1997, Lugo 1997, Engel 2001). Especificamente em plantios formados por *Eucalyptus* a ocorrência de regeneração natural já foi descrita por vários autores (Calegário 1992, Parrota 1995, Silva Júnior 1995, Geldenhuys 1997 e Loumeto 1997).

Entretanto a compreensão dos processos ecológicos que contribuam para o estabelecimento de espécies nativas pode fornecer valiosas informações que subsidiem estudos a respeito de manejos e técnicas adequadas a plantios de rápido crescimento que favore-

çam a colonização de espécies nativas.

Neste sentido o objetivo deste trabalho é caracterizar a composição florística e estrutural da comunidade arbórea, arbustiva e de plântulas de espécies nativas de Mata Atlântica em plantios de *Eucalyptus citriodora* Hook, de diferentes idades e usos do solo, em um fragmento de Mata Atlântica de baixada na REBIO União.

2. Métodos

A Reserva Biológica União está localizada no distrito de Rocha Leão, município de Rio das Ostras, RJ, sob as coordenadas geográficas 22° 27' 30" S e 42° 02' 15" W, possuindo uma área total de 3.121,21 ha. A mata está dividida pela BR-101 em duas partes de aproximadamente 500 ha ao sul e 1.900 ha ao norte da rodovia, totalizando 2.400 hectares de Mata Atlântica, estando os talhões de *E. citriodora*, que tinham por finalidade a produção de "dormentes" para construções de trilhos de trem, adjacentes à estrada.

Os talhões utilizados no presente trabalho, além de possuírem idades diferentes, têm diferentes históricos com relação ao uso do solo e práticas silviculturais (RFFSA, pers. com.). Entretanto a data de abandono conseqüente da privatização é a mesma para todos os plantios, aproximadamente 6 anos, e desde então não ocorreu nenhum manejo. São eles:

Plantio I-34 anos; Plantio II –13 anos; Plantio III e IV –11 anos, onde o Plantio IV foi queimado em 2000 num dos freqüentes incêndios que ocorrem às margens da BR-101. O Plantio III está colonizado por herbáceas, principalmente sapê (Imperata brasiliensis Trin.) e Plantio V -15 anos.

O levantamento foi realizado empregando-se o método de parcelas que foram alocadas aleatoriamente nos cinco plantios. Todos os indivíduos, exceto lianas e indivíduos mortos, foram etiquetados, numerados, coletados e identificados. Para cada indivíduo amostrado foram mensuradas a sua altura e a sua circunferência à altura do peito (arbóreo) ou da base (arbustivo/plântulas). Os indivíduos foram divididos em três categorias de tamanho:

Arbórea - indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) = 5 cm - foram utilizadas 5 parcelas de 10 x 20 m (1000 m^2) em cada um dos 5 plantios, totalizando 5000 m^2.

Arbustiva - indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) = 5 cm e = 50 cm de altura - foram utilizadas 10 parcelas de 5 x 10 m em cada um dos 5 plantios, totalizando 2500 m^2.

Plântulas - indivíduos < 50 cm e = 10 cm de altura - foram utilizadas 20 parcelas de 2,5 x 5 m (250 m^2) em cada um dos 5 plantios, totalizando 1250 m^2.

Para descrever a estrutura da comunidade foram calculados os parâmetros quantitativos, índice de diversidade de Shannon (H') e de similaridade Morisita (mod. Horn). Os cálculos foram feitos pelo programa FITOPAC 2 (Shepherd, 1994).

3. Resultados e Discussão

Comparando-se a densidade de indivíduos do estrato arbóreo com outros trabalhos realizados em sub-bosques de Eucaliptos, com metodologia semelhante, (Silva-Júnior 1995 e Calegário 1993), n= 634 ind/ha e n= 1066 ind/ha, respectivamente, apenas o Plantio 1, n= 740 ind/ha, apresentou uma densidade equivalente de indivíduos, enquanto os Plantios 2 e 5 apresentaram valores bem menores, n= 440 ind/ha e n = 270 ind/ha, respectivamente. Quando então comparados com o levantamento realizado por Guedes-Bruni (1997), n= 2288 ind/ha, em um trecho preservado de floresta Montana de Mata Atlântica na Reserva Ecológica de Macaé de Cima, com o mesmo critério de inclusão (DAP ³ 5), temos apenas 15% da densidade de indivíduos encontrados pela mesma. A baixa densidade do Plantio 5 reforça o estado de perturbação indicado pelo grau de perfilhamento deste, aproximadamente 60 % dos indivíduos. Não houve regeneração neste estrato nos Plantios 3 e 4.

O estrato arbustivo também apresentou uma baixa densidade no total, n = 2008 ind/ha, a exceção do Plantio 2, n = 4800 ind/ha, que apresentou altos valores de densidade e Plantio 1, n = 2802 ind/ha, com valores intermediários quando comparados com a literatura (n= 3525 ind/ha, (Durigan *et al* 2000), para um trecho de Floresta Estacional Semi-Decidual. O que pode significar que estes sítios estão recuperando a sua cobertura vegetal e conseqüentemente mais propicio à colonização de espécies mais tolerantes à sombra.

Contudo comparando-se as densidades de plântulas do Plantio 1 (n = 3800 ind/ha), o mais denso, com os dados de Durigan *et al* (2000) n= 28875 ind/ha, observamos que nosso valor corresponde à aproximadamente 13 % do valor encontrado por estes autores. Por outro lado, Rodrigues *et al*., 2002, encontraram valores por volta de n = 120000 ind/ha, estudando áreas de borda e interior de Mata Atlântica de baixada na ReBio União.

A composição florística apresentou uma grande similaridade entre os estratos. *E. citriodora* Hook cai para a segunda espécie em importância no IVC (14,92) no estrato arbustivo, ou seja, está sendo suplantada pela regeneração das espécies nativas, e, que as 5 espécies com os maiores valores de IVC no estrato arbóreo, *Xylopia sericea* Linn., *Eugenia sp2, Rollinia emarginata* Schlecht., *Cupania oblongifolia* Mart. e *Tabebuia sp* são as mesmas no arbustivo, apenas apresentando uma ordem diferente. *X. sericea* ocorreu também com alto valor de IVC nas plântulas, com mais de 40% Estas cinco espécies são encontradas em áreas com estádios iniciais de sucessão e são comumente classificadas como secundárias inicias, e algumas dessas espécies foram encontradas colonizando clareiras naturais como descrito por Mantovani (1997).

A diversidade dos Plantios apresentou-se de formas distintas, com o Plantio 1 declinando sensivelmente sua diversidade ao longo dos estratos (H' = 2,2; 1,7; 1,2 nats). Por outro lado os Plantios 2 e 5 apresentaram um incremento na sua diversidade entre os estratos arbóreos e arbustivo (H' = 2,3; 2,6; 1,5 e H' = 2,4; 2,6; 1,1 nats, respectivamente), e novamente declinando nas plântulas. Este declínio comum para as plântulas pode ser em decorrência da dificuldade de identificação dos indivíduos neste estágio de vida. O aumento na diversidade nos Plantios 2 e 5 podem indicar uma renovação deste ambiente. Durigan *et all* (2000) encontrou valores próximos ao do presente trabalho (H' = 2,4; 1,8; 2,0 nats, para os estratos arbóreos, arbustivos e de plântulas, respectivamente), entretanto o autor chama a atenção para seus baixos valores de diversidade quando comparados com a literatura para regiões semelhantes. De fato Guedes-Bruni (1997) encontrou valores em torno de H' = 4,0 nats para árvores de trechos conservados de floresta Montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima.

Avaliando o estudo de Villela et al (2001) realizado nos mesmos plantios, notamos que aqueles plantios em que a regeneração está praticamente ausente, Plantio 3 e 4, também são os que apresentam a maior relação C/N (13,21 e 17,56, respectivamente) juntamente com os maiores valores de Ca (27,36 e 37,46 mequiv Kg^{-1}, respectivamente) e Mg (18,39 e 21,47 mequiv Kg^{-1}, respectivamente), indicando claramente que mesmo após 9 anos da adubação ainda é possível observar seus efeitos no solo. Entretanto, estes maiores valores de Ca e Mg nos solos não garantiram maior regeneração nestes sítios. Outros fatores como porosidade e umidade do solo e qualidade da serrapilheira podem estar desempenhando papel relevante na regeneração das espécies nos plantios estudados e devem ser avaliados. O estoque de serrapilheira nos plantios é em torno de 10 $t.ha^{-1}$, maior que valores encontrados para Mata Atlântica e entre 50 a 70% da serrapilheira é composta de folhas de E. citriodora (Villela comunicação pessoal), espécie reconhecida por apresentar altas concentrações de compostos secundários em suas folhas

4. Conclusões

Levando-se em conta a heterogeneidade dos sítios e que todos estão a mais de 6 anos sem sofrerem nenhuma intervenção silvicultural, podemos, a partir dos dados discutidos, inferir que: (1) A idade dos sítios não parece ser o principal fator para a regeneração de espécies nativas; (2) fatores como relevo, histórico de

perturbações (queimadas, cortes, etc...) e condições edáficas parecem estar mais relacionados com a colonização das espécies nativas nos plantios estudado.

5. Referências Bibliográficas

CALEGARIO, N. 1993. *Estimativas de parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas no sub-bosque de povoamentos de Eucalyptus* (Tese de Mestrado). Universidade Federal de Viçosa, Brasil. 90 pp.

DURIGAN, G., FRANCO, G.A.D.C., SAITO, M. e BAITELO, J. B. 2000. Estrutura e diversidade do co0mponente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. *Revista brasileira de Botânica*, São Paulo, v.23, n.4. p.369-381.

GELDENHUYS, C.J. 1997. Native forest regeneration in pine and eucalypt plantations in Northern Province, South Africa. *Forest Ecology and Management* 99 pp.101-115.

GUEDES-BRUNI. R.R., PESSOA, S.V.A. & Kurtz, B.C. 1997. *Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho preservado de floresta Montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima* (H.C. Lima & R.R. Guedes-Bruni, eds.), Jardim Botânico, Rio de Janeiro, p. 127-144.

LUGO, A.E. 1999. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. *Forest Ecology and Management* 99 pp.9-19.

MANTOVANI, W. & TABARELLI, M. 1997. Colonização de clareiras naturais na floresta atlantica no sudeste do Brasil. *Revista brasileira de Botânica*, São Paulo, v.20, n.1. p.57-66.

PARROTA, J.A. 1995. Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of Vegetation Science* 6: 627-636.

PARROTA, J.A 1997. Catalyzing native Forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest Ecology and Man*agement 99 pp. 1-7.

RODRIGUEZ, P. J.F.P et al 2002. O Efeito de Borda Sobre a Densidade de Plântulas na Mata Atlântica Fragmentada: dados preliminares. *Anais do Congresso Nacional de Botânica*. João Pessoa, PB.

SHEPHERD, G.J. 1995. FITOPAC. Manual do Usuário. UNICAMP, Campinas, SP.

SILVA JÚNIOR, M.C. et al 1995. Regeneration of an Atlantic forest formation in the undestory of a Eucalyptus grandis plantation in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 11: 147-152.

VILLELA, D. M. et al 2001. Soil chemical properties under *Eucalyptus citriodora* plantations of different ages after 9-year period of abandonment in União Biological reserve, Rio de Janeiro state, Brazil. 3º Internattional Conference on Land Degradation and Meeting of the IUSS Subcommission C – Soil and Water Conservation, Riode Janeiro, Brazil.

Atitude e comportamento de proprietários rurais em relação às leis ambientais e qualidade ambiental em riachos na região de Viçosa - MG

Guimarães, Fernanda Pereira [a], *De Marco, Paulo Júnior* [b]
[ab] *Universidade Federal de Viçosa – Viçosa - MG – http://www.ufv.br*
Laboratório de Ecologia Quantitativa - Departamento de Biologia Geral
[a] *e-mail: nanda@buynet.com.br*

1. Introdução

A legislação ambiental brasileira, apesar de ser considerada uma das mais modernas do mundo, enfrenta grandes problemas para ser executada, pois muitas vezes não condiz com a realidade da sociedade. Por motivos como esse, o conhecimento sobre a situação, atitude e comportamento das pessoas submetidas às leis é muito importante. Este conhecimento também poderá evitar que as pessoas não se tornem infratoras sem a real intenção de fazê-lo, e que a conservação do ecossistema seja alcançada paralelamente à manutenção da qualidade de vida. Segundo MACDOWELL & SPARKS (1989), conhecer a atitude e o comportamento de proprietários rurais em relação à conservação é um importante passo na pesquisa sobre a conservação dos ecossistemas naturais em propriedades rurais. Essa atitude é considerada como a tendência de agir a favor ou contra algum fator do ambiente, tendo um importante significado na determinação do comportamento subseqüente. O conhecimento da atitude e comportamento dos proprietários rurais da região de Viçosa pode ser um subsídio para a formulação de propostas para a melhoria da situação ambiental e legal da região. Além disso, a análise da qualidade ambiental, através de grupo Odonata como indicadores ambientais na região foi um importante fator para detectar se as infrações ambientais estão afetando significantemente o meio ambiente. Este grupo biológico tem particular interesse porque pode indicar alterações tanto de dentro como do entorno dos lagos e riachos, já que suas larvas são aquáticas e seus adultos dependem de recursos nas áreas de vegetação ciliar (CORBET, 1999).

2. Métodos

Foram visitadas 22 propriedades rurais da cabeceira do Ribeirão São Bartolomeu, em Viçosa – MG, que foram submetidas a três etapas diferentes. A primeira etapa consistiu de uma entrevista com o proprietário rural com o objetivo de conhecer as atitudes (intenções de ação) do mesmo em relação ao meio ambiente, preservação, educação ambiental, saúde e legislação ambiental. A segunda etapa consistiu de uma observação da propriedade com o intuito de verificar o comportamento (real ação) conservacionista do proprietário em relação a aspectos de preservação, degradação e infrações ambientais. A terceira etapa consistiu na identificação de Odonatas pelo método de varredura (DE MARCO, 1998).

3. Resultados e discussão

Cerca de 45% das propriedades visitadas têm área menor que 10 hectares e 70% delas tem carater de subsistência. Essas características, entretanto, não exercem nenhuma influência no comportamento conservacionista de seus proprietários. Desta forma, apesar dos proprietários dependerem do cultivo da terra para sobreviver, eles não se preocupam em conservar este recurso. A escolaridade dos proprietários também não influencia seu comportamento conservacionista. Entretanto, a escolaridade dos filhos tem surtido efeito sobre o comportamento dos pais, indicando possíveis resultados positivos da educação ambiental já inserida nos currículo escolares. Cerca de 70% dos proprietários disseram concordar com as leis ambientais e 95% deles apresentam atitudes conservacionistas, ou seja, tem a intenção de preservar e/ou conservar. Entretanto 40% desses proprietários não cumprem sequer uma única lei ambiental e não apresentam sequer um único comportamento conservacionista, demonstrando a distância que existe entre o que se diz e o que se faz. O conhecimento das atitudes e comportamento do homem em relação ao meio ambiente deveria ser levado em consideração durante as revisões das leis ambientais pois dessa forma elas atenderiam as necessidades tanto do ambiente quanto da população. Com relação à integridade dos ecossistemas aquáticos, todas as propriedades apresentaram características bióticas (Odonatas) de sistemas alterados. A fauna de Odonatas encontrada nos riachos onde ainda se preserva parte da mata ciliar, é característica de sistemas lênticos, sugerindo que tanto as espécies dependente de sistemas lóticos íntegros já foram extintas da região em função do intenso uso destas áreas, tanto que este uso já refletiu em perdas de características que lhe conferiam integridade, mantendo agora uma comunidade quase exclusivamente própria de sistemas alterados. Nas áreas com mata ciliar a riqueza de espécies foi maior, mas com grande número de espécies invasoras, caracterizando remanescentes ciliares altamente impactados. Essas carac-

terísticas demonstram que mesmo as propriedades que cumprem alguma lei ambiental não apresentam a integridade ambiental esperada, demonstrando que nem sempre o cumprimento da lei está relacionada a manutenção da saúde do ecossistema.

4. Conclusões

· O modo de vida dos proprietários rurais bem como a escolaridade não influenciam as atitudes ou comportamento conservacionista, entretanto a escolaridade dos filhos auxilia no comportamento conservacionista dos pais, reflexo da educação ambiental escolar.

· A maioria dos proprietários rurais concordam com as leis ambientais e possuem atitudes conservacionistas mas não cumprem nenhuma lei ambiental e não apresentam nenhum comportamento conservacionista.

· Existe uma distância muito grande entre a atitude conservacionista (intenção de fazer) e o comportamento (real ação) conservacionista.

· A comunidade de Odonata nos corpos d'água das propriedades está totalmente alterada mesmo em áreas onde se cumpre as leis de proteção ambiental.

5. Bibliografia

MACDOWELL. C. & SPARKS. R. The multivariate Modelling and Prediction of Farmers' Conservation Behavior Towards Natural Ecosystems. In: Journal of Environmental Management (1989) v. 28, p. 185-210.

CORBET P. S. 1999. Dragonflies: behavior and ecology of Odonata. 1ª edição. Comstock Publ. Assoc., Ithaca, NY.

DE MARCO, P., JR. 1998. The Amazonian Campina dragonfly assemblage: patterns in microhabitat use and behavior in a foraging habitat. Odonatologica, 27(2): 239-248.

(Apoio: CNPq e IPEMA).

Avaliação Preliminar da Estrutura e Composição de uma Comunidade de Aranhas (Arachnida: Araneae) no Parque Municipal da Matinha, Itapetinga, Bahia, Brasil

Gutemberg da Silva Cazais Ferreira[1,2] Kátia Regina Benati[1]; e Marcelo Cesar Lima Peres [3]

[1]Graduação Ciências Biológicas Universidade Católica do Salvador (biologo.com@globo.com); [2]Bolsista FAPESB pelo ECOA - Centro de Ecologia e Conservação Animal/ICB/UCSal; [3] Mestre em Biologia Animal, Docente ICB/UCSal, Coordenador do Centro de Ecologia e Conservação Animal /ICB/UCSal.

Biodiversidade, Unidades de Conservação, Bioindicadores Ambientais

1. Introdução

O conhecimento atual sobre a diversidade biológica do planeta é extremamente escasso (Wilson, 1997), especialmente nas hiperdiversas florestas tropicais (Myers, 1997). Isso é preocupante se considerarmos o ritmo atual de destruição de ecossistemas naturais, aliado a alta taxa de extinção de espécies (Wilson, 1997). A velocidade atual da destruição de florestas tropicais, aliada a inevitáveis extinções de espécies, exigem o desenvolvimento de estratégias de conservação e uso sustentado dos fragmentos remanescentes, bem como de recuperação de áreas degradadas (Conroy & Noon, 1996). Considerando o nível de ameaça, taxa de endemismo e diversidade de espécie, a Mata Atlântica é considerada um *hotspots* e está entre os oito primeiros colocados dos 25 *hotspots* selecionados no mundo (Myers et al., 2000). Desta forma estudos sobre a biodiversidade de táxons megadiversos, como os artrópodes, podem contribuir muito com o avanço, tanto do conhecimento básico sobre o funcionamento dos ecossistemas quanto para monitoramento e planejamento de programas de conservação e uso sustentado (Kremen et al., 1993).

As aranhas constituem um grupo megadiverso (Coddington & Levi, 1991), amplamente distribuído em todos os ecossistemas terrestres (Turnbull, 1973), ocorrendo desde o Ártico até as regiões desérticas (Platnick, 1995). Constituem um dos grupos mais diversos e abundantes (Höfer, 1998), cerca de 37.972 espécies descritas (Platnick, 2003). Sua distribuição geográfica depende de vários fatores bióticos e abióticos, por serem sensíveis a: temperatura, intensidade luminosa, estrutura da serrapilheira, estrutura da vegetação, umidade relativa do ar e disponibilidade de alimento (Foelix, 1996; Wise, 1993). Uetz (1991) e Santos (1999) sugeriram que a estrutura do habitat pode influenciar bastante a composição e a riqueza das comunidades de aranhas de florestas tropicais.

Segundo Odum (1988), uma área de transição entre duas ou mais comunidades diversas, é denominada ecótone. Essas fronteiras naturais são regiões de súbita substituição de espécies ao longo do gradiente (largura da fronteira) (Ricklefs, 1996). Efeito de Borda é um fenômeno que ocorre no ecótone promovendo o aumento da densidade e riqueza em espécie (Odum, 1998) – no entanto, em ambientes fragmentados que sofrem intensa ação antrópica, pode ocorrer um efeito inverso ao proposto, verificando uma redução na densidade e riqueza de espécies, assim como uma alteração na estrutura e dinâmica das comunidades de plantas e animais (Laurece et al., 1998).

Devido ao conhecimento escasso sobre invertebrados de Mata Atlântica, torna-se necessário um esforço conjunto para inventariar áreas remanescentes, avaliar a possibilidade de proteção e manejo e fundamentar a conservação efetiva daquelas de maior valor biológico (Conservation International do Brasil *et al*., 2000). Simó et al. (1994) sugere que o estudo de biodiversidade de aranhas seja empregado no diagnóstico de áreas ambientais. Considerando a grande riqueza em espécies, a facilidade de amostragem e a sensibilidade a diversos fatores ambientais, as aranhas formam um grupo taxonômico indicado para avaliar as diferenças ambientais em formações de florestas tropicais e avaliar se os mesmos são fortes o suficiente para determinar diferenças significativas nas comunidades de animais que vivem nessas florestas.

O presente trabalho objetiva avaliar a estrutura e composição de uma comunidade de aranhas em um ambiente de Mata Atlântica, no sudoeste da Bahia. Especificamente pretende-se responder às seguintes questões: (a) Como estão distribuídas as famílias de aranhas na área em estudo? (b) Quais os principais fatores que interferem na estrutura e composição das comunidades de aranhas? (c) Como as famílias de aranhas estão distribuídas entre as diferentes guildas? (d) Há diferenças entre as comunidades de aranhas nos pontos de borda e centro no que diz respeito à distribuição das famílias e das guildas?

2. Métodos

O estudo foi realizado no Parque Municipal da Matinha, localizado na cidade de Itapetinga, Bahia, Brasil. Compreendido entre as coordenadas geográficas 15º 16' S e 40º 15' W, o Parque é um remanescente de Mata Atlântica situado dentro da área urbana de Itapetinga, com extensão de área total de 24 ha, e 9 ha de área de mata. Em 1999 foi reconhecida pela Conservation International do Brasil et al. (2000) como uma área prioritária de grande importância biológica e classificada como Floresta Estacional Decidual, também denominada de "Floresta Tropical Caducifólia".

Foram selecionados aleatoriamente 12 pontos de 50 x 50m, sendo 6 pontos na borda e 6 no interior da mata. Os pontos selecionados foram amostrados durante 2 meses (março/03-abril/03), sendo realizadas 2 campanhas de coleta, utilizando 2 métodos de amostragem, adaptados de Coddington et al. (1991): Coleta manual noturna (*Look up* e *Look down*) - CMN e guarda-chuva entomológico - GCE. As CMNs, foram realizadas a partir das 20h, em um transecto de 30 x 5m, com esforço de coleta de 1 hora, realizadas por dois coletores. Cada ponto amostrado foi tratado como sendo uma unidade amostral na análise. As coletas com o

GCE foram realizadas entre 14h e 17h, onde cada amostra correspondeu a 10 arbustos ou ramos explorados.

O material coletado foi triado, identificado e depositado na Coleção Científica do Centro de Ecologia e Conservação Animal – ECOA/ICB/UCSal, Salvador, Bahia. Baseado nas observações do primeiro autor e de informações da literatura, as aranhas coletadas foram classificadas em oito das doze guildas propostas por Höfer & Brescovit (2001) para uma comunidade de aranhas da Floresta Amazônica.

A análise estatística foi feita utilizando o programa Biostat 2.0 (Ayres et al., 2000). Para comparar os pontos de borda e de centro, em relação à distribuição dos indivíduos entre as guildas, foi utilizado o teste não paramétrico de *Kolmogorov-Smirnov* (KS). Para avaliar as diferenças, entre à distribuição das famílias nos dois ambientes, foi utilizado o índice de similaridade de *Soresen* (S).

3. Resultados e Discussão

Foram coletados 335 indivíduos, distribuídos em 21 famílias, sendo 171 na borda e 164 no centro. Das famílias identificadas, 19 foram registradas na borda e 18 no centro. No ambiente de borda, em relação ao número de indivíduos, foram mais freqüentes as famílias: Theridiidae 26 (15,20%) e Araneidae 18 (10,53%), no ambiente de centro foram encontradas: Pholcidae 27 (16,46%) e Araneidae 27 (16,46%). A guilda que apresentou o maior número de indivíduos nos dois ambientes foi a construtora de teia aérea irregular (TI) com 85 (25,37%), seguida por construtora de teia orbicular aérea (TO) 77 (22,99%). Segundo Wise (1993) e Foelix (1996) a distribuição das aranhas depende de vários fatores bióticos e abióticos, pois são sensíveis a diversos fatores ambientais: temperatura, intensidade luminosa, estrutura da vegetação, umidade relativa do ar e disponibilidade de alimento. Laurence et al. (1998) afirma que os fatores bióticos e abióticos 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 das comunidades de plantas. Desta forma esperava-se obter diferenças na composição de famílias encontradas entre os ambientes de borda e centro, no entanto, encontrou-se um alto valor de similaridade (S=86%), semelhante ao encontrado por Peres (2001), que verificou um índice de similaridade de *Soresen* de 68%, ao comparar a comunidade de aranhas de ambiente de mata madura e clareira em uma Floresta Atlântica do nordeste Brasileiro. A partir destes resultados, sugere-se que a área amostrada compreenda uma área onde os fatores bióticos e abióticos atuam de forma abrupta sem distinção de borda e centro, considerando que o Parque da Matinha é uma área de tamanho bastante reduzido, que foi modificada ao longo do tempo, não só pelo efeito de seu isolamento em relação a outros fragmentos de Floresta Atlântica, mas também pelas sucessivas ações antrópicas no interior da floresta, como exemplo a existência de trilhas no interior da mata, introdução de espécies exóticas e remoção de árvores de grande porte. Ressalvo, que ainda não foram analisados os parâmetros ambientais, podendo estes interferir significativamente nos resultados atuais.

No ambiente de borda, em relação ao número de indivíduos, a guilda dominante foi à construtora de teia aérea irregular 47 (27,49%), seguida por construtora de teia orbicular aérea 39 (22,81%), no ambiente de centro, as guildas dominantes foram à construtora de teia aérea irregular 38 (23,17%) e construtora de teia orbicular aérea 38 (23,17%). No que diz respeito ao número de indivíduos nas guildas, não houve diferença significativa entre borda e centro, tanto quando se compara número total de indivíduos (KS, d=0,0993; P > 0,05) como número de indivíduos separados por método de amostragem, coleta manual noturna (KS, d=0,1856; P > 0,05) e guarda-chuva entomológico (KS, d=0,1137; P >0,05).Esses resultados associados à similaridade entre as guildas dominantes em ambos os ambientes corrobora a hipótese sugerida anteriormente, que o local em estudo se caracteriza como uma área onde não se distingue a borda do centro.

4. Conclusão

Nos ambientes de borda e centro do Parque Municipal da Matinha não há diferenças significativas na distribuição das guildas, no que se refere ao número de indivíduos, e na composição de famílias. Sugerimos que na área não existe diferenciação entre borda e centro, que foi sugerido com o empobrecimento da araneofauna original, ocorrendo à substituição de espécies especialistas de florestas por espécies generalistas de bordas.

Apoio FAPESB (Fundação de Amparo à pesquisa do Estado da Bahia)

5. Referências Bibliográficas

AYRES, M., M. AYRES JR., D.L. AYRES, A.A. SANTOS. 2000. Bioestat 2.0. Universidade São Paulo. São Paulo, Sp, Brasil.

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

CODDINGTON, J.A., C.E. GRISWORLD, D.S. DAVILA, E. PENARANDA & S.F. LARCHER. 1991. Designing and testing sampling protocols to estimate biodiversity in tropical ecosystems. *In:* The unity of evolutionary biology - Proceedings of the Fourth International Congress of Systematic and Evolutionary Biology (E.C. Dudley), pp. 44-60. Portland, Oregon: Dioscorides Press.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, 2000.Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisa Ecológica, Secretária de Meio Ambiente do Estado de São Paulo & SEMAD/Instituto Estadual de Floresta-MG. 2000. Avaliação de ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. Brasília MMA/SBF.

CONROY, M. J. & B. R. NOON. 1996. Mapping of species richness for conservation of biological diversity: conceptual and methodological issues. Ecological Applications 6: 763-773.

FOELIX,R.F. 1996. Biology of Spiders. Oxford University Press, New York - Oxford - 2ª ed.

HÖFER, H & VIEIRA, R.S. 1998. Efeito do forrageamento de *Eciton burchelli* (Hymenoptera, Formicidae) sobre a araneofauna de liteira em uma Floresta Tropical de terra firme na Amazônia Central. ACTA AMAZÔNICA 28(3):345-351.

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

KREMEN, C., R.K.COLWELL, T.L.ERWIN, D.D.MURPHY, R.F.NOSS & M.A. SANJAYAN. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use *In* Conservation Planning. Conservation Biology, 7:796-808.

LAURENCE, W. F., FERREIRA, L. V., RANKIN-DE-MERONA, J.M. & LAURENCE, S.G. 1998. Rain Florest fragmentacion and the dynamics of Amazonian tree communities. Ecology 79(6):2032-2040.

MYERS, N. 1997. Florestas tropicais e suas espécies-sumindo, sumindo...? *In* Wilson, E.O. & F.M. Peter (eds) Biodiversidade. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro – RJ, pp: 36-45.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER,C.G., GUSTAVO A.B. DA FONSECA & KENT J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, Vol.403:853-858.

ODUM, E.P. 1988. Ecologia. Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro – RJ.

PERES, M.C.L. 2001. Estudo comparativo das comunidades de aranhas de teia e errantes de solo (Araneae: Arachnida) em clareiras naturais e floresta madura de Floresta Atlântica . Dissertação de Mestrado da UFPE. Recife – PE; 37p.

PLATNICK. 1995. An abundance of spiders. Natural Histology.

PLATNICK, N. I. 2003. The World Spider Catalog, version 3.0

(online) – Disponível em: http:/research.amnh.org/entomology/spiders/catalog 81-87/COUNTS.htm. Acesso: 10/06/2003.

RICKLEFS, R.E. 1996. A Ecomonia da Natureza, 3ª Ed., Editora Guanabara Koogan, Rio de Janeiro – RJ, pp: 333-337.

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

SIMÓ, M., PÉREZ-MILES F., PONCE DE LEÓN, ACHAVAL, F. E MENEGHEL M. 1994. Relevamiento de Fauna de la quebrada de los cuervos; area natural protegida (Dpto. Treinta e Tres – Uruguay). Bol. Soc. Zool. Del Uruguay (2):1-20.

TURNBULL, A.L. 1973. Ecology of the true spiders. Ann Ver. Entomol. 18:305-348.

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 objets in space, eds, pp. 325-348. London, Chapman and hall.

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

WILSON, E.O. 1997. A Situação atual da diversidade biológica *In:*Wilson, E.O. & Peter (eds) Biodiversidade. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro – RJ, pp: 3-24.

Quiropterofauna (Mammalia: Chiroptera) do Município de Paragominas, Amazônia Oriental

Hanoica J. Cáceres, Suely A. Marques-Aguiar & Gilberto F.S. Aguiar
Museu Paraense Emílio Goeldi, MPEG/MCT, CP 399, CEP 66.040-170, Belém, Pará
hanoica@bol.com.br samaguiar@museu-goeldi.br
gfsaguiar@museu-goeldi.br

1. Introdução

A Amazônia constitui um dos mais ricos biomas do planeta em diversidade de mastofauna (Fonseca *et al* 1999, Silva *et al* 2001). Entre as ordens nela representadas, os quirópteros configuram o grupo dominante tanto em riqueza de espécies como em tamanho populacional (Emmons 1997, Marinho-Filho & Sazima 1998, Marques-Aguiar *et al* 2002).

Nos neotrópicos, a contribuição dos morcegos para a estabilidade dos ecossistemas se deve principalmente à diversidade de hábitos alimentares, implicando efeitos como o controle natural de populações de insetos e a recuperação florística (p.e. pela dispersão de sementes e polinização). A hematofagia de *Desmodus rotundus* apresenta interesse epidemiológico pois seus representantes, quando albergam o vírus rábico, eventualmente contribuem no aparecimento e disseminação de focos de raiva animal (Wilson 1989, Emmons 1997, Marques-Aguiar & Aguiar 2002).

O inventário dos quirópteros neotropicais contribui para a formulação de medidas de monitoramento da biodiversidade neotropical como um todo. A vulnerabilidade de certos táxons os torna úteis como bioindicadores de impacto antrópico em áreas naturais degradadas (Wilson 1989, Marques-Aguiar 1994, Wilson *et al* 1996). Paralelamente, a degradação leva à redução de interações envolvendo morcegos, produzindo efeitos imprevisíveis e mesmo irreversíveis para ecossistema, paisagem ou ecorregião, com riscos à sobrevivência de espécies e menor variabilidade da quiropterofauna (Johns *et al* 1985, Wilson 1996, Marinho-Filho & Sazima 1998, Marques-Aguiar & Aguiar 2002).

O município paraense de Paragominas se localiza numa região sob intensa atividade agrosilvipastoril no leste da Amazônia. Segundo uma categorização recentemente definida pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA 2001) pertence, ao lado de outros 32 municípios, à área MM017 (Gurupi-Pindaré), considerada de extrema importância e de alto interesse zoogeográfico. Apresenta baixo valor como área selvagem e recebeu grau máximo de prioridade, merecendo atenção devido ao desflorestamento principalmente nas últimas três décadas e a formação de amplas áreas de pastagens. Tornou-se necessária a implementação de medidas de monitoramento da biodiversidade e cuidados próprios para a região, de modo a evitar-se a destruição completa de seus recursos biológicos, inclusive aqueles ainda não conhecidos (MMA 2001).

O objetivo do presente estudo é caracterizar a composição e a diversidade quiropterofaunística no município de Paragominas (PA) e discutir sucintamente suas implicações ecológicas.

2. Área de Estudo, Material e Metodologia

Com dimensão aproximada de 27 mil km^2, Paragominas situa-se no nordeste do estado do Pará (2°55'S, 47°35'W). Tornou-se importante pólo comercial na Amazônia oriental, provido de potencial agrícola e também adaptado à pecuária e à exploração madeireira. Interliga-se aos mercados tanto do sul quanto do norte do país através da rodovia Belém-Brasília.

A amostra estudada se compõe de 488 exemplares de morcegos já depositados na Coleção de Mastozoologia do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG/MCT). A coleta desses exemplares ocorreu nos anos de 1985 e 1986 na Fazenda Vitória, a sete quilômetros ao norte da sede municipal. Ali se observavam floresta primária, floresta explorada, floresta secundária e campos abertos (pastos) próximos entre si.

A identificação de espécies se baseou em chaves classificatórias, trabalhos de revisão e comparações com peças de inventário. Informações sobre diversidade e distribuição geográfica derivam principalmente dos trabalhos de Emmons (1997) e Eisenberg & Redford (1999).

3. Resultados e Discussão

A análise da amostra acusou 25 espécies representantes de duas das nove famílias encontradas no Brasil, com claro predomínio do frugívoro *Carollia perspicillata*, que compreendeu mais da metade dos indivíduos coletados. Apenas duas espécies seriam de ocorrência não esperada ou incerta em Paragominas: *Ametrida centurio*, frugívora rara (Emmons 1997), e *Vampyrum spectrum*, carnívora de status de conservação potencialmente vulnerável (Wilson 1996). Ambas são de baixa ocorrência e de biologia relativamente pouco conhecida, possivelmente úteis no monitoramento ambiental e para fins de planos de manejo e conservação.

A partir de dados de mapas de distribuição, cerca de 90 espécies teriam ocorrência esperada na área de estudo. Para explicar a discrepância entre o esperado e o registrado, quatro razões são admissíveis: (1) *baixa amostragem*, tratando-se, aliás, de fator tido como um dos principais responsáveis pelas deficiências de informações sobre a mastofauna amazônica como um todo, com prejuízo particular para a análise de Rodentia e Chiroptera (Vivo 1996, Voss & Emmons 1996, Marques-Aguiar *et al* 2002 e Silva-Júnior *et al* 2002); (2) *restrição metodológica*, devido a capturas exclusivas com redes de neblina armadas a uma altura máxima de três metros, e apenas durante a primeira metade da noite (18h-24h), sem prospecções diurnas em abrigos; (3) *vulnerabilidade de status de conservação*, pois várias espécies de ocorrência prevista são potencialmente vulneráveis (Wilson 1996), estando assim menos disponíveis para captura; e (4) *degradação do ambiente nativo*, com devastação de áreas florestais e alterações gradativas de paisagem, em paralelo à implantação de projetos desenvolvimentistas, de modo que a riqueza de espécies constitui subestimativa daquela em condições originais.

Quanto à estrutura de guildas tróficas, prevaleceram espécies da guilda frugívora, em número de 13, correspondendo a 90,4% dos indivíduos da amostra, concentrados em três grupos: *C. perspicillata* (51,2%), espécies do gênero *Artibeus* (24,2%) e *Sturnira lilium* (8,0%). Em seguida se observaram nectarívoras (cinco espécies), onívoras (três), insetívoras (duas), hematófaga (uma) e carnívora (uma).

A alta representatividade de frugívoros pode ser explicada por quatro fatores: (1) *dificuldade de captura de insetívoros com redes de neblina*, devido ao sistema de radar altamente especializado de representantes da guilda, que permite detectar as redes com certa facilidade; (2) *vôo elevado*, pois algumas espécies, incluindo-se molossídeos e outros insetívoros, muitas vezes forrageiam no dossel arbóreo, a alturas superiores a 30m do solo (Handley 1967, Emmons 1997); (3) *esforço de captura insuficiente*, pois não houve saturação da curva cumulativa de espécies; (4) *pressão antrópica*, sob a forma de desmatamento e formação de pastagens. Embora sugira a ocorrência de mudanças de paisagem causadas pela ação humana, este predomínio constitui, ao mesmo tempo, elemento sugestivo de regeneração florística, pois morcegos neotropicais frugívoros atuam diretamente na recuperação de áreas degradadas submetidas tanto a desmatamento natural quanto artificial (Wilson 1989, Handley & Leigh 1991, Marques-Aguiar 1994, Emmons 1997).

Dentre as espécies identificadas, possuem interesse como bioindicadores de impacto ambiental o nectarívoro *Lonchophylla thomasi*, o frugívoro *Rhinophylla fischerae* e o hematófago *Desmodus rotundus*. Os dois primeiros pois, embora relativamente freqüentes (Emmons 1997), seu status de conservação é potencialmente vulnerável (Wilson 1996); o terceiro pelas implicações de saúde pública já que, tendo sido capturado um único exemplar, a posterior elevação de sua densidade será sugestiva de degradação ambiental decorrente da ação humana.

Sugere-se a busca de dados complementares para uma caracterização mais fidedigna de diversidade e seu emprego no implemento de práticas de conservação e manejo na região.

4. Conclusões

O presente trabalho oferece uma primeira caracterização da quiropterofauna no município de Paragominas, Pará.

O número de espécies limitou-se a 25, apenas cerca de 27% do esperado considerando-se mapas de distribuição, provavelmente devido a dificuldades metodológicas, à vulnerabilidade de conservação de alguns táxons e à intensa degradação da floresta nativa.

As fortes pressões antrópicas nas paisagens locais se fazem refletir na composição e diversidade dos morcegos. O principal indício dessa mudança reside na contribuição de espécies frugívoras. Evidencia-se predomínio da guilda tanto na proporção de espécies (52% do total) quanto no conjunto de indivíduos amostrados (mais de 90%). Este predomínio reflete, ao lado de fatores metodológicos, a pressão humana causadora de perda da mata nativa. Ao mesmo tempo, a guilda ajuda numa recuperação florestal mais rápida, principalmente através da quiropterocoria.

Inventários adicionais são recomendados, com aumento na duração do período de coleta, buscas diurnas em abrigos e o estabelecimento de visitas regulares ao longo do ano para fins de monitoramento ambiental.

5. Referências Bibliográficas

Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. 1999. *Mammals of the Neotropics. V. 3. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. University of Chicago Press, Chicago. 609 pp.

Emmons, L.H. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. Illust. F. Feer. 2nd ed. Chicago & London: The University of Chicago Press. 307 pp.

Fonseca, G.A.B.; Hermmann, G. & Leite, Y.L.R. 1999. Macrogeography of Brazilian Mammals. Pp. 549-563 in: Eisenberg, J.F. & Redford, K.H. (eds.). *Mammals of the Neotropics. V. 3. The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil*. University of Chicago Press, Chicago. 609 pp.

Handley, Jr., C.O. 1967. Bats of the canopy of an Amazonian forest. *Simpósio Sobre a Biota Amazônica. Atas*. Rio de Janeiro: Conselho Nacional de Pesquisas, 5 (Zoologia): 211-215.

Handley, Jr., C.O. & Leigh, Jr., E.G. 1991. *Diet and food supply*. Smithson. Contr. Zool. 511: 141-146.

Johns, A.D., Pine, R.H. & Wilson, D.E. 1985. Rainforest bats – an uncertain future. *Bat News* 5: 4-5.

Marinho-Filho, J. & Sazima, I. 1998. Brazilian Bats and Conservation Biology – a first survey. Pp. 282-294 in: Kunz, T.H. & Racey, P.A. (Eds.). *Bat Biology and Conservation*. Washington, D.C., Smithsonian Inst. Press, 365 pp.

Marques-Aguiar, S.A. 1994. A systematic review of the large species of *Artibeus* Leach, 1821 (Mammalia: Chiroptera), with some phylogenetic inferences. *Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, ser. Zool*. 10: 3-83.

Marques-Aguiar, S.A. & Aguiar G.F.S. 2002. Interações de quirópteros em ecossistemas tropicais: perspectivas de estudo para Caxiuanã. Pp. 651-668 in: Lisboa, P.L.B. (org.). *Caxiuanã: Populações Tradicionais, Meio Físico e Diversidade Biológica*. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 734 pp.

Marques-Aguiar, S.A., Melo, C.C.S., Aguiar, G.F.S. & Queiróz, J.A.L. 2002. Levantamento Preliminar da Mastofauna da Região de Anajás-Muaná, Ilha de Marajó, Pará, Brasil. *Revta. Bras. Zool.* 19 (3): 841-854.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2001. *Avaliação e identificação de ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade na Amazônia brasileira*. Brasília: MMA/SBF.144 pp.

Silva, M.N.F.; Rylands, A.B. & Patton J.L. 2001. Biogeografia e Conservação da Mastofauna na Floresta Amazônica Brasileira. Pp. 110-131 in: Capobianco, J.P.R.; A. Veríssimo; A. Moreira; D. Sawyer; I. dos Santos & L.P. Pinto (orgs). *Biodiversidade na Amazônia Brasileira*. São Paulo: Estação Liberdade, Instituto Socioambiental, 540 pp.

Silva Júnior, J.S.; Avelar, A.A. & Silva, L.S. 2002. Diversidade de Mamíferos no Litoral da Amazônia Brasileira. *In: Workshop ECOLAB – Ecossistemas Costeiros Amazônicos. Anais/Resumos Expandidos* (CD-ROM). (MPEG/UFPA/IEPA/IRD/UFMA). Belém, Pará.

Vivo, M. De. 1996. How many species of mammals are there in Brazil? Pp. 313-321 in: Bicudo, C.E. & Menezes, N.A. (eds.). *Biodiversity in Brazil. A First Approach*. Proceedings of the Workshop "Methods for the Assessment of Biodiversity in Plants and Animals". Campos do Jordão, São Paulo.

Voss, R.S. & Emmons, L.H. 1996. Mammalian Diversity In Neotropical Lowland Rainforests; A Preliminary Assessment. *Bull. Amer. Mus. Nat. Hist.* 230: 1-115.

Wilson, D.E. 1989. Bats. Pp. 365-382 in: Lieth, H. & Werger, M.J.A. (eds.). *Tropical Rainforest Ecosystems*. Amsterdam: Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam – Printed in the Netherlands.

Wilson, D.E. 1996. Neotropical bats: A Checklist with Conservation status. Chapter 9. *Neotropical Biodiversity and Conservation*. Gibson, A.C. (ed.). University of California, Los Angeles, California, 222: 167-177.

Wilson, D.E., Ascorra, C.F. & Solari S. 1996. Bats as indicators of habitat disturbance, p. 613-625 in: Wilson, D.E. & Sandoval, S.A. (eds.). *Manu: The Biodiversity of Southeastern Peru*. Washington, D.C., Smithsonian Inst. Press, 679 pp.

Caracterização ambiental da área recifal do extremo sul do Estado da Bahia (Corumbau a Nova Viçosa), a partir do estudo de foraminíferos

Helisângela Acris do Nascimento[a] e Altair de Jesus Machado[b]
[a]Laboratório de Estudos Costeiros/UFBA (han@cpgg.ufba.br),
[b]Universidade Federal da Bahia

1. Introdução

Os recifes de coral localizados no extremo sul do Estado da Bahia constituem um diversificado e rico ecossistema da costa brasileira, no qual pode ser observado a importante contribuição dos organismos recifais na composição e caracterização desta área.

Dentre os organismos que vivem nas circunvizinhanças dos recifes, os foraminíferos são considerados constituintes importantes da fauna inter-recifal, fornecendo valiosas indicações sobre as condições de vida deste ambiente. A utilização destes organismos em trabalhos que avaliam as condições apresentadas pelos ecossistemas só é possível pelo fato dos foraminíferos apresentarem sua distribuição influenciada por diversos fatores abióticos e bióticos, incluindo entre eles, luz, temperatura, salinidade, disponibilidade de oxigênio, alcalinidade do meio, profundidade, tipo de substrato e turbidez da água (Haynes 1965; Murray 1973, 1991; Boltovskoy *et al*. 1991). Alterações em qualquer destes fatores são refletidas pelos foraminíferos, principalmente através de mudanças em suas associações (Debenay 1988; Murray 1973, 1991). Essa característica faz destes microorganismos ferramenta importante na identificação das variações ocorridas no ambiente e na compreensão de padrões de circulação oceânica (Schnitker 1974 *apud* Passos 2000).

O presente trabalho visa caracterizar as áreas inter-recifais compreendidas entre Corumbau e Nova Viçosa, extremo sul do Estado da Bahia, a partir da análise das assembléias de foraminíferos encontradas, objetivando subsidiar posteriores projetos de monitoramento ambiental.

2. Métodos

Para a realização deste trabalho foram utilizadas 38 amostras de sedimento superficial, coletadas através de mergulho autônomo, na base das estruturas recifais presentes na área, entre latitudes de 16º52'58" S e 18º06'7,8" S e longitudes de 38º16'22,2" W e 39º35'26", em profundidades de 1,8 m a 29 m. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos previamente etiquetados. Em laboratório as amostras foram lavadas, secadas ao ar livre, pesadas e quarteadas. Sob microscópio estereoscópico, realizou-se a triagem das primeiras 300 carapaças, que foram identificadas com base principalmente nos trabalhos de Andrade (1997); Barker (1960); Bock (1971); Boltovskoy *et al.* (1980); Closs & Barberena (1960); Leipnitz (1991); Leipnitz *et al.* (1992); Levy *et al.* (1995); Rossi (1999) e Tinoco (1955, 1958). A análise dos dados baseou-se nas freqüências relativa e de ocorrência, na diversidade e riqueza das espécies e no estado de preservação das carapaças.

3. Resultados e Discussão

A fauna encontrada é composta por 150 espécies, compreendendo 40 gêneros (38 bentônicos e 2 planctônicos) e 5 subordens. A ocorrência quase nula de foraminíferos planctônicos deve-se, provavelmente, ao fato destas formas viverem em águas profundas, assim a característica larga deste trecho da plataforma brasileira faz com que as porções interna e média da plataforma não sofram tanta influência de águas mais profundas.

Dentre as subordens encontradas, a subordem Miliolina predominou, seguida pela subordem Rotaliina. Tendo em vista a alta energia do ambiente recifal, e os possíveis tipos de transporte pelos quais passam as carapaças de foraminíferos em direção à costa, pode-se inferir como provável causa para o predomínio de Miliolídeos e Rotaliídeos o fato dos representantes destas subordens apresentarem carapaças mais robustas, o que permite que os mesmos resistam por mais tempo ao desgaste causado pelos processos de saltação e arrasto. De acordo com Thomas & Schafer (1982) as carapaças mais robustas tendem a resistir com maior freqüência e por mais tempo ao desgaste, conseguindo assim uma distribuição mais ampla do que as formas frágeis.

Dentre os 11.345 espécimes identificados, desatacam-se como espécies dominantes na área: *Archaias angulatus* (13,73%), *Quinqueloculina lamarckiana* (8,02%), *Quinqueloculina disparilis curta* (5,32%), *Elphidium poeyanum* (4,91%), *Ammonia beccarii* (4,17%), *Amphistegina lessonii* (3,63%), *Pyrgo subsphaerica* (3,29%), *Quinqueloculina polygona* (3,27%), *Sorites marginalis* (2,82%), *Peneroplis carinatus* (2,81%), *Elphidium discoidale* (2,52%), *Quinqueloculina angulata* (2,46%), *Pyrgo bulloides* (2,37%), *Quinqueloculina candeiana* (2,22%), *Pyrgo elongata* (1,68%), *Quinqueloculina parkeri* (1,65%), *Triloculina trigonula* (1,61%), *Eponides repandus* (1,51%), *Quinqueloculina bicostata* (1,46%), *Borelis pulcha* (1,23%) e *Amphistegina gibbosa* (1,19%). As demais espécies evidenciaram freqüência relativa inferior a 1%. Esta análise evidencia a presença predominante na área de espécies típicas de plataformas essencialmente marinhas de regiões tropicais.

A análise das amostras a partir da freqüência de ocorrência das espécies mostra que das 150 espécies encontradas 32 são consideradas constantes (ocorrência >50%), 27 acessórias (ocorrência 25% a 50%) e 91 acidentais (ocorrência < 25%). De forma geral, a microfauna das espécies mais freqüentes, observada na área recifal estudada, está constituída por espécies bem desenvolvidas com testas de cor branca leitosa a amarela parda, típica de fundos calcários de águas quentes, rasas e de baixas latitudes da Província Zoogeográfica das Índias Ocidentais (Boltovskoy 1965). Quanto à coloração das carapaças, Leão & Machado (1989) afirmam que a predominância de grãos brancos, como observado, pode significar taxa de sedimentação rápida para esta área. Por sua vez, a condição frágil da carapaça de muitas espécies pode explicar então o grande número de espécies acidentais.

A diversidade específica encontrada pode ser considerada alta (150 espécies e 40 gêneros) se comparada à observada por alguns autores para ambientes recifais da Bahia. Brady *et a*l. (1888) descreveram 124 espécies de foraminíferos do Arquipélago de Abrolhos. Para a mesma área, Sanches *at al*. (1995) identificaram 91 espécies. Moraes (2001) descreve a ocorrência de 78 espécies para os recifes de Praia do Forte e Itacimirim, litoral norte do Estado da Bahia. Em estudo prévio na área recifal de Praia do Forte, Machado et al. (1999) assinalaram a presença de 27 gêneros de foraminíferos. No entanto, a maior diversidade observada neste trabalho pode estar relacionada à forma de amostragem, abrangendo uma área extensa com diferentes condições, e ao maior número de amostras coletadas.

Os índices de diversidade encontrados neste estudo variaram muito de uma estação para outra; apresentando amostras com número de espécies entre 18 e 62 (índices de diversidade de Shannon-Wiener 0,90 e 3,57, respectivamente). Este fato deve-se, provavelmente, à distribuição irregular apresentada pelos foraminíferos. Esta distribuição indica microambientes diferenciados ao longo da área, que podem estar relacionados a pontos com maior ou menor taxa de nutrientes.

De forma geral, a área estudada pode ser considerada rica em espécies de foraminíferos, haja vista que a utilização do índice de riqueza de Margalef (1958) evidenciou 63% das amostras analisadas com índice superior a 7,00. O elevado índice de riqueza obtido para grande parte das amostras pode ser indício da existência de condições ambientais nestas áreas que favoreçam o estabelecimento dos foraminíferos. Por sua vez, os baixos índices de riqueza verificados em uma menor porção das amostras podem confirmar a idéia da existência, na área, de microambientes que apresentem condições desfavoráveis para os foraminíferos. A abundância significativa de macroforaminíferos nas áreas de baixa riqueza (índice inferior a 4,00) pode ser indício de baixas taxas de nutrientes nestes locais; condição desfavorável para a grande maioria das espécies de foraminíferos que, diferente dos macroforaminíferos, não hospedam simbiontes.

4. Conclusões

A área de estudo apresenta-se, de acordo com a fauna de foraminíferos, como um ambiente tropical de águas quentes e rasas, no qual as variações observadas nos índices de diversidade e

riqueza indicam a existência, na área, de microambientes que apresentam características ecológicas variadas. O predomínio de macroforaminíferos nas áreas de baixa riqueza sugere a taxa de nutrientes como fator relevante na existência dos diferentes microambientes, haja vista que estas espécies portadoras de simbiontes disponibilizam de outra fonte de alimentação que não o conteúdo orgânico presente no meio.

A coloração esbranquiçada apresentada pela maior parte dos foraminíferos define também, as áreas inter-recifais do extremo sul do Estado, como uma área de sedimentação rápida.

5. Referências Bibliográficas

ANDRADE, E.J. 1997. *Distribuição dos foraminíferos recentes na transição carbonato/ siliciclastos na região da Praia do Forte, Litoral Norte do Estado da Bahia*. Salvador, 111p. (Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia).

BARKER, R.W. 1960. *Taxonomic notes*. Oklahoma, Society of Economic Paleontologists and Mineralogists. 238p.

BOCK, W.D. 1971. *The use of Foraminifera as indicators of subsidence in the Caribbean*. (Abs) Sixth Carib. Geol. Conf., 28p.

BOLTOVSKOY, E., 1965. *Foraminiferos de la aguas salobres y de las hiperhalinas*. Los Foraminiferos Recents. EUDEBA, Buenos Aries. 510p.

BOLTOVSKOY, E.; GIUSSANI, G.; WATANABE, S.; WRIGHT, R. 1980. *Atlas of benthic shelf foraminifera of the southwest Atlantic*. Boston, Dr. W. Junk by Publishers. 147p.

BOLTOVSKOY, E.; SCOTT, D.B. & MEDIOLI, F.S. 1991. Morphological variations of benthic foraminiferal test in response to changes in ecological parameters: a review. J. Paleont., 65(2): 175-185.

BRADY, H.B.; PARKER, W.K.; JONES, T.R. 1888. On some the foraminifera from the Abrolhos Bank. *Trans. Zool. Soc. London*, 12: 211-239.

CLOSS, D. & BARBERENA, M.C. 1960. Foraminíferos recentes da Praia da Barra (Salvador, Bahia). *Escola Geológica de Porto Alegre*, 6: 1-50.

DEBENAY, J.P. 1988. Foraminifera large than 0,5 mm in the southwestern Lagoon of New Caledonia: Distribution related to abiotic properties. *Journal of Foraminiferal Research*, 8 (2): 158-175.

HAYNES, J.R. 1965. Symbiosis, wall structure and habitat in foraminifera. *Cushman Foundation Research Contributions*, 16, p. 40-43.

LEÃO, Z.M.A.N. & MACHADO, A.J. 1989. Variação de cor dos grãos cosbonáticos de sedimentos marinhos atuais. *Revista Brasileira de Geociências*, 19(1): 87-91.

LEIPNITZ, I.I. 1991. Ocorrência das Ammodiscaceas e Lituolaceas em sedimentos recentes da plataforma continental e do talude norte do Brasil. (desembocadura do Rio amazonas ao Cabo Orange). *Acta Geológica Leopoldensia*, 33(14): 129-152.

LEIPNITZ, I.I.; LEIPNITZ, B.; BECKEL, J. 1992. Ocorrência de miliolaceas am sedimentos recentes da plataforma continental e do talude norte do Brasil. (desembocadura do Rio amazonas ao Cabo Orange). *Acta Geológica Leopoldensia*, 33(15): 5-30.

LEVY, A.; MATHIEU, R.; POIGNANT, A.; ROSSET-MOULINIER, M.; UBALDO, M.L.; LEBREIRO, S. 1995. Foraminifers actuals de la marge cantinentale portugaise – inventaire et distribution. *Memórias do Instituto Geológico e Mineiro*, 32, Lisboa.

MACHADO, A.J.; SILVA, S.S.F., BRAGA, Y.S.; MORAES, S.S.; NASCIMENTO, H.A.; MACÊDO,C.F.C.M. 1999. Gêneros de foraminíferos da área recifal de Praia do Forte – Litoral Norte do Estado da Bahia. In: CUSHMAN FOUNDATION RESEARCH SYMPOSIUM, 7, Porto Seguro, 1999. *Anais*... Porto Seguro, ABEQUA. VIIABEQUA–CCP016.PDF

MORAES, S.S. 2001. *Interpretações da hidrodinâmica e dos tipos de transporte a partir de análises sedimentológicas e do estudo dos foraminíferos recentes dos recifes costeiros da Praia do Forte e de Itacimirim, litoral norte do Estado da Bahia. Salvador*. (Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia , 64p).

MURRAY, J.W. 1973. Distribution and Ecology of Living Benthic Foraminiferids. New york, Crane, 274p.

MURRAY, J.W. 1991. Ecology and Palaeoecology of Benthic Foraminifera. *New York, Longman Scientific & Technical*. 397p.

PASSOS, R.F. 2000. *Mudanças Ambientais Ocorridas entre Abrolhos (BA) e Cabo Frio (RJ) ao longo do Holoceno, e sua resposta nas associações de Foraminíferos*. São Paulo 146p. (Dissertação de Mestrado, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.

ROSSI, A.R. 1999. *Foraminíferos quaternários do Arquipélago de Fernando de Noronha: taxonomia, ecologia, distribuição batimétrica e faciológica*. Porto Alegre, 141p. (Dissertação de Mestrado, Universidade Vale do Rio dos Sinos).

SANCHES, T.M.; KIKUCHI, R.K.P.; EICHLER, B.B. 1995. Ocorrência de foraminíferos recentes em Abrolhos, Bahia. *Publicação Especial do Instituto Oceanográfico de São Paulo*, 11: 37-47.

THOMAS, F.C. & SCHAFER, C.T. 1982. distribution and transport of some common foraminiferal species in the Minas Basin, Eastern Canada. *Journal of Foraminiferal Research*, 12(1): 71-90.

TINOCO, I.M. 1955. *Foraminíferos recentes de cabo Frio, Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 43p. (Boletim 159).

TINOCO, I.M. 1958. *Foraminíferos quaternários de Olinda, Estado de Pernambuco*. Rio de janeiro, Departamento Nacional de Produção Mineral do Ministério da Agricultura, 61p. (Monografia 14).

Estudo da eficiência do método de sexagem por morfometria em 52 filhotes de *Bothrops leucurus* Wagler,1824 (Reptilia; Squamata; Serpentes) *n*ascidos em ambiente de Mata Atlântica na Região Metropolitana do Salvador – Bahia

Henrique Colombini Browne Ribeiro[1] & Moacir Santos Tinôco[2]
[1]Graduando do Curso de Ciências Biológicas do ICB/UCSal. Pesquisador Bolsista FAPESB para o Centro ECOA/ICB/UCSal. hbiologia@yahoo.com.br [2]Centro ECOA – ICB/UCSal; Docente do Departamento Fundamentos e Métodos – ICB/UCSal; Esp. Manejo e Conservação Animal – UniKent / Reino Unido; Mestrando em Ecologia e Biomonitoramento – IB/UFBA.

1. Introdução

Animais ectotérmicos, como répteis e anfíbios, têm seu crescimento, após o nascimento regido por algumas premissas: carga genética; condições do meio; quantidade e qualidade nutricional; e sexo (Zug, 1993; Martins, 2000). Uma população geneticamente idêntica é praticamente inviável de se encontrar especialmente na natureza, porém modelos como o efeito de ninhada permitem uma aproximação muito grande desta igualdade, pois os indivíduos de uma mesma ninhada são portadores de ascendências idênticas, além de terem recebido as mesmas condições de nutrição e desenvolvimento embrionário. Filhotes de uma mesma ninhada, compartilhando assim de uma mesma carga genética nascem do mesmo tamanho (Zug, 1993). Assim sendo, estes elementos tornam-se muito úteis quando se pretende estudar a variação de algum caractere biológico que seja muito influenciado por fatores genéticos. Para répteis, em especial Squamata, este caractere pode ser o comprimento da cauda, pois os machos de serpentes e lagartos necessitam, anatomicamente, de uma cauda maior que as fêmeas, a fim de abrigar o hemipenis, uma estrutura volumosa e bífida que é

evertido no momento da copula e que limita o crescimento desta parte do corpo (Martins, 2000). Esta característica além de indicar um dimorfismo sexual de ordem anatômica nestes animais, é também um fator que influencia o comportamento biológico das espécies (Zug, 1993; Martins, 2000). A determinação de um padrão morfométrico permitiria conhecer melhor esse caractere (Vanzolini, 1992). Este conhecimento poderá oferecer parâmetros para o estudo ecológico da espécie envolvida além, de forma aplicada, oferecer alternativas para o manejo destas, como por exemplo, diminuir o estresse e trauma gerado pela sexagem mecânica (introdução de sexadores na cloaca) de serpentes jovens ou até mesmo adulta em uma mesma ninhada ou população. *Bothrops leucurus* tem sua distribuição restrita ao Estado da Bahia (Campbell et al, 1989) é um Viperídeo relativamente comum na Região Metropolitana de Salvador e muito utilizada em estudos de ecologia, ecomorfologia e epidemiologia, já que também representa a espécie de maior importância médica no estado. Este estudo visou entender como funciona a variação do comprimento de cauda em indivíduos machos e fêmeas de *Bothrops leucurus*, a fim de comparar diferentes métodos de sexagem. O objetivo final é estabelecer um padrão que possa servir como modelo confiável na determinação sexual de indivíduos que compartilhem carga genética igual ou semelhante e contribuir com os estudos de morfometria da espécie.

2. Métodos

O estudo utilizou uma ninhada de 52 natimortos de *Bothrops leucurus*, pertencentes a coleção de referência do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Católica do Salvador, tombados no Centro de Ecologia e Conservação Animal (ECOA/ICB/UCSal). Os exemplares foram obtidos em um resgate realizado na Região Metropolitana do Salvador, a partir de uma fêmea adulta medindo 1.422 mm, que teria sido abatida na residência de populares que após verificarem o conteúdo abdominal, solicitaram seu atendimento (Tinôco, 1998). Entre os 52 espécimes um ainda se encontra dentro do oviduto impedindo sua utilização no estudo. Foram utilizados dois métodos de sexagem: <u>um nominativo</u>, que consistiu na medição e comparação dos valores para tamanhos de cauda com utilização de medidas de dispersão; e o segundo, <u>mecânico</u>, que consistiu da abertura da região onde o hemipenis estaria abrigado. Para sexagem nominal as peças tiveram suas medidas aferidas com o auxílio de um paquímetro mecânico *Sherr-Tumico*â de aço inoxidável de 150mm e fita métrica em lona plástica. Foram tomadas as medidas de <u>comprimento total - CT</u> (fita métrica) e <u>comprimento de cauda - CC</u> (paquímetro) (Papavero, 1994). A sexagem mecânica das peças foi realizada com o auxílio de uma placa de cortiça e alfinetes comuns (Correnteâ) para sua fixação, bisturi com lâmina 22 (Becton Dickinsonâ) e estereoscopio (Zeissâ). Cada peça foi fixada individualmente à placa, onde a cauda recebeu um corte longitudinal que permitia a confirmação da presença ou ausência do órgão. A partir deste ponto a metodologia consistiu da aplicação de ferramentas estatísticas que pudessem determinar de forma mais precisa a significancia e correlação nas medidas corporais encontradas (Underwood, 1997). O pacote estatístico utilizado foi o Microsoft Excelâ associado ao Instatâ. A comparação entre as médias de CT e CC foi realizada com a utilização de teste Mann-Whitney não paramétrico. Os valores de CT e CC foram também testados quanto a normalidade da distribuição com a utilização de Kolmogorov-Smirnov, o objetivo era determinar uma diferença significativa nesta distribuição, a fim de que se possa correlacionar uma mediada à outra buscando conhecer a proporcionalidade entre elas. Isto poderia indicar que o tamanho da cauda deriva apenas de herança genética, já que a amostra não sofre o enviesamento causado pela qualidade e quantidade nutricional. O modelo de correlação, ANOVA não paramétrica foi utilizado na confirmação do pressuposto de que a cauda tem um desenvolvimento proporcional ao crescimento corporal.

3. Resultados e Discussão

Após a medição dos indivíduos, os resultados foram lançados em planilhas para análises de dispersão, onde foi determinado um padrão corporal (tendência central) de CT=295mm SD 21,575; e CC=44,66mm SD2,937. Estes resultados apresentam uma primeira indicação de que os espécimes com valores maiores que esse padrão seriam machos (CT=300,36 SD=23,742 e CC=46,42 SD=1,644) e os abaixo deste, seriam fêmeas (CT=285,83mm SD=12,780 e CC=41,42 SD=1,767), havendo uma boa dispersão em torno da média e poucos indivíduos (N=6) entre estes valores de tendência central, que representariam aqueles sujeitos ao erro nominativo do método. Como resultado desta primeira fase do estudo foram assim nomeados 33 machos e 18 fêmeas. Após terem sido submetidos a sexagem mecânica foram determinados 35 machos e 16 fêmeas. A comparação entre os dois resultados confirmou 28 machos e 10 fêmeas nomeados corretamente, indicando uma freqüência relativa acumulada de acerto igual a 0,77 e 0,66 respectivamente. A segunda etapa do estudo visou verificar a significância estatística dos valores encontrados para machos e fêmeas em ambos CT e CC. O teste Mann-Whitney resultou em um valor aproximado de P=0.1196 (P>0,05) para a siginificância estatística entre as médias dos comprimentos totais dos indivíduos de machos e fêmeas, indicando que de fato estes compartilham de carga genética igual o que confirmaria a hipótese de que estes teriam mesmo tamanho corporal uma vez considerando o efeito de ninhada. Por outro lado, quando aplicando o mesmo teste (Mann-Whitney não paramétrico) para os valores dos tamanhos de cauda este apresentou um valor aproximado de P= 0,0081 (P<0,05) considerado muito significante. O resultado indica que de fato há uma diferença estatística muito significativa entre os valores para os tamanhos das caudas entre os machos e fêmeas amostrados, especialmente considerando que não houve tal diferença quando comparados os tamanhos corporais. O modelo de correlação (ANOVA não paramétrica) indicou uma correlação positiva extremamente significante quando comparados os tamanhos corporais e de cauda para ambos machos (F= 20.906, P=0,0001) e fêmeas (F=23.822, P= 0,0001). Fica evidente a existência de uma proporção direta entre tamanho corporal e cauda, que quando confrontada com a elevada diferença entre as médias dos tamanhos corporais, corroboram a capacidade de precisão da técnica aplicada, já que os resultados confirmam um padrão de variação no CC (KS P<0,05) entre os sexos e não de CT (KS P>0,05). Assim, sendo este um fator de dimorfismo entre estes indivíduos, se faz possível e viável a utilização do método para ninhadas e adultos de *Bothrops leucurus* e porque não, recomendá-lo para outras espécies sob mesma condição.

4. Conclusões

O reconhecimento de métodos que viabilizem o bem estar físico e integridade das unidades de fauna sob investigação científica deve ser sempre uma busca constante. Métodos para sexagem de répteis seja em condições naturais ou em cativeiro, sempre foram vistos como procedimentos extremamente invasivos e as vezes pouco recomendáveis, como no caso de animais muito jovens ou de porte reduzido. Este estudo apresenta uma alternativa viável e consideravelmente confiável para a sexagem de indivíduos desta Classe, ainda que não possa ser extrapolado a um número maior de táxons sem a devida confirmação, pode entretanto ser atribuído àqueles elementos que compartilhem de uma biologia semelhante e que de fato necessitem deste procedimento e possa ser devidamente aplicado.

É fato que este estudo não contou ainda com uma amostra suficientemente grande que pudesse indicar o real poder de precisão do método assim fica a recomendação para que possa ser replicado para *Bothrops leucurus* ou ampliado para outros táxons. Quanto aos estudos da morfometria da espécie, ficou claro que de fato há um dimorfismo sexual em indivíduos jovens e que muito provavelmente esta diferença persiste nos adultos já que os testes indicam uma proporção direta entre tamanho corporal e cauda. A maior

contribuição deixada aqui é a indicação de que este método pode e deve ser utilizado para a determinação sexual com uma considerável segurança em *Bothrops leucurus*, principalmente em programas de propagação em cativeiro.

5. Referências Bibliográficas

Campbell J. A . & Lamar W. W. (1989). The venomous reptiles of Latin America. Cornell University Press. New York. p.425

Martins, M et al. (2000) Diversty and evolition of macrohabitat use, body size and morfology in a monophyletic group of Neotropical pitvipers (*Bothrops*). J.Zool, Lond (2001), 254,529

Papavero, N. (1994). Fundamentos práticos de taxonomia zoológica. Unesp. Fapesp. São Paulo. p.285

Tinôco, M.S et al. (1998). Relato de ocorrência de nascimento de 52 neonatos de Bothrops leucurus, Wagler (Serpentes, Viperidae) na Região Metropolitana do Salvador, BA. XXIII Congresso de Zoológicos do Brasil. Sociedade de Zoológicos do Brasil.

Underwood, A . J. (1997). Experiments in Ecology. Cambridge University Press. London. p.504.

Vanzolini, P. E. (1992). Métodos estatísticos elementares em sistemática zoológica. Hucitec. São Paulo. p.130.

Zug, G. R. (1993). Herpetology: an introductory biology of amphibian and reptiles. Academic Press. London UK. p.527.

Análises Preliminares de Estudos de Biodiversidade de Trichoptera (INSECTA) no Sudeste do Brasil

Henrique Paprocki [a], Ralph W. Holzenthal [a], Roger J. Blahnik [a], Marcelo C. Amarante [b], Leonard C. Ferrington [a], & James A. Perry [c]
[a] University of Minnesota, Department of Entomology
1980 Folwell Ave. Saint Paul, MN, USA, 55108
Email: (papr0002@umn.edu ou hpaprocki@ig.com.br)
[b] Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais. Diretoria de Gestão de Pesca.
[c] University of Minnesota, Department of Fisheries and Wildlife.

1. Introdução

A ordem Trichoptera é uma das mais diversas e abundantes entre as ordens de insetos exclusivamente aquáticos. A diversidade de tricópteros é maior em rios e riachos bem conservados, o que os torna bons indicadores de qualidade da água. Graças à grande riqueza de espécies, tais insetos ocupam diferentes nichos em seu hábitat e apresentando diferentes grupos funcionais e categorias tróficas. Entre as larvas de Trichoptera há desde consumidores de algas, filtradores de matéria orgânica e raspadores de perifiton até predadores de outros animais e mesmo larvas de tricópteros com hábitos necrófagos (Wiggins 1996).

Os estágios imaturos ou larvas e pupas, vivem exclusivamente em ambientes aquáticos. As larvas constroem abrigos e redes filtradoras usando os mais diversos materiais, de areia e pedras a gravetos, partes de folhas e conchas de moluscos. Já os adultos, semelhantes a pequenas mariposas, vivem em ambientes terrestres por curto período, apenas para a cópula e a postura dos ovos. Tanto as formas adultas quanto as imaturas são importantes componentes da alimentação de diversas espécies de peixes de água doce.

As larvas dos tricópteros têm respostas muito diferenciadas à poluição e a outros distúrbios ambientais, portanto, identificar as espécies e sua história natural é de grande valor em programas de avaliação de qualidade da água (Resh & Unzicker 1975). Os tricópteros compõem, junto com plecópteros e efemerópteros, insetos também com larva aquática e adulto alado, o índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera), amplamente usado, mas são importantes ainda em outros índices de qualidade de água. Resh (1995) discutiu vantagens e desvantagens da utilização de macroinvertebrados aquáticos em biomonitoramento de qualidade de água.

No presente trabalho foram coletados adultos e imaturos do Trichoptera no Sul e Sudeste do Brasil, mas o estado mais bem representado no momento é o de Minas Gerais. Apresentamos aqui os resultados preliminares das análises de biodiversidade e discutimos sua importância destes dados para a conservação de ambientes aquáticos.

2. Métodos

Os tricópteros adultos foram coletados com armadilha luminosa, colocada próximo aos ambientes aquáticos. Esta armadilha consiste-se em uma lâmpada de luz ultra violeta e uma lâmpada de luz branca colocadas em frente de um lençol branco esticado em uma corda. Este tipo de coleta, tem como vantagem propiciar ao coletor a oportunidade de sacrificar apenas os insetos que são objetos de estudo. Os insetos são sacrificados com frascos mortíferos de cianeto e montados em alfinetes entomológicos. Esta é a maneira de conservação mais apropriada para o tratamento taxonômico posterior. Outra maneira utilizada para conseguir espécimes adicionais, foram bandejas com álcool e uma lanterna com luz ultra violeta colocada sobre as mesmas. O material conservado em álcool não é tão bom para identificação quanto o alfinetado, mas apresenta a vantagem de permanecer mais flexível. Nestes trabalhos também foram utilizadas armadilhas do tipo Malasia e coletas com uma rede entomológica manual para capturar insetos de atividade diurna. O material utilizado nas análises de biodiversidade foi somente o coletado com as armadilhas luminosas.

As coletas foram realizadas de 1996 a 2002 nos estados de Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais. A altitude dos pontos de coleta variou entre 5 e 1600 metros de altitude e cobriu desde 15 a 28 graus de latitude no sul e sudeste do Brasil. O total de coleções efetuadas foi de 250 em 140 diferentes pontos de coleta. O banco de dados relativo ao material coletado foi criado usando o software BIOTA® e as análises de diversidade foram efetuadas usando o software Estimates® ambos de autoria de Robert Collwell. Estes programas estão disponíveis no web-site http://viceroy.eeb.uconn.edu/.

O material coletado foi identificado a nível de espécie ou morfoespécie. Para identificação de adultos da ordem Trichoptera utilizamos métodos de dissecção da parte posterior do abdomen, seguido de clareamento e observação em microscópio estereoscópico e comparação com bibliografia e tipos das espécies.

3. Discussão e Resultados

Os rios brasileiros têm sofrido os mais variados impactos e distúrbios, como desflorestamento das margens, assoreamento, contaminação da água por pesticidas e herbicidas, enriquecimento orgânico por esgotos domésticos e potencialmente chuva ácida. Programas de biomonitoramento baseados na presença de insetos aquáticos podem identificar, quantificar e regular esses impactos, mas sua implantação no país esbarra no pequeno conhecimento sobre a taxonomia desses insetos. Para que tais programas sejam adotados, essa fauna deve ser melhor estudada.

A ordem Trichoptera tem hoje cerca de 10 mil espécies descritas no mundo, 2.160 delas em regiões neotropicais. Os tricópteros de áreas de clima temperado (em especial da América do Norte e da Europa) são bem conhecidos, mas os das regiões tropicais são pobremente estudados. Parte dos pesquisadores da área acredita que a diversidade em rios tropicais não deve ser significativamente maior que a de zonas temperadas, principalmente porque a variação de hábitats é semelhante, mas outros estudos sugerem que a riqueza de espécies é maior nos trópicos.

Há cerca de 1.600 espécies conhecidas da ordem Trichoptera em toda a América do Norte. Em todo o Brasil, no entanto, são conhecidas hoje apenas 336 espécies, o que sem dúvida confirma a grande lacuna no conhecimento da diversidade Brasileira de insetos aquáticos. Com as coletas realizadas por este grupo de pesquisa este número está sendo elevado para 610 espécies, sendo que entre

estas encontram-se 370 espécies novas. A falta de pesquisadores em taxonomia fica evidente quando se constata que somente um pesquisador, Dr. Oliver S. Flint do Museu de História Natural do Smithsonian descreveu 45% da fauna de tricópteros conhecida no Brasil. Portanto, considerando o tamanho do país e a diversidade de ambientes, essa fauna tem recebido uma atenção muito limitada.

O total de espécimes coletados e analisados no presente trabalho foi de de 26 863. Foram coletadas 556 espécies, sendo que 488 espécies foram representadas por menos de 100 organismos e 282 espécies representadas por menos de 10 organismos. O gênero mais abundante foi *Smicridea* (Hydropsychidae) com 6 317 organismos e 55 espécies seguido do gênero *Nectopsyche* (Leptoceridae) com 5 366 organismos e 64 espécies.

4. Conclusões

A vasta rede de rios do Brasil forma, junto com os organismos que ali vivem, um importante elemento ecológico e um legado de história natural sem paralelo. Os ecossistemas do Sudeste brasileiro, incluindo a mata atlântica, estão entre os mais ameaçados da América do Sul, o que torna necessário gerar uma base de dados, tanto para monitorar futuros impactos quanto para planejar a restauração de ambientes degradados. Questões básicas sobre a fauna aquática dessas áreas como diversidade, grau de endemismo, susceptibilidade às diferentes perturbações e outras, ainda não foram suficientemente investigadas. No presente trabalho são apresentadas análises preliminares de biodiversidade desta fauna que poderão ser utilizadas para conservação e manejo dos recursos aquáticos Brasileiros.

5. Referencias Bibliográficas

Resh, V. H. 1995. Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. *Biological Assessment and Criteria*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. p. 167-177.

Resh, V. H. & Unzicker, J. D. 1975. Water quality monitoring and aquatic organisms: the importance of species identification. *Journal Water Pollution Control Federation, Washington*, 47: 9-19.

Wiggins, G. B. 1996. Larvae of the North American caddisfly genera (Trichoptera), 2nd edition. University of Toronto Press, Toronto.

Agradecimentos

(O primeiro autor deste trabalho é bolsita de doutoramento no exterior da CAPES. Somos profundamente gratos por esse suporte. Agradecemos a Denise Fontes do IEF-MG pela facilitação no processo de permissões de coleta no estado de Minas Gerais e ao IBAMA pelas permissões de expedição científica internacional e permissões de coleta em parques nacionais. Agradecemos também o suporte do Departamento de Entomologia da Universidade de Minnesota e da Coleção de Insetos da Universidade de Minnesota. Este trabalho foi realizado com suporte da "National Science Foundation grants DEB 9971885 and DEB 0117772".).

Estudo do papel controlador das populações de peixes herbívoros sobre cobertura de algas e corais na região de Abrolhos, com aplicação do protocolo AGRRA.

Igor C. S. Cruz[a], Ruy K. P. Kikuchi[b] & Zelinda M. A. N. Leão[c]
[a]Graduação Biologia Universidade Federal da Bahia (igorcruz@pop.com.br)
[b]Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências (rkikuchi@cpgg.ufba.br) [c]Universidade Federal da Bahia, Instituto de Geociências (zelinda@ufba.br)

1. Introdução:

Os recifes de coral são uns dos ecossistemas de maior biodiversidade do planeta, comparados apenas às florestas tropicais. Além da comunidade local, também serve de abrigo para espécies migratórias e de área de reprodução para diversos organismos, inclusive de muitos peixes de importância econômica. Preservar esse ecossistema significa fazer da pesca e mantê-la uma atividade sustentável e preservar espécies que posam ter importância farmacêutica, o que já vem sendo explorado em diversos paises, além de preserva a própria biodiversidade.

Desde o ano de 2000, aplica-se o protocolo Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA), na região de Abrolhos, com o objetivo de conhecer o real estado de conservação dessas áreas (Kikuchi *et al*, 2003). A utilização desse protocolo visa obter os indicadores de qualidade do ambiente nos recifes do Parque Nacional Marinho de Abrolhos (ParNMA) (área recifal com maior diversidade do Atlântico Sul) e região.

Os resultados das análises de 2000 mostraram uma correlação positiva entre a densidade de herbívoros e a taxa de mortalidade antiga dos corais assim como uma correlação negativa entre densidade de peixes herbívoros e o índice de macroalgas nas ilhas de Abrolhos. Esse trabalho irá analisar os dados de 2001 para tentar elucidar melhor a relação entre a herbívora e a densidade de macro algas e a mortalidade antiga dos corais e sua influencia na cobertura de corais.

O entendimento desse processo é fundamental conhecer a dinâmica e o funcionamento desse ecossistema e conseqüentemente, para preservá-lo. Assim será possível identifica quando há algo de errado, o que há de errado e como proceder.

2. Métodos: o Protocolo AGRRA

O protocolo consiste basicamente de duas atividades. O levantamento de organismos bentônicos e o de peixes. Ambas são realizadas com mergulho autônomo com treinamento e calibração previas. Os mergulhos foram feitos em profundidades variando entre 3,5m e 6,5m.

Para coletar os dados de Bentos, foi utilizado o protocolo AGRRA para bentos versão 2.0. Dois mergulhadores estendem o transecto de 6 m e contabilizam todas as colônias de corais com mais de 25cm de diâmetro e sua percentagem de mortalidade recente e antiga a 50cm de cada lado do transect. Posteriormente são lançados 10 quadrados de 125cm^2 (25x25cm) nos quais eram avaliados a cobertura de coral, de sedimento e de cada tipo de alga. Em cada estação são feitas seis réplicas.

A coleta dos dados de peixe é feita com base em senso visual (protocolo AGRRA para peixes versão 2.0). Dois mergulhadores estendem um transect de 30m e contabilizam todos os peixes de importância ecológica e econômica e seus devidos tamanhos 1m a cada lado do transecto. O tamanho do peixe é estimado com o auxilio de uma barra em forma de T com marcações a cada 5cm. Em cada estação são feitas 10 repetições.

Foram realizados levantamentos em março de 2000 (Ilha de Santa Bárbara e Parcel dos Abrolhos), março de 2001 e março/abril de 2002 (Arquipélago de Abrolhos, Parcel dos Abrolhos, Parcel das Paredes e Timbebas). Neste projeto são utilizados os dados de 2001, do Parcel dos Abrolhos, dentro do Parque Nacional Marinho de Abrolhos. Do protocolo somente os seguintes serão levados em conta: mortalidade recente, na qual é possível observar toda a estrutura do esqueleto do pólipo; mortalidade antiga, na qual alguns organismos ou até mesmo sedimento começam a mascarrar esse esqueleto; densidade de peixes herbívoros, quantidade desses organismos por 100m^2; índice de macroalgas, porcentagem da cobertura das macroalgas em relação a cobertura das algas filamentosas, calcarias incrustantes e calcarias ramificadas, multiplicada pela altura média da copa das macroalgas.

Os dados coletados serão tratados e utilizados na construção de diagramas de dispersão com a produção de regressões simples e múltiplas. Os resultado serão comparados aos de 2000.

3. Resultados e discussão

No levantamento de março de 2000, observou-se nas estações

de Santa Bárbara uma correlação negativa entre o índice de macroalgas e a densidade de herbívoros (índice de correlação r = 0,8), e duas das estações de amostragem apontaram valores muito elevados de macroalgas. Essa correlação indicou que os peixes herbívoros devem ter um papel importante no controle do crescimento das macroalgas. A explicação para que duas estações tenham ficado fora da correlação pode residir na existência de fontes de nutrientes próximas a elas (uma está localizada próximo às residências da ilha e outra próxima a um rochedo utilizado como local de nidificação por aves marinhas. Essa possível nutrificação pode estar estimulando um crescimento mais intenso das algas nas duas estações.

No Parcel dos Abrolhos o controle de crescimento das algas pelos peixes herbívoros não ficou evidente.

No Parcel de Abrolhos verificou-se uma correlação positiva entre percentual médio de mortalidade antiga nos corais e a densidade de herbívoros (com r = 0,999). Essa correlação positiva repete-se tanto no caso do gênero Scarus (r = 0,978) com o gênero *Acanthurus* (r = 0,997), ambos integrantes da categoria herbívoros.

Esse resultado mostra um possível comportamento prejudicial dos peixes herbívoros em relação aos corais. Normalmente, os peixes herbívoros controlam as algas, com os *Scarideos* mais relacionados às macroalgas enquanto os *Acanthurideos* mais relacionados às algas turfosas. Em todas as estações a alga filamentosa é a mais abundante. É provável que ao se alimentarem, esses peixes machuquem colônias de coral, o que provocaria a mortalidade. Porém, essa há correlação entre densidade de peixes herbívoros e mortalidade antiga ficou assinalada apenas nas estações do Parcel de Abrolhos. É possível que essa correlação seja apenas uma casualidade, uma vez que não é assinalada a correlação com a mortalidade recente. Algumas causas para esse problema pode ter sido causado por se ter trabalhado, naquele ano, com um número reduzido de estações amostradas (3).

No momento estamos verificando se tais correlações repetem-se em amostragens feitas no mesmo período do ano e por anos consecutivos. Contudo, aumentou-se para um total de 6 o número de estações no Parcel dos Abrolhos, e estamos testando a possibilidade de redução do número de estações na Ilha de Santa Bárbara, com expansão das amostragens para as demais ilhas do Arquipélago.

Com os resultados de 2001 será possível confirmar a correlação dos peixes herbívoros com a mortalidade antiga. Se essa correlação for assinalada novamente, será corroborada a hipótese de que os peixes herbívoros são os responsáveis pela mortalidade dos corais. Nesse caso, é preciso investigar-se a causa para esse fenômeno, que é, aparentemente, um distúrbio no ecossistema recifal. Ela pode residir ou numa alteração do comportamento dos herbívoros ou numa densidade excessiva desses peixes, possivelmente em razão da redução da densidade de seus predadores, peixes carnívoros, por exemplo. Estas respostas são importantes para futuras decisões de manejo no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos.

5. Bibliografia:

Kikuchi, R. K. P.; Leão, Z. M. A. N.; Testa V.; Dutra, L. X. C. e Spanó, S.; 2003. Rapid assessment of the Abrolhos reefs, Eastern Brazil (Part 1: Stony Corals and Algae). Atoel Rev. Bull. (no prelo).

Kikuchi, R. K. P.; Leão, Z. M. A. N.; Sampaio, C. L. S. e Telles, M. D. 2003. Rapid assessment of the abrolhos reefs, eastern Brazil (Part 2: Fish communities)Atoel Rev. Bull. (no prelo).

Williams, I. D. e Polunin, N. V. C. 2001. Large-scale associations between macroalgal cover and grazer biomass on mid-depth reef in the Caribbean. Coral Reefs vol.19 p.358-266.

Diagnóstico Ambiental de Espécies Raras e Endêmicas

Isabela Schmitt Berkenbrock[a], Ademir Reis[b], Maris de Fatima Gaio[c]
[a] Mestranda Recursos Genéticos Vegetais/CCA/UFSC (isabelaweb@hotmail.com); [b] Prof. Titular Depto. Botânica/CCB/UFSC; [c] Mestranda Recursos Genéticos Vegetais/CCA/UFSC

1. Introdução

Grande parte dos recursos genéticos vem sendo destruídos de modo irreversível, antes mesmo do seu inteiro conhecimento, exigindo medidas urgentes de sua conservação. Ademais, a exploração desses recursos tem levado a uma depredação dos ecossistemas, com alterações profundas nos mesmos e conseqüências às vezes desastrosas aos recursos naturais (Kageyama, 1987).

Verdum & Medeiros (1995) salientam que o Brasil possui várias lacunas no seu sistema de avaliação de impacto ambiental, como a ausência de normas de procedimentos e manuais para a realização do Estudo de Impacto Ambiental e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (EIA-RIMA).

A Resolução CONAMA 001/86, surgiu na necessidade de estabelecer critérios e diretrizes nas avaliações de impactos ambientais, onde as alterações dos recursos naturais eram abordadas no âmbito geral, não prevendo medidas mitigadoras e compensações para os impactos. Obriga a elaboração de um EIA-RIMA, para qualquer atividade humana que venha a prejudicar a saúde, as atividades sócio-econômicas, os ecossistemas e a paisagem. Dentre as atividades abordadas na resolução, estão previstas aquelas de significativa degradação, ou modificadoras dos ambientes naturais. Esta Resolução trouxe um grande avanço no disciplinamento do licenciamento ambiental, e como efeito na conservação dos recursos naturais. Destacam-se ainda, atividades do meio biológico contemplando espécies indicadoras da qualidade ambiental, de valor científico e econômico, raras e ameaçadas de extinção, tanto da fauna quanto da flora, bem como as áreas de preservação permanente.

Nos estudos de impacto ambiental, o diagnóstico ambiental, isto é, a caracterização da situação atual e dos possíveis impactos no que concerne os integrantes da flora, relaciona os mais variados objetivos. No entanto, estudos minuciosos devem estar focados nas espécies raras ou endêmicas, já que estas apresentam maior susceptibilidade ao desaparecimento. O seu alto grau de vulnerabilidade é decorrente de características intrínsecas a espécie, como distribuição restrita ou esparsa, além de relações extremamente específicas com o meio biótico e abiótico.

O fato de espécies endêmicas ou raras estarem cada vez mais ameaçadas, em conseqüência da ocupação humana, as torna dependentes de ações políticas e científicas que assegurem a sobrevivência e perpetuação dessas nos meios naturais.

Como os procedimentos mínimos necessários para a elaboração de um estudo conciso, ainda são praticamente inexistentes, é essencial estabelecer detalhamentos que garantam a manutenção da integridade, em especial, as espécies raras e endêmicas.

Este trabalho objetiva delinear diretrizes fundamentais nos estudos para o diagnóstico de impactos ambientais, bem como servir de material de apoio aos profissionais da área ambiental, tanto de instituições públicos, responsáveis pela a avaliação dos estudos, quanto profissionais liberais, realizadores dos levantamentos.

2. Métodos

Para delimitar estes fundamentos dos estudos, optou-se por fazer uma revisão bibliográfica sobre modelos de diagnóstico ambiental para espécies endêmicas e raras.

Para caracterizar este modelo, propõe-se um exemplo de diagnóstico tendo como base uma planta com alto grau de endemismo: Raulinoa echinata Cowan, cutia-de-espinho ou sarandi, como é popularmente conhecida, pertence à família das rutáceas, único representante do gênero (Raulinoa) do mundo. Esse arbusto de 2-3 m de altura foi pela primeira vez descrito por Cowan (1960).

Klein (1979) trata-se de uma espécie endêmica do Rio Itajaí-açú, no trecho do Médio Vale do Itajaí, compreendido entre Ibirama e Indaial, é uma espécie reófita, com crescimento restrito e exclusivo as margens rochosas do rio, freqüentemente inundadas durante as cheias.

Além das peculiaridades citadas acima, a espécie apresenta distribuição linear, limitando o fluxo gênico dentro da população, aproximadamente 50km.

3. Resultados

O diagnóstico de espécies endêmicas, raras e ameaçadas de extinção e as áreas de preservação permanente ou que sofrerão influência de empreendimentos, através de Relatórios de Impactos Ambientais necessita de uma sequencia de atividades imprescindíveis:

Levantamento de dados secundários: O estabelecimento de uma área de possível influência das espécies animais e vegetais ao redor do empreendimento torna possível a viabilização de grande lista de prováveis espécies que possam ocorrer dentro da área de impacto do empreendimento. Este levantamento deverá levar em conta o levantamento exaustivo dos museus e herbários regionais, toda a literatura disponível e um levantamento do etnoconhecimento regional. Esta grande lista apontará as prováveis espécies raras, endêmicas, de grande interesse econômico e cultural da região.

Levantamento de campo de espécies selecionadas – A pré-listagem será a base para levantamentos de campo no sentido de confirmar a presença das espécies raras ou endêmicas locais. Localizada as espécies os levantamentos serão direcionados no sentido de estabelecer alguns parâmetros básicos sobre as mesmas:

Levantamento da distribuição espacial – Conhecer a real área de dispersão destas espécies indicará com maior precisão o tipo de pressão que o empreendimento exercerá sobre a mesma. É preciso esclarecer para as empresas consultoras de que o um esforço maior neste tipo de atividade contribuirá para estabelecer parâmetros seguros sobre o diagnóstico. Quanto maior for a distribuição de uma espécie, provavelmente menor o impacto que a mesma sofrerá com o empreendimento. Segundo Schemske et al (1994), diversos fatores, atuando na distribuição espacial, podem determinar a abundância ou a raridade das espécies vegetais.

Estrutura demográfica - Após o levantamento da distribuição espacial caberá uma primeira decisão levando em conta se populações ou mesmo todos os indivíduos da espécie estarão sujeitas a ação do empreendimento, o que mostrará a necessidade de um próximo passo, o levantamento da estrutura demográfica da espécie, o que mostrará seu dinamismo, suas adaptações ambientais, sua estrutura de tamanho dos indivíduos e possivelmente suas estratégias de recrutamento dos indivíduos reprodutivos. Sokal & Rohlf (1979), Harper (1981) sugerem que distribuições assimétricas denotam seleção a favor ou contra indivíduos ou variáveis biológicas em um dos lados da distribuição. A distribuição de freqüências das classes de estádios de tamanhos caracteriza níveis de estabilidades das populações estudadas. De acordo com Schemske et al (1994), somente depois do conhecimento da situação demográfica atual, é que causas ecológicas e genéticas de declínio da população podem ser identificadas e consideradas eficientes.

Síndromes de polinização e dispersão - Durante estes levantamentos também serão imprescindíveis observações sobre as síndromes de polinização e dispersão, uma vez que a maioria das plantas é dependente de espécies animais para a consumação destas fases reprodutivas. As síndromes de polinização mostram que existem características florais indicativas do verdadeiro dispersor de pólen da espécie, são bastante elucidativas para mostrar o papel adaptativo da especificidade do polinizador, principalmente nos trópicos. A falta do polinizador específico, pela interferência no ecossistema, poderia levar a uma alteração na composição genética da espécie, ou mesmo ao seu desaparecimento (Kageyama, 1987). Os estudos fenológicos também são importantes no manejo e conservação dos recursos florestais. A fenologia das plantas, que diz respeito ao período e à duração de eventos como a floração, a frutificação e a emissão foliar, é pouco conhecida para muitas espécies de florestas tropicais úmidas, embora nestes ecossistemas ocorra a maior diversidade de padrões fenológicos (Newstrom et al. 1994 apud Almeida & Alves, 2000). A observação fenológica, obtida de forma sistemática, reúne informações sobre o estabelecimento de espécies, o período de crescimento, o período de reprodução e a disponibilidade de recursos alimentares (Morellato & Leitão-Filho, 1992 apud Almeida & Alves, 2000) e outras características de grande valia no manejo e a conservação florestal (Fournier, 1976).

Variabilidade genética das populações envolvidas – A caracterização genética das populações é essencial ser realizada em paralelo aos levantamentos da distribuição espacial, demografia e biologia reprodutiva. Segundo Kageyama (1985), estes aspectos estão diretamente ligados ao fluxo gênico e, conseqüentemente a estrutura genética das populações. A interrupção ou redução do fluxo gênico por diversos tipos de barreiras pode tornar as populações total ou imparcialmente isoladas geneticamente, promovendo endogamia (Martins, 1987), resultando a perda de variabilidade genética e o aumento da fragilidade da população. O estudo da estrutura genética e da diversidade permite o conhecimento da organização e distribuição da variabilidade genética entre e dentro de populações naturais. Esse entendimento é imprescindível à escolha de estratégias visando conservação e exploração das populações naturais em seu habitat natural, com a perspectiva de manutenção da diversidade e garantia de sustentabilidade (Oyama, 1993; Reis, et al., 1998).

4.Conclusão

A emissão da licença prévia depende da conclusão final dos estudos das espécies endêmicas e somente com a garantia de que os impactos causados pelo empreendimento não comprometam a preservação destas espécies de hábitos e exigências tão singulares.

A comprovação da inexistência de espécies endêmicas, ao órgão licenciador, necessita do relato completo da pesquisa efetuada pelo solicitante do empreendimento, sustentada por bibliografias consultadas, a pesquisa *ex situ* e *in situ*.

5. Bibliografia

ALMEIDA, E.M; ALVES, M.A. Fenologia de *Psychotria nuda* e *P. brasiliensis* (rubiaceae) em uma área de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. Acta bot. bras., v.14, n. 3, p.335-346, 2000.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Considerando a necessidade de se estabelecerem as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental. Resolução n. 001, 23 de janeiro de 1986. [on line] Disponível na Internet via WWW. URL: http://www.mma.gov.br/conama. Brasília. Arquivo capturado em 03 de julho de 2003.

COWAN, R.S. Rutaceae of Santa Catarina. Sellowia, Itajaí, v.12, p. 79-97, 1960.

FOURNIER O.L.A. Observações fenológicas en el bosque húmedo de pre-montano de San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica. Turrialba, v.26, n. 1, p. 54-59, 1976.

HARPER, J.L. Population Biology of plants. London: Academic Press, 1972. 892 p.

KAGEYAMA, P. Y. Conservação *in situ* de recursos genéticos de plantas. IPEF, v. 35, p. 7-37, 1987.

KLEIN, R.M. Reófitas no Estado de Santa Catarina, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE BOTÂNICA, 30º, 1979. Anais da Sociedade Brasileira de Botânica. Campo Grande (MS). p. 159-169.

MARTINS, P. S. Estrutura populacional, fluxo gênico e conservação *in situ*. IPEF, v. 35, p. 71-84. 1987.

OYAMA, K. Conservation Biology of Tropical Trees: Demographic and Genetic Considerations. Enviroment Update, v. 1, p. 17-32, 1993.

REIS, M.S.; GUERRA, M.P.; NODARI, R.O. Managenment of natural populations and maintance of genetic diversity of *Euterpe edulis*, the heart-of-palm tree. In: BRUNS, S. et al (eds). Recent advances in biotechnology for tree conservation and management. IFS, 1998. p. 145-256.

SCHEMSKE, D.W., et al. Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. Ecology, v. 57, n. 3, p. 584-606. 1994.

SOKAL R. R.; ROHLF, F.J. Biometria: Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica. Madrid: H. Blumes Ediciones, 1979. 832 p.

VERDUM, R.; MEDEIROS, R.M.V. RIMA, Relatório de impacto ambiental: legislação, elaboração e resultados. 3 ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/ UFGRS, 1995. 135p.

Comparação da estrutura de comunidades de tricladidos terrestres (Platyhelminthes: Terricola) em duas formações florestais do sul do Brasil

Israel Alberto Fick [a,b], *Ana Maria Leal-Zanchet* [a,c] *& Emerson Monteiro Vieira* [b,c]

[a] *Instituto de Pesquisas de Planárias (ipp@cirrus.unisinos.br),* [b] *Laboratório de Ecologia de Mamíferos,*

[c] *Programa de Pós-Graduação em Biologia, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS*

1. Introdução

As planárias terrestres têm sido propostas como indicadores de alterações ambientais, pois são muito sensíveis a mudanças do microclima do ambiente onde vivem, sendo sua utilização em estudos de biodiversidade também indicada devido ao fato desse grupo ocupar níveis tróficos superiores, pois são predadores de minhocas, isópodes, moluscos e larvas de insetos (Sluys, 1998). Recentemente, Carbayo et al. (2001, 2002), comparando a diversidade de planárias terrestres em áreas com distintos graus de impacto antrópico, comprovaram a utilidade desses organismos como indicadores de alterações ambientais. No entanto, ainda há poucos estudos sobre a estrutura de comunidades de tricladidos na Região Neotropical. No presente estudo pretendemos investigar, em duas formações florestais do sul do Brasil (floresta ombrófila mista e Mata Atlântica), as seguintes questões: Existe diferença na estrutura de comunidades entre as duas formações florestais? Existe diferença entre a estrutura de comunidades de três manchas de floresta ombrófila mista? Há indícios da ocorrência de efeitos de borda nessas comunidades? Existe diferença entre a diversidade das duas formações florestais e entre as manchas de floresta ombrófila mista?

2. Métodos

O Parque Nacional de Aparados da Serra (PNAS) localiza-se no sul do Brasil (29°05'S e 50°00"W – 29°15'S e 50°15'W). Este parque constitui, juntamente com o Parque Nacional da Serra Geral, uma das áreas de preservação mais importantes do Rio Grande do Sul, com cerca de 27.000 ha de área total. O estudo foi realizado em duas formações florestais do PNAS, floresta ombrófila mista com domínio de *Araucaria angustifolia*, intermediada por campos secos e úmidos, e Mata Atlântica, situadas, respectivamente, a cerca de 900 metros e 40 metros de altitude.

As observações e coletas foram realizadas, no período de março de 2000 a março de 2002, em três manchas de floresta ombrófila mista e três áreas de Mata Atlântica contínua. As manchas de floresta ombrófila mista apresentavam área de 24,9 ha (OM1), 3,6 ha (OM2) e 1,6 ha (OM3). Em cada área foram marcadas parcelas de 49m^2, uma na borda e outra no interior, cuja posição era alterada mensalmente. As observações dos espécimes foram realizadas através de coleta direta no folhiço, pedras, troncos e galhos caídos. Os animais encontrados eram identificados segundo a morfologia externa, sendo a confirmação da identificação realizada após análise da morfologia interna.

Foi realizada análise de diversidade de Shannon-Wiener (Krebs, 1989) e aplicado o teste *t* para diversidade de Shannon-Wiener (Zar, 1999). Para avaliar o agrupamento das comunidades nas diferentes áreas foi utilizada análise de Cluster e análise de correspondência destendenciada (DCA) com o auxílio do programa PC-ORD.

3. Resultados

Foram observados 712 indivíduos, dos quais 686 foram identificados em cinco gêneros (*Geoplana* Stimpson, 1857, *Choeradoplana* Graff, 1896, *Notogynaphallia* Ogren & Kawakatsu, 1990, *Pasipha* Ogren & Kawakatsu, 1990 e *Cephaloflexa* Carbayo & Leal-Zanchet, 2003), sendo registradas 19 espécies. As espécies mais abundantes foram *Choeradoplana iheringi* Graff, 1899, *Geoplana franciscana* Leal-Zanchet & Carbayo, 2001, *Geoplana* sp. 4, *Geoplana josefi* Carbayo & Leal-Zanchet, 2001 e *Geoplana* sp. 2.

Houve seleção de hábitat por algumas espécies, sendo que *Geoplana* sp. 6, *Geoplana ladislavii* Graff 1899, *Geoplana marginata* sensu Graff, 1899 e *Pasipha* sp. 1 foram registradas apenas na Mata Atlântica; outras 10 espécies tiveram registro apenas na floresta ombrófila mista. Das espécies observadas nas áreas de floresta ombrófila mista, *Cephaloflexa bergi* (Graff, 1899), Geoplanidae 2, Geoplanidae 3, *Geoplana* sp. 3 e *Geoplana* sp. 5 foram encontradas somente em uma mancha de floresta ombrófila mista, sendo que *Geoplana* sp. 3 foi a mais abundante e encontrada somente na mancha OM2.

A diversidade de Shannon-Wiener da área de floresta ombrófila mista foi maior que a da Mata Atlântica (H'=2,87 e H'=2,55, respectivamente), porém não foi encontrada diferença significativa (teste t, $p>0,05$). No entanto, houve diferença significativa entre o índice de diversidade das manchas OM1 e OM2 (H' = 2,92 e H'= 2,39; $p<0,001$). O índice de diversidade da mancha OM3 foi de H'=2,47. O percentual de similaridade entre as duas formações florestais foi igual a 45,2%.

A análise de Cluster demonstrou que as comunidades das três manchas de floresta ombrófila mista são distintas entre si, entretanto há uma alta similaridade na composição das espécies encontradas na borda e no interior da mata. Na Mata Atlântica a composição das comunidades é semelhante tanto entre as áreas analisadas como entre borda e interior da mata.

A análise de correspondência destendenciada (DCA) demonstrou uma clara diferenciação entre as duas formações florestais analisadas. *G. marginata*, *Pasipha* sp. 1, *Geoplana ladislavii* e *Geoplana* sp. 6 foram as espécies mais importantes para a Mata Atlântica e *Geoplana franciscana*, *Notogynaphallia* sp. 1, *Geoplana* sp. 1 e Geoplanidae 4, as espécies mais importantes para a floresta ombrófila mista. Os exemplares de *C. bergi*, *Geoplana* sp. 4 e Geoplanidae 2 não estão influenciando na estrutura de comunidades das duas formações florestais.

4. Discussão

A maior riqueza encontrada na área de floresta ombrófila mista pode ter sido registrada devido ao maior grau de impacto antrópico da área de Mata Atlântica (I. Fick, observação pessoal) constatado pelo alto número de árvores jovens, vegetação arbustiva e pela presença de *Rattus rattus* (E. Vieira, observação pessoal), roedor exótico e indicador de perturbação antrópica.

A riqueza total da área pode ser considerada baixa se compararmos com as 28 espécies registradas por Carbayo et al (2001, 2002) para a Floresta Nacional de São Francisco de Paula (FLONA/SFP), cujo esforço amostral é comparável ao deste estudo. Se considerarmos apenas a riqueza das áreas com mesma formação vegetal (floresta ombrófila mista), na FLONA/SFP registrou-se riqueza de 22 espécies (Carbayo et al, 2002) e no PNAS, 15 espécies. O PNAS e a FLONA/SFP distam entre si apenas 65 km, portanto esperava-se que tivessem riquezas semelhantes. A menor riqueza no PNAS pode ser resultado da maior perturbação dessa área, a qual está relacionada principalmente com a presença de gado. A

presença e o constante pisoteio do gado na mata evitam a regeneração e aumentam a compactação do solo e a insolação da área, o que pode interferir na estrutura da comunidade, uma vez que planárias terrestres realizam deslocamento vertical (Boag et al, 1998a; Jones et al, 1998), além do maior estresse hídrico devido ao aumento da incidência luminosa. Esses fatores não ocorrem nas áreas de floresta ombrófila mista da FLONA/SFP, que apresentam bom grau de preservação quando comparadas com o PNAS.

Outro indício de que a perturbação da área de floresta ombrófila mista influenciou na riqueza de espécies é o fato que muitas espécies consideradas generalistas quanto ao uso e tolerância de hábitat, como *G. ladislavii*, somente terem sido observadas na Mata Atlântica, não tendo havido registro para a floresta ombrófila mista do PNAS. Essa espécie tem distribuição ampla no Rio Grande do Sul (A.M. Leal-Zanchet, observação pessoal) e registro também para Santa Catarina (Froehlich, 1959), bem como para áreas de floresta ombrófila mista e de reflorestamento com pinus e com araucária da FLONA/SFP, sendo a espécie que apresentou maior abundância na área de floresta ombrófila mista da FLONA/SFP (Carbayo et al, 2002).

A diferença constatada entre a composição da comunidade da floresta ombrófila mista e da Mata Atlântica pode ter sido influenciada pelo fato dos tricladidos terrestres serem muito sensíveis a mudanças de temperatura, estresse hídrico e pH do solo (Springett, 1976; Alford et al, 1998; Boag et al, 1998a., 1998b; Sluys, 1998; Winsor, 1998). A área de floresta ombrófila mista apresenta amplitudes térmicas mais baixas e pH ácido em relação à Mata Atlântica, a qual possui amplitude térmica maior e pH próximo ao neutro. Esses fatores ambientais podem estar influenciando a composição da comunidade das duas formações. A forte separação entre as comunidades de tricladidos da floresta ombrófila mista e Mata Atlântica foi influenciada principalmente pelas espécies *G. ladislavii*, *G. marginata*, *Geoplana* sp. 6 e *Pasipha* sp.1 na Mata Atlântica, indicando uma fauna predominante para cada tipo de formação vegetal analisada.

A análise de agrupamento demonstrou que aparentemente não há efeito de borda nas manchas de floresta ombrófila mista, uma vez que as comunidades do interior são mais similares com a borda do que com o interior de outras manchas. Esse padrão pode indicar uma característica desse grupo de pouca suscetibilidade a efeitos de borda de mata.

Algumas espécies como *Choeradoplana iheringi* e *Geoplana franciscana* ocorreram em alta abundância nas três manchas de floresta ombrófila mista, sendo mais generalistas, e outras, como *Cephaloflexa bergi*, *Geoplana* sp. 3, *Geoplana* sp. 5, Geoplanidae 2 e Geoplanidae 3, são mais específicas, tendo registro apenas em uma mancha. Para a FLONA/SFP, Carbayo et al (2002) também verificaram que determinadas espécies eram generalistas e prováveis indicadoras de nível de perturbação de área, uma vez que se adaptam com maior facilidade às alterações ambientais, como *C. iheringi*. Essa espécie apresentou a maior abundância no PNAS, sendo encontrada nas duas formações florestais analisadas, confirmando sua condição de generalista. No PNAS, *G. franciscana* foi a segunda espécie mais abundante e ocorreu nas três manchas de floresta ombrófila mista. Esses dados, juntamente com os resultados obtidos por Carbayo et al (2002), indicam a associação dessa espécie com a floresta ombrófila mista.

5. Conclusão

A nítida separação de comunidades entre as duas formações florestais analisadas e a especificidade de algumas espécies que ocorreram em apenas uma das manchas avaliadas indica o potencial uso destas espécies em estudos de conservação. Esta especificidade indica também a importância de preservação desta unidade de conservação, onde a eliminação de uma mancha de mata pode significar a extinção regional de uma determinada espécie. Porém, outros estudos sobre a ecologia dos tricladidos terrestres ainda são necessários para uma melhor compreensão da estrutura de comunidades desse grupo e dos diversos fatores que influenciam a mesma.

(Financiadores: PIBIC/CNPq, FAPERGS, UNISINOS)

6. Referências Bibliográficas

Alford, D.V.; Boag, B.; Johns, P.M. (1998). Report on the OECD workshop on terrestrial flatworms. *Pedobiologia* 42: 385-388, München.

Boag, B.; Jones, H.D.; Evans, K.A.; Neilson, R.; Johns, P.M. (1998a). The application of GIS Techniques to estimate the stablishment and potential spread of *Artiophostia triangulata* in Scotland. *Pedobiologia* 42: 504-510, München.

Boag, B.; Yaetes, G.W.; Johns, P.M. (1998b). Limitation to the distribution and spread of terrestrial flatworms with special reference to the New Zealand flatworm (*Artioposthia triangulata*) *Pedobiologia* 42: 495-503, München.

Carbayo F.; Leal-Zanchet, A.M. (2001). A new species of terrestrial planarian (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola) from South Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 61(3):191-201, São Carlos.

Carbayo F.; Leal-Zanchet, A.M. (2003). Two new genera of geoplaninid land planarians (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola) of Brazil in the light of cephalic specialisations. *Invertebrate Systematics* 17(3):449-468, Collingwood.

Carbayo F.; Leal-Zanchet A.M.; Vieira E.M. (2001). Land planarians (Platyhelminthes: Tricladida: Terricola) as indicators of man-induced disturbance in a South Brazilian. *Belgian Journal of Zoology* 131: 223-224, Bruxelas.

Carbayo, F.; Leal-Zanchet, A.M.; Vieira, E.M. (2002). Terrestrial Flatworm (Platyhelminthes: Tricladida: Terricola) diversity versus man-induced distubance in an ombrophilous forest in southern Brazil. *Biodiversity and Conservation* 11: 1091-1104, Dordrecht.

Froehlich, C.G. (1959). On Geoplanids from Brazil. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo* 22: 201-265, São Paulo.

Graff, L. (1899). *Monographie der Turbellarien*: II. Tricladida Terricola. Leipzig, Engelmann. 574 p.

Ogren, R.E.; Kawakatsu, M. (1990). Index to the species of the family Geoplanidae (Turbellaria, Tricladida, Terricola). Part I: Geoplaninae. *Bulletin of the Fuji Women's College* 28, Serie II: 79-166, Sapporo.

Jones, H.D.; Green, J.; Palin, D.W. (1998). Monthly abundance, size and maturity in a population of the Australian flatworm, *Austraplana sanguinea alba*. *Pedobiologia* 42: 511-519, München.

Krebs, C.J. (1989). *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York, 365 p.

Leal-Zanchet, A.M. & Carbayo, F. (2001). Two new species of Geoplanidae (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola) from Brazil. *Journal of Zoology* 253: 433-446, London.

Sluys, R. (1998). Land planarians (Platyhelminthes, Tricladida, Terricola) in biodiversity and conservation studies. *Pedobiologia* 42: 490-494, München.

Springett, J.A. (1976). The effects of prescribed burning on the soil fauna and on litter decomposition in Western Australian forests. *Australian Journal of Ecology* 1: 72-82, Adelaide.

Stimpson, W. (1857). Prodromus descriptionis animalium evertebratorum etc. Pars I. Turbellaria Dendrocoela. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 9:19-31, Philadelphia.

Winsor, L. (1998). The Australian terrestrial flatworm fauna (Tricladida: Terricola). *Pedobiologia* 42: 457-463, München.

Zar, J.H. (1999). *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey, 931 p.

Comunidade de Anfíbios Anuros da Reserva Florestal da Serra do Palmital, Serra da Mantiqueira, Caçapava, Estado de São Paulo.

Itamar Alves Martins[1] *& André Ferraz Leite*[1]
[1]*Universidade de Taubaté – UNITAU. Depto de Biologia, Laboratório de Zoologia. Pça. Marcelino Monteiro, 63. Taubaté, SP. 12030-010. Email: istama@uol.com.br*

1. Introdução

Para as regiões serranas do sudeste do Brasil, compreendidas dentro do "Domínio das Matas Atlânticas" (Ab'Saber, 1977), especificamente para a região da Serra da Mantiqueira, são poucas as publicações sobre comunidades de anfíbios anuros. De um modo geral, a fauna da Mata Atlântica é pouco conhecida, devido à exigüidade de estudos a médio e em longo prazo e à falta de levantamentos faunísticos em diferentes regiões (Haddad & Sazima, 1992).

Em algumas áreas de Mata Atlântica, no sudeste do Brasil, o empobrecimento das comunidades de anuros tem sido registrado e pode ser atribuído à degradação dos ambientes pela ação antrópica (Heyer *et.al.*,1990). Segundo Jim (1980), essas modificações produzidas pela ação do homem nas feições ambientais conduzem, via de regra, em direção a uma uniformização, isto é, redução das diferenças antes existentes pela retirada total ou parcial da cobertura vegetal original e em conseqüência há tendência para redução na diversidade de espécies e aumento da abundância de algumas outras. É de vital importância conhecer os mecanismos da interação das comunidades de anfíbios com seus ambientes, saber quais as espécies mais resistentes à interferência do homem e quais aquelas que só ocorrem em ambientes preservados, assim, será possível conhecer as espécies que estão ameaçadas pela degradação ambiental, além de caracterizar algumas outras como indicadores de qualidade ambiental (Heyer, *et al*., 1988). Haddad (1991), ressalta que estudos sobre as comunidades de anuros da Mata Atlântica se fazem necessário e urgente.

Este estudo teve como objetivo o levantamento e análise da estrutura da comunidade de anfíbios anuros em relação à ocupação espacial e temporal em ambientes de área aberta e de mata em uma área da Serra da Mantiqueira, região do Vale do Paraíba no Estado de São Paulo.

2. Material e Métodos

As atividades de campo foram realizadas na Reserva Florestal da Serra do Palmital (RFSP) (23° 01' 43,5"S e 45° 44' 49"W), apresentando altitudes que variam de 730 a 1010 metros. A reserva apresenta cerca de 700 hectares e encontra-se localizada a cerca de 13 Km do município de Caçapava, SP.

As visitas aos locais de estudo foram efetuadas durante o período de janeiro de 2001 a junho de 2003, realizando coletas quinzenais durante o período chuvoso e, mensais no período de seca. As coletas foram realizadas durante o período noturno, em ambos os ambientes e, para o ambiente de mata também foram realizadas coletas diurnas.

Dentro dos limites da reserva (RFSP) foram estudados a anurofauna de dois ambientes: 1) Ambiente de área aberta, localizada na região de menor altitude da reserva (730m), caracterizada como área de pastagem de bovinos, contendo duas lagoas de grande porte, ambas com cerca de 280m^2 apresentando margens com vegetação de gramíneas e pequenos arbustos. 2) Ambiente de mata: com formação típica de floresta atlântica, apresentando solo com camada de serapilheira. A área amostrada no interior da mata apresenta dois riachos de pequeno porte com águas cristalinas e leito composto por seixos de tamanhos variados, com profundidade média de 40cm. A área amostrada foi de aproximadamente 500m de extensão.

Durante as visitas aos ambientes foram registrados: o horário de inicio e pico de atividade de vocalização, foi realizada uma estimativa do número de machos emitindo vocalizações, o número de espécies presentes em cada ambiente. Para cada exemplar registrado foram tomadas as medidas do comprimento rostro cloacal (CRC), registrado o sítio de canto (altura e tipo de vegetação) e efetuadas gravações de suas vocalizações. As vocalizações foram registradas com gravador digital (DAT) SONY TCD-D8 e gravadores SONY TCM-S64V, acoplados a microfones externos Sennheiser semidirecional (ME 66) ou cardióides (ME 64). Todas as vocalizações registradas e os exemplares testemunhos encontram-se depositados na Coleção Científica do Laboratório de Zoologia da Universidade de Taubaté, UNITAU.

Em relação ao número de amostragens realizadas foram efetuadas análises de freqüência de ocorrência (FO), para as quais estipulamos três índices: espécies freqüentes ³ 75%; espécies com freqüências médias < 75% e ³ a 30%; baixa freqüência £ 25%.

Os dados de fatores abióticos foram fornecidos pela Estação Meteorológica da Fazenda Piloto da Universidade de Taubaté, Campus de Ciências Agrárias.

3. Resultados e Discussão

Foram registradas na área de estudo 33 espécies de anuros. Houve predominância de representantes da família Hylidae, com 17 espécies (51,5%), seguidas pela família Leptodactylidae 13 (39,4%). A família Bufonidae esteve representada por duas espécies e a família Microhylidae com somente uma espécie.

A maior riqueza de espécies foi registrada para o ambiente de área aberta com 22 espécies. O ambiente de mata apresentou 12 espécies. Somente uma espécie foi comum aos dois ambientes, *Bufo crucifer*. Verificou-se que esses dois tipos de ambientes apresentam anurofaunas bastantes específicas. O menor número de espécies associadas ao ambiente de mata deve se ao tamanho da área amostrada e a ausência de exploração em diferentes microhabitats.

A família Hylidae apresentou maior representatividade, em termos de ocupação em ambiente de área aberta, com 13 espécies (59%), em relação às quatro espécies (33,3%) dos hilídeos registrados em ambiente de mata. A presença de poucas espécies de hilídeos no riacho da mata pode estar associada a pouca quantidade de vegetação marginal.

A família Leptodactylidae, ao contrário dos hilídeos, apresentou uma maior representatividade em termos de ocupação espacial no ambiente de mata (Riacho e chão de mata), com sete espécies (58,3%). No ambiente de área aberta esta família foi representada por seis espécies (27,3%).

As famílias Bufonidae e Microhyidae apresentaram ocupação espacial preferencial em ambiente de área aberta, com duas e uma espécies respectivamente.

Para o ambiente de área aberta foram registradas as seguintes espécies: Bufonidae, *Bufo crucifer*, *B. ictericus*. Hylidae, *Aplastodiscus perviridis*; *Hyla albopunctata*, *H. elegans*, *H. elianeae*, *H. faber*, *H. minuta*, *H. pardalis*, *H. prasina*, *H. polytaenia*, *H. sanborni*; *Scinax crospedospila*, *S. fuscomarginatus*, *S. fuscovarius*. Leptodactylidae, *Leptodactylus furnarius*, *L. fuscus*, *L. mistacinus*, *L. ocellatus*; *Physalaemus cuvieri*, *P. fuscumaculatus*. Microhylidae, *Elachistocleis ovalis*. Dentre essas sete espécies registraram freqüência de ocorrência ³ 75%.

As espécies registradas em ambientes de mata foram as seguintes: Bufonidae, *Bufo crucifer*. Hylidae, *Hyla arildae*, *H. leucopygia*, *H. luctuosa*; *Scinax hiemalis*. Leptodactylidae, *Adenomera marmorata*; *Eleutherodactylus binotatus*, *E. guentheri*; *Hylodes sazimai*; *Megaelosia boticariana*; *Proceratophrys boiei*, *P. melanopogon*. Neste ambiente somente *H. arildae* e *H. leucopygia* apresentaram freqüências de ocorrência ³ 75%.

Dentre todas as espécies amostradas, algumas apresentaram baixa freqüência de ocorrência (FO £ 25%), todas de habitat associados à mata, *Hylodes sazimai*, *Megaelosia boticariana Proceratophrys melanopogon* e *Hyla luctuosa*, sendo que esta ultima pode ter sua

baixa amostragem em virtude do horário de atividade dessa espécie. Duas espécies, *H. sazimai* e *M. boticariana*, apresentaram atividades diurnas ou crepusculares, preferencialmente.

Para os dois ambientes observou-se a presença de partilha de habitat e/ou partilha acústica entre as espécies. O parâmetro vocalização de anúncio foi o fator mais importante para a manutenção da coexistência interespecífica, como observado em outros estudos sobre comunidades (Duellman & Trueb, 1986; Cardoso *et al*., 1989; Heyer, *et al*., 1990, Rossa-Feres & Jim, 2001).

A distribuição temporal das espécies esteve relacionada, principalmente com os fatores abióticos, temperatura média do ar e precipitação pluviométrica. O período de atividade reprodutiva das espécies pode ser dividido em duas estações: 1) frio e seco, correspondente aos meses de abril a agosto com ocorrência de 15% das espécies; 2) quente e chuvoso, entre setembro e março com o registro da grande maioria das espécies (85%). Houve sazonalidade na temporada reprodutiva e, o índice pluviométrico foi o fator que apresentou maior influencia sobre a atividade das espécies, tanto de área aberta como em ambiente de mata. Entretanto, o fator temperatura do ar parece ter sido o fator que estimula o início das atividades de vocalização. Para as regiões tropicais e subtropicais esses dois fatores climáticos são os determinantes do período de atividade reprodutiva, como sugerido em diversos trabalhos (Crump, 1974; Duellman & Trueb, 1986; Heyer, *et al*., 1990; Haddad & Sazima, 1992).

4. Conclusão

A anurofauna da Reserva Florestal da Serra do Palmital pode ser considerada como mosaico de espécies que ocorrem tanto nas áreas serranas e de planalto. A localidade amostrada apresenta uma boa diversidade de anfíbios anuros (33), e a maior riqueza de espécies foi registrada no ambiente de área aberta com predominância das espécies da família Hylidae. Entretanto, essa riqueza de espécies pode ser ainda maior, quando for exploradas uma maior extensão e diferentes localidades da Serra da Mantiqueira. Acreditamos que, somente foram amostradas nesse estudo cerca de 50 a 60% das espécies existentes na Serra da Mantiqueira. Devido ao habito críptico de vida e o nível de especificidade de ocupação de habitat, as espécies de mata, principalmente, apresentaram ocupação mais restrita. A coexistência das espécies foi promovida pelo uso diferencial de sítios de canto e desova e, pela característica acústica de suas vocalizações de anúncio. A sazonalidade nas atividades reprodutivas esteve associada às condições climáticas, sendo o período quente e chuvoso o mais favorável.

5. Referências Bibliográficas

Ab' Saber, A. N. (1977). Os domínios morfoclimáticos na América do Sul. Primeira aproximação. *Geomorfologia*, 52: 1-21.

Cardoso, A. J.; Andrade, G. V. & Haddad, C. F. B. (1989). Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anuros) no sudeste do Brasil. *Rev. Bras. Biol*. 49: 241-249.

Crump, M. L. (1974). Reproductive strategies in a tropical anuran community. *Univ. Kans. Mus. Nat. Hist. Misc. Publ.* 61: 1-68.

Duellman, W. E. & Trueb, L. (1986). *Biology of Amphibians*. New York: McGraw-Hill, 670p.

Haddad, C. F. B. & Sazima, I. (1992). Anfíbios anuros da Serra do Japi. In: Morellato, L. P. C. (Org.). *Historia natural da Serra do Japi. Ecologia e Preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil*. Editora da UNICAMP. pp. 188-211.

Haddad, C. F. B. (1991). *Ecologia reprodutiva de uma comunidade de anfíbios anuros na Serra do Japi, sudeste do Brasil.* Campinas: UNICAMP. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 154p.

Heyer, W. R.; Rand, A. S.; Cruz, C. A. G.; Peixoto, O . L. & Nelson, C. E. (1990). Frogs of Boracea. *Arquivos de Zoologia*, 31 (4): 231-410.

Heyer, W. R.; Rand, A. S.; Cruz, C. A. G. & Peixoto, O . L. (1988). Decimations, extinctions, and colonizations of frog populations in southeast Brazil and their evolutionary implications. *Biotrópica* 20: 230-235.

Jim, J. (1980). *Aspectos ecológicos dos anfíbios registrados na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura).* São Paulo, Tese (Doutorado em Zoologia)-Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 332p.

Rossa-Feres, D. C. & J. Jim, (2001). Similaridade do sítio de vocalização em uma comunidade de Anfíbios anuros da região Noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Revta. bras. Zool. 18* (2): 439 – 454.

(*Agradecimentos*: FAPESP-Biota processo 01/13341-3; UNITAU - Pró-Retoria de Pesquisa e Pós-Graduação).

Fitossociologia das formações halófilas e psamófilas-repitantes iniciais do Parque Nacional de Jericoacoara – CE

Janaina Silva Hoffman Redling[a] & Marcel Redling Moreno[b].
[a]Secretaria de Turismo e Meio Ambiente – Prefeitura Municipal de Cruz / CE
[b]IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (mredling@uol.com.br).

1. Introdução

O Parque Nacional de Jericoacoara, situado no Litoral Oeste do Estado do Ceará, dividida entre os municípios de Cruz e Jijoca de Jericoacoara, apresenta uma paisagem de grande valor cênico, estético, ecológico e econômico, constituindo um conjunto raro e particular. Geologicamente, é composto por formações pré-cambrianas, terciárias e quartenárias, com relevo acidentado e maior altitude no serrote, junto à Vila de Jericoacoara (98 m a.s.m.). Segundo a classificação de Köppen, o tipo climático é Aw' – Clima Tropical Chuvoso, com temperatura média elevada e períodos chuvosos alternados com seca de 5 a 6 meses (Georgen, 1985).

A Unidade possui um grande número de ecossistemas, apesar de sua pequena extensão, destacando-se as restingas, as formações arbustivo-arbóreas sobre tabuleiros, as lagoas permanentes e estacionais, os manguezais, as dunas móveis e fixas e os serrotes, além de ecossistemas marinhos.

As comunidades vegetais das restingas brasileiras ainda não estão bem delimitadas. Faltam dados florísticos, estruturais e ambientais para poder tratar de uma maneira global estas formações (Araújo e Henriques, 1984). O litoral brasileiro apresenta diversas formações vegetais, com fisionomia e características distintas. As formações iniciais, próximas ao mar, tem sido descritas como halófilas e psamófilas-reptantes, e tem problemas quanto às condições desfavoráveis, devido a natureza dos solos, a ação dos ventos e das vagas (Thomas e Monteiro, 1994).

Conhecido internacionalmente como ponto turístico, o PARNA de Jericoacoara sofre ameaças constantes devido a grande presença humana, e forças como a circulação indiscriminada de veículos automotores, plantio de espécies exóticas e presença de grande quantidade de animais domésticos como jumentos, bois e carneiros, que criam uma situação de sobrepastagem, geram um quadro preocupante que pode ocasionar danos irreversíveis a estes frágeis ecossistemas.

2. Métodos

Foram selecionados dois pontos ao longo das formações halófila e psamófila-repitante da restinga do Parque Nacional de Jericoacoara, sendo uma próxima ao limite Leste da Unidade (zona 1) e a outra junto a APA de Jericoacoara (zona 2). Em cada um destes pontos foram alocadas três linhas paralelas, perpendiculares a faixa de maré, distantes 10 m entre si. Estas linhas se estenderam desde o ponto extremo de chegada da água na maré, alcançando o

limite de 100 m, sendo lançados, paralelos às linhas e a cada metro, quadrados de 0,25 m^2 (0,5 m X 0,5 m), onde todas as espécies presentes tiveram sua cobertura estimada. (Figura 1).

As espécies foram identificadas por comparação e, se necessário, remetidas a especialistas, e o material testemunho será depositado no herbário da UFC. A cobertura de cada espécie foi estimada, considerando-se as seguintes classes: 1 = 0 %; 2 = 0 a 5 %; 3 = 5 a 15 %; 4 =15 a 25 %; 5 = 25 a 50 %; 6 = 50 a 75 % e 7 = 75 a 100%.

As variáveis fitossociológicas a serem consideradas foram as seguintes: Freqüência absoluta (FA) = nqi; freqüência relativa (FR) = nqi / N*100; cobertura relativa (CR) = Ai / A*100 e Valor de Cobertura (VC) = FR + CR. Para efeito de cálculo, foram considerados os valores medianos de cobertura de cada espécie.

3. Discussão e resultados

Foram identificadas 24 espécies pertencentes a 12 famílias. *Sporobolus virginicus, Remirea maritima, Heliotropium lanceolatum, Commelina nudiflora, Chamaesyce hyssopifolia, Indigofera microcarpa, Dactylocterium aegyptium, Borreria verticillata, Richardia grandiflora, Zornia orbiculata, Alternantera litoralis, Sida* sp. e *Ipomoea asarifolia*, são comuns as duas áreas, enquanto que *Eleocharis atropurpurea, Centrosema* sp., *Indigofera* sp., *Crotalaria* sp., *Blutaparon portulacoides* e *Conocarpus erectus* só foram amostrados na zona 1 (limite leste da UC), enquanto que *Panicum trichoides, Diodia teres, Cyperus maritimus* e *Stilpnopappus trichospiroides* ocorreram exclusivamente na zona 2 (adjacente à APA).

Quando comparadas, as duas zonas apresentam uma variação bastante apreciável em termos de cobertura vegetal, sendo que na zona 1 57,9 % da superfície amostral apresentou cobertura, enquanto que na zona 2 este índice esteve restrito a 18,4 %. Fatores como menor circulação humana, maior umidade e variações topográficas podem ser citadas como possíveis causas para o maior acúmulo de biomassa vegetal na área próxima ao limite leste da Unidade.

Estruturalmente, diferenças significativas foram observadas entre as duas áreas. Assim, na zona 1, as espécies de maior valor de cobertura (VC) foram *Borreria verticillata* (42,4), *Sida* sp. (31,0), *Indigofera* sp. (27,4), *Richardia grandiflora* (21,6), *Indigefera microcarpa* (14,4), *Sporobolus virginicus* (12,6), *Alternantera litoralis* (11,8) e *Chamaesyce hyssopifolia* (10,0), enquanto que na zona 2, as de maior valor de cobertura foram *Heliotropium lanceolatum* (42,9), *S. virginicus* (30,6), *Sida* sp. (27,2), *Remirea maritima* (22,8), *Diodia teres* (21,8), *I. microcarpa* (13,0), *Commelina nudiflora* (8,8) e *B. verticillata* (7,7). Dentre as espécies de maior VC, apenas *Sida* sp. e *I. microcarpa* apresentaram valores similares nas duas áreas. *H. lanceolatum*, espécie de maior cobertura na zona 2, apresentou VC de 7,4 na outra área, enquanto que *R. maritima* ficou restrita a um VC de 0,4 neste ponto de estudo. Da mesma forma, *D. teres* ocorreu exclusivamente na zona 2, enquanto que *Indigofera* sp. somente foi amostrada na zona 1.

Quando consideramos um gradiente na direção mar-continente, podemos observar um padrão de distribuição para algumas espécies. Assim, nas faixas iniciais de vegetação, notamos a existência de poucas espécies, com destaque para *Sporobolus virginicus, Blutaparon portulacoides* e *Panicum trichoides.* Já *Richardia grandiflora, Stilpnopappus trichospiroides* e *Indigofera* sp. distribuem-se em pontos a, no mínimo, 50 m da linha de maré. *Remirea maritima, Commelina nudiflora, Sida* sp. e *Alternantera litoralis* tem distribuição homogênea, enquanto que as demais espécies apresentam padrão de distribuição aleatório.

A espécie pioneira *Blutaparon portulacoides*, típica das formações halófilas de boa parte do litoral brasileiro, apresentou uma freqüência muito baixa, estando ausente na zona próxima a APA de Jericoacoara. Isto se deve provavelmente ao trabalho erosivo do mar, além da circulação de pessoas. Henriques *et al.* (1984) e Cordazzo e Costa (1989) chamaram atenção para o fato de que, após as marés equinociais, a cobertura de *B. portulacoides* diminui nas regiões próximas ao mar.

Sporobolus virginicus apresentou grande cobertura próxima ao mar. Esta espécie possui ampla distribuição, sendo encontrada em muitas partes dos trópicos e em regiões sub-tropicais (Hay *et al*., 1981; Henriques *et al*., 1984). Esta ampla distribuição, habitando regiões altamente seletivas, deve-se, principalmente, ao fato de que esta espécie permanece dormente em locais com baixo potencial hídrico, voltando a germinar quando retornam as condições favoráveis (Ungar, 1982).

Na área localizada no leste do Parque Nacional existem pontos de acúmulo de água nos períodos de maior pluviosidade, o que pode ocasionar uma variação na composição florística destes sítios. Indivíduos de *Eleocharis atropurpurea*, além de plântulas de *Conocarpus erectus*, típicos de áreas alagadiças, foram observados exclusivamente nestes locais.

Em termos gerais, as famílias de maior riqueza foram Fabaceae (5 spp.), Cyperaceae (4 spp.), Poaceae, Rubiaceae (3 spp.) e Amaranthaceae (2 spp.). As demais famílias amostradas (Euphorbiaceae, Malvaceae, Boraginaceae, Convolvulaceae, Combretaceae, Asteraceae e Commelinaceae) foram representadas por uma única espécie. Variações sensíveis foram observadas ente as duas áreas em termos de cobertura. Assim, na zona 1 as de maior valor de cobertura foram Rubiaceae (64,0), Fabaceae (47,0), Malvaceae (31,0), Poaceae (13,7), Amaranthaceae (12,9) e Euphorbiaceae (10,0), enquanto que na outra zona os maiores VCs foram de Boraginaceae (42,9), Rubiaceae (35,0), Poacae (33,5), Malvaceae (27,2), Cyperaceae (24,2) e Fabaceae (13,5). Apesar da grande riqueza, Cyperaceae não figura entre as 6 de maior cobertura na zona 1, enquanto que Boraginaceae, como uma única espécie, apresenta uma acentuada predominância na zona 2.

A riqueza encontrada no presente estudo, mesmo quando considerados trabalhos com maior esforço amostral (Araújo e Henriques, 1984; Thomas e Monteiro, 1994; Redling *et al*, 2002), mostrou-se superior, o que indica uma diversidade superior para este tipo de ecossistema.

Espécies típicas destes ecossistemas, e presentes no Parque Nacional de Jericoacoara, como *Batis maritima, Paspalum scutatum, Turnera subulata* e *Sesuvium portulacastrum* (Matias e Nunes, 2001) não foram amostradas neste estudo, indicando uma riqueza maior do que a obtida neste trabalho. *Chamaecrista ramosa*, espécie abundante nas formações de restinga na região, foi observada em áreas próximas aos locais de estudo, porém nunca em pontos muito próximos ao mar.

4. Conclusões

Com uma riqueza elevada para este tipo de ambiente, as formações halófila e psamófila-repitante da restinga do Parque Nacional de Jericoacoara ainda se apresentam em bom estado de conservação.

Durante as amostragens, as espécies mais freqüentes e com maior valor cobertura foram *Borreria verticillata, Sida* sp. e *Indigofera* sp. na área situada no limite leste da Unidade de Conservação e *Heliotropium lanceolatum, S. virginicus* e *Sida* sp. na zona localizada junto ao limite da APA, sendo que as famílias mais representativas em relação ao VC foram, respectivamente, Rubiaceae, Fabaceae e Malvaceae na zona 1 e Boraginaceae, Rubiaceae e Poaceae na zona 2.

Infelizmente esta área vem sofrendo constante ameaça antrópica, fazendo-se assim urgente um trabalho objetivando a preservação mais eficiente deste complexo ambiental.

5. Referências bibliográficas

Araújo, D.S.D; Henriques, R.P.B. (1984). Análise Florística das Restingas do Estado do Rio de Janeiro. *In*: Lacerda, L.D.; Araújo, D.S.D.; Cerqueira, R.; Turcq, B. *Restingas: Origem, Estrutura e Processos*. CEUFF, Niterói, p.159-194.

Cordazzo, C. V.; Costa, C. S. B. (1989). Associações vegetais das dunas frontais de Garopaba (SC). Ci. E Cult., São Paulo, v. 41, n.9,

p. 906-910.

Georgen, J. (1985). *Área de Proteção Ambiental de Jericoacoara*. PRINTER/CE, UECE/NUGA, SUDEC/DRN, PRMA/DF, PMA/CE, CEDCT/CE, GTZ, Fortaleza, 127 p.

Hay, J. D.; Henriques, R. P. B.; Lima, D. M. (1981). Quantitative comparisons of dune and foredune vegetation in restinga ecossystems in the state of Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro, v. 41, n. 3, p. 655-662.

Henriques, R. P. B.; Meireles, M. L.; Hay, J. D. (1984). Ordenação e distribuição de espécies das comunidades vegetais na praia da restinga da Barra de Marica, RJ. Revta. bras. Bot., São Paulo, v. 7, p. 27-36.

Matias, L. Q.; Nunes, E. P. (2001). Levantamento florístico da Área de Proteção Ambiental de Jericoacoara, Ceará. *Acta bot. bras.* 15(1): 35-43.

Redling, J. S. H.; Moreno, M. R.; Bonadiman, G. S. L.; Oliveira, N. E. M. de; Gonçalvez, M. A. M. (2002). *Fitossociologia da formação halófila e psamófila-repitante da restinga de Praia das Neves, Presidente Kennedy, ES*. Cadernos Camilliani, Cachoeiro de Itapemirim, v.3(3): 7-14.

Thomaz, L. D.; Monteiro, R. (1994). Análise florística da comunidade halófila-psamófila das praias do estado do Espírito Santo. Anais do III Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. *Publ. ACIESP* 87(3): 58-66.

Ungar, I. A. (1982). Germination ecology of halophytes. *Sarks for vegetation science*, v. 2, p. 143-154.

(Agradecimentos ao professor Edson Paula Nunes, da Universidade Federal do Ceará, pelo auxílio na identificação do material botânico, e ao Sr. José Odécio da Costa, pelo apoio em campo e informações prestadas sobre a região).

O Parque Nacional Serra da Capivara (Piauí) e sua flora

Jesus Rodrigues Lemos – Biólogo, Doutorando em Botânica da Universidade de São Paulo (jelemos@ib.usp.br)

1. Introdução

A região da Serra da Capivara, no sudeste do Piauí, é conhecida desde 1970 pela grande quantidade de sítios pré-históricos com pinturas rupestres. Este complexo arqueológico é considerado atualmente como um dos mais antigos e importantes da América (Emperaire, 1984).

A criação do Parque Nacional Serra da Capivara, em 1979, teve múltiplas motivações ligadas às questões de preservação de um meio ambiente específico e de um dos mais importantes patrimônios culturais conhecidos no país. Várias características inerentes à região motivaram a criação do Parque, principalmente as de caráter ambiental, cultural e turístico (FUMDHAM, 1998).

Dentro do aspecto ambiental, a região do Parque é fronteira entre duas grandes formações geológicas e duas grandes unidades da paisagem do Nordeste brasileiro; a Depressão do Médio São Francisco, do embasamento cristalino e a Bacia do Piauí-Maranhão, de sedimentos arenosos (Pellerin, 1979, 1991). De acordo com Emperaire (1984, 1989), a região do Parque situa-se no domínio morfoclimático das caatingas (único Parque Nacional situado neste bioma), apresentando variações fisionômicas – que vão desde formações arbóreas altas até formações arbustivas abertas – e florísticas. A autora complementa ainda que essa diversidade de aspectos está principalmente ligada às condições morfo-estruturais da área.

Até o momento, poucos trabalhos envolvendo estudos florísticos englobando estas duas unidades geomorfológicas foram realizados na região, constando apenas os trabalhos de Emperaire (1984, 1989, 1991), que forneceram registros de algumas espécies vegetais. Assim, com a tentativa de realizar um *checklist* mais abrangente da flora vascular nos dois citados ambientes do Parque, levantou-se, no acervo do Herbário "Graziela Barroso" da Universidade Federal do Piauí – TEPB/UFPI, *exsicatas* depositadas neste Herbário provenientes da área do Parque, acrescido de coletas posteriores realizadas na região. Este trabalho pretende, desta forma, contribuir para um melhor conhecimento da flora da caatinga do Parque Serra da Capivara e conseqüentemente, do semi-árido nordestino.

2. Material e Métodos

2.1- Área de estudo

O Parque Nacional Serra da Capivara localiza-se no sudeste do estado do Piauí (08º26'50" e 08º54'23" S e 42º19'47"e 42º45'51" O), ocupando áreas de quatro municípios e com dimensão de 129.953 ha (FUMDHAM, 1998).

A Serra da Capivara forma o limite sul da bacia sedimentar do rio Parnaíba. Apresenta-se como uma chapada com 500 a 600m de altitude, interrompida por alguns vales. O planalto é formado por camadas areníticas quase horizontais sobre as quais se assentam formações de Latossolos areno-argilosos vermelho-amarelado. Nos terrenos pré-cambrianos da depressão, a paisagem é menos acidentada, tratando-se de uma sucessão de pequenos tabuleiros entalhados no pedimento. Os solos são também Latossolos areno-argilosos vermelhos, porém mais férteis que na zona da bacia sedimentar (Emperaire, 1984).

A precipitação e déficit hídricos médios anuais são de 687,8 mm e 650 mm e a temperatura média anual em torno de 26º C, com chuvas estendendo-se de outubro a maio (Pellerin, 1991; Lemos & Rodal, 2002).

2.2- Coleta de dados e identificação de material botânico

Foram levantados no acervo do Herbário "Graziela Barroso" da Universidade Federal do Piauí – TEPB/UFPI, material coletado na área do Parque e depositado neste herbário, acrescidos de material resultante de coletas realizadas nas duas unidades geomorfológicas (terrenos sedimentares e cristalinos) no período de Setembro/1996 a Dezembro/1998 e distribuídas nos principais Herbários nordestinos. A identificação do material foi realizada utilizando-se literatura especializada e/ou por comparação com *exsicatas*. A informação referente ao hábito das espécies foi extraída da ficha do herbário e para as novas coletas, seguiu-se Font-Quer (1977). O sistema de classificação adotado foi o proposto por Cronquist (1981). A grafia dos gêneros foi verificada em Brummitt (1992) e a abreviação dos autores dos binômios em Brummitt & Powell (1992) e Stafleu & Cowan (1976-1988).

3. Resultados e Discussão

Foram registrados, para a área do Parque, 212 taxa distribuídos em 149 gêneros e 62 famílias, dos quais 189 (89,2%) identificados no nível de espécie e 23 (10,8%) no nível de gênero.

Das famílias levantadas, Caesalpiniaceae (32), Fabaceae (18), Mimosaceae (14), Bignoniaceae (13), Euphorbiaceae (10) e Myrtaceae (10), responderam por 46% das espécies registradas, enquanto 12% das famílias apresentaram apenas uma espécie.

Emperaire (1984, 1989, 1991) ressalta que a heterogeneidade do ambiente físico influencia na distribuição dos taxa nos diferentes ambientes presentes na região do Parque, o que pôde ser também verificado através da análise realizada neste trabalho.

Das 212 espécies registradas neste levantamento, somente 28 foram registradas tanto em áreas de terrenos sedimentares com em áreas do embasamento cristalino, ambientes presentes no Parque: *Spondias tuberosa* Arruda, *Arrabidaea bahiensis* Bur ex K. Schum, *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex DC.) Standl., *Tabebuia spongiosa* Rizzini, *Cordia leucocephala* Moric., *Patagonula bahiensis* Moric., *Neoglaziovia variegata* Mez., *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., *Bauhinia flexuosa* Moric., *Caesalpinia bracteosa* Tul., *Cenostigma gardnerianum* Tul., *Diptychandra aurantiaca* Tul. subsp. *epunctata*

Tul., *Poeppigia procera* Presl., *Senna spectabilis* (DC.) Irwin & Barneby, *Capparis flexuosa* (L.) L., *Erythroxylum betulaceum* Mart., *Argythamnia gardneri* Müll. Arg., *Cnidoscolus urens* (L.) Arthur, *Croton sonderianus* Müll. Arg., *Cratylia mollis* Mart. ex Benth., *Strychnos rubiginosa* DC., *Pavonia glazioviana* Gürke, *Calliandra depauperata* Benth., *Piptadenia moniliformis* Benth., *Eugenia cearensis* Berg., *Cardiospermum corindum* L., *Helicteres baruensis* Jacq. e *Turnera blanchetiana* Urb.

Segundo a análise realizada por Emperaire (1991) referente à distribuição geográfica de algumas espécies presentes no Parque, a autora apontou que *Cardiospermum corindum* L. (espécie herbácea ruderal) é considerado um elemento pantropical; *Senna spectabilis* (DC.) Irwin & Barneby, *Capparis flexuosa* (L.) L. e *Cnidoscolus urens* (L.) Arthur elementos neotropicais; *Tabebuia impetiginosa* (Mart. ex DC.) Standl. (espécie semi-decídua), *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud. e *Strychnos rubiginosa* DC. elementos do cerrado e da caatinga. As espécies que, pela análise deste trabalho, foram encontradas nos dois ambientes do Parque (terrenos sedimentar e cristalino), foram consideradas pela autora, como elementos exclusivos da caatinga.

4. Considerações Finais

Assim, da análise de similaridade florística realizada nos dois conjuntos geomorfológicos da região do Parque Serra da Capivara, verificou-se que a heterogeneidade do ambiente físico (áreas sedimentares ou terrenos cristalinos) influencia na distribuição dos taxa nos diferentes biótopos da região, visto que algumas espécies foram registradas somente em um dos ambientes.

No que se refere à região semi-árida como um todo, baseando-se em análise dos levantamentos florísticos realizados no Nordeste brasileiro, pode-se concluir que, com exceção de um pequeno grupo de espécies registradas somente na área do Parque, de modo geral, há semelhança florística entre a área de estudo com outras áreas de caatinga do semi-árido nordestino, quer sejam instaladas em terrenos sedimentares ou sobre o embasamento cristalino.

5. Referências Bibliográficas

Brummit, R. K. *Vascular plant families and genera*. Kew: Royal Botanic Gardens, 1992. 804p.

Brummit, R. K. & Powell, C. E. *Authors of plant names*. Kew: Royal Botanic Gardens, 1992. 732p.

Cronquist, A. *An integrated system of classification of flowering plants*. New York: Columbia University Press., 1981. 1262 p.

Emperaire, L. A Região da Serra da Capivara (Sudeste do Piauí) e sua Vegetação. *Brasil Florestal 60*: 5-21, 1984.

_____. *Végetation et gestion des ressources naturelles dans la caatinga du sud-est du Piauí (Brésil)*. Doctorat d'Etat ès Sciences Naturelles, Université Pierre et Marie Curie. Paris, 1989. 378p.

_____. Vegetação e flora. *In*: IBAMA. *Plano de Manejo*: Parque Nacional Serra da Capivara. IBAMA. Brasília, Distrito Federal, 1991. p. 61-206.

Font-Quer, M. P. *Diccionario de botanica*. Barcelona. Labor, 1977.

FUMDHAM. *Parque Nacional Serra da Capivara*. São Raimundo Nonato/Piauí. Fundação Museu do Homem Americano, 1998. 94p.

Lemos, J. R. & Rodal, M. J. N. Fitossociologia do componente lenhoso de um trecho da vegetação de caatinga no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. *Acta Botanica Brasilica 16* (1): 23-42, 2002.

Pellerin, J. *Compte-rendu de mission géomorphologique dans la région de São Raimundo Nonato (sud-est du Piauí)*. Centre de géomorphologie, CNRS, Caen, 1979. 15p.

_____. Aspectos físicos. *In*: IBAMA. *Plano de Manejo*: Parque Nacional Serra da Capivara. IBAMA. Brasília, Distrito Federal, 1991. p. 11-19.

Stafleu, F. A. & Cowan, R. S. *Taxonomic Literature*. Utrecht: Scheltema & Holkema. 7 vols., 1976-1988.

Projeto Conservação de Peixes Recifais

João E P Freitas[1], Maria E Araújo[1,2], Alberto A Campos[3], Rommel D. Feitosa[4].

[1] Departamento de Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará, Campus do Pici. Fortaleza-CE. Pesquisador do Grupo de Ictiologia Marinha Tropical - IMAT e-mail – eduardojpf@hotmail.com

[2] Departamento de Oceanografia, CTG, UFPE, Recife, PE.

[3] Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos - AQUASIS

[4] Aluno de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente - UFC

1. Introdução

Conhecer a fauna de uma unidade de conservação é indispensável para estabelecer instrumentos de gestão, tais como zoneamentos e planos de manejo. Estudos sobre a diversidade e abundância de comunidades de peixes em áreas de proteção marinha são fundamentais para definir as características ecológicas destas comunidades, além de avaliar a eficiência do regime de proteção adotado, através de monitoramento (La Mesa & Vacchi, 1999). São exemplos os trabalhos realizados nas Unidades de Conservação da Reserva Biológica do Atol das Rocas (RN) (Rosa & Moura, 1997), Parque Estadual Marinho do Parcel Manuel Luís (MA) (Rocha & Rosa, 2001) e trabalhos ainda não publicados realizados pelo Grupo de Ictiologia Marinha Tropical (IMAT) da Universidade Federal do Ceará que embasaram a criação da Área de Proteção Ambiental Estadual dos Recifes de Corais (RN).

O Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio (PRM) foi criado em 1997 e enquadra-se numa área de 32 km² a uma distancia de 18 km da costa de Fortaleza (CE), sua profundidades varia entre 18 a 30 metros. Poucos trabalhos científicos abordam a ictiofauna do Parque, destacam-se as listas preliminares contendo 86 espécies (Freitas et al., 2001; Correia, 2002) e estudos de genética populacional de peixes recifais que foram coletados nessa área (Freitas, 2000; Freitas, Araújo & Sole-Cava. *Prelo*). Outro fator relevante em relação a esta ictiofauna desse Parque é a presença de espécies ameaçadas segundo IUCN como *Epinephelus itajara* e *Lutijanus analis*. Preocupante também é o fato desta área, anteriormente, ser apontada como um dos principais pontos de coleta de peixes ornamentais para exportação (Nottingham et al., 2000), embora esta pesca seja proibida por lei na área do PRM.

A atividade de mergulho em ambientes recifais é um elemento crescente e lucrativo do turismo nos trópicos (Hawkins et al., 1999). Recentes pesquisas como as de Hawkins et al. (1999), Rouphael & Inglis (1997) e Davis & Tisdell (1997) mostram a importância do turismo subaquático, alertando para os riscos dessa atividade em ecossistemas recifais. Objetivando conscientizar empresários e o publico que freqüenta os recifes foi desenvolvida pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), através da Diretoria de Áreas Protegidas, a campanha conduta consciente em ambientes recifais, que está sendo divulgada em várias unidades de conservação brasileiras. O parque enquadra-se nessa campanha, pois além de ser uma Unidade de Conservação em um ambiente recifal, é o principal destino do turismo subaquático no Ceará.

O presente projeto pretende, utilizando metodologia de mínimo impacto ambiental, desenvolver instrumentos de gestão e campanha de sensibilização, contribuindo para a conservação e o incentivo à adoção de práticas sustentáveis no Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio (Fortaleza, CE).

2. Metodologia

Como os alvos principais deste trabalho são peixes recifais, a escolha dos três pontos amostrais representativos dentro da área do Parque, levaram em consideração tanto os tipos de substratos que caracterizam cada ecossistema e os diferentes níveis de visitação pelo ecoturismo subaquático. Os pontos são conhecidos como Pedra da Risca do Meio, Pedra Nova e Avião, sendo este último um

recife artificial.

Como a pesquisa encontra-se em andamento, foram realizados até o momento, 15 dos 24 embarques previstos para o projeto. Em cada expedição foram abordados os três pontos para coleta dados. Em algumas saídas serão realizados mergulhos noturnos para o acompanhamento de espécies notívagas.

O levantamento sistemático das espécies consta de observações diretas, método "ad libitum" (Lehner 1996; Souto 2000), através de mergulhos autônomos acrescidos da análise de material fotográfico (Souto, 2000) e coletas seletivas. Os espécimes coletados foram levados ao Laboratório do IMAT para a identificação segundo as chaves específicas (e.g.; Cervigón, 1996; Figueiredo & Menezes, 1980; Humann, 1999; Menezes & Figueiredo, 1985) e posteriormente tombadas em Coleção.

O método de censo utilizada neste trabalho é a técnica visual estacionária, adaptada por Bohnsack & Bannerot (1996) para estudos de estrutura de comunidade peixes recifais. Esta técnica de quantificação é altamente indicada para a aplicação em áreas de elevado interesse ecológico como é o caso de unidades de conservação (Rosa & Moura, 1997), bem como para regiões com forte correnteza (Rocha, 1999), como na área de estudo. Todas as informações coletadas durante o mergulho foram anotadas em pranchetas de PVC pré-formatadas, para posterior análise em laboratório. Peculiaridades comportamentais das espécies amostradas também foram registradas.

Os dados colhidos em campo foram processados em computadores para cálculo dos índices de diversidade (Shannon-Wiener), objetivando avaliar a diversidade entre os três pontos amostrais e comparar os valores obtidos nessa área com os de outras unidades de conservação brasileiras.

3. Discussão e Resultados

Até a data do envio deste resumo estavam listadas 115 espécies de peixes observadas no Parque, sendo 6 elasmobrânquios e 109 teleósteos. Foi constatada ainda a presença de 16 espécies que, segundo Floeter et al. (2001), possuem distribuição restrita ao sudoeste do Atlântico. As famílias mais representativas em número de espécies foram Carangidae (10 spp.), Serranidae (9), Labridae (8) e Haemulidae (7). Através dos censos visuais foram catalogadas 8.675 ocorrências de espécimes, sendo 3.287 no Avião, 1.519 na Pedra da Risca e 3.869 na Pedra Nova. Um total de 69 espécies foram representativas nos censos, o que representa 60% do total de espécies catalogadas.

A área amostral conhecida como Pedra da Risca do Meio apresentou, até o momento, o maior valor do índice de diversidade para o total de amostragens (H' = 2,95), seguida da Pedra Nova (H' = 2,36) e do Avião (H' = 2,10). A alta diversidade observada no primeiro ponto é comparável a obtida por Rocha (1999), para os censos realizados no Parque Estadual Marinho do Parcel de Manuel Luiz-MA, ao mesmo índice e obtemos (H' = 3,13). Segundo esse mesmo autor a alta diversidade deveu-se a ausência de dominância numérica de alguma espécie. Na Pedra Nova, devido à dominância das espécies *Haemulon squamipinna* (28%), *Haemulon aurolineatum* (22%) e *Haemulon plumieri* (18%) foram obtidos valores de diversidade menores, fato semelhante foi constatado para o Avião, onde *Haemulon aurolineatum* representou 47% dos indivíduos amostrados. Resultados similares a esses foram obtidos na Reserva Biológica do Atol das Rocas (H' = 2,41), em áreas de profundidades semelhantes as do presente estudo, onde duas espécies representaram juntas mais de 50% dos indivíduos amostrados (Rosa & Moura, 1997). A diferença na diversidade entre os pontos amostrais, pode ser atribuída, dentre outros fatores, a complexidade do ambiente e a profundidade que afetam consideravelmente a distribuição das espécies nos ambientes recifais (Mejía & Garzón-Ferreira, 2000).

Alem dos dados ecológicos da ictiofauna, os resultados da campanha de educação ambiental foram satisfatórios. Os *folderes* (desenvolvidos em parceria com o MMA) foram distribuídos em empresas de mergulho, congressos e em palestras realizadas em escolas, universidades, ONGs, órgãos públicos e colônia de pescadores. Este material informativo e de sensibilização, seguindo os mesmos preceitos da campanha conduta consciente em ambiente recifais (Prates, 2002), procura promover a divulgação dos conhecimentos sobre os ecossistemas recifais e a importância da sua conservação, orientando sobre a forma de conduzir-se buscando um mínimo impacto sobre a paisagem e os recursos naturais.

4. Conclusões

Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio apresenta-se como um ambiente de elevada diversidade e complexidade de peixes recifais, comparável a outras unidades de conservação brasileiras.

Algumas espécies catalogadas nesse trabalho são apontadas como primeira ocorrência para o estado do Ceará, demonstrando uma carência de maiores informações sobre os peixes recifais do Nordeste.

Será necessário a continuação dessa pesquisa, utilizando a mesma metodologia, para um correto monitoramento sobre a influencia da criação da unidade de conservação na ictiofana, além da avaliação da atividade turística nesses ecossistemas.

Foi constatada grande receptividade por parte das empresas de mergulho e visitantes com relação ao material de divulgação desse projeto, mostrando o interesse dessa parcela do turismo por campanhas que valorizam o uso racional do meio ambiente.

(Agradecimentos: À Fundação O Boticário de Proteção a Natureza, pelo financiamento do projeto. À Universidade Federal do Ceará e Manta Diving Center-Projeto Netuno (Escola de Mergulho) pelo apoio logístico.)

5. Referências Bibliográficas

Bohnsack, J. A.; Bannerot, S. P. (1996). A stationary visual census technique for quantitatively assessing community structure of coral feef fishes. NOAA Technical Report. v. 41, p.1-15, jul.

Cervigón, F. M. (1996). Los peces Marinos de Venezuela v.IV. Caracas: Fundación Científica Los Roques, 254 p.

Correia, L. B. (1997). Ictiologia marinha do Parque Estadual Marinha da Pedra da Risca do Meio, Fortaleza-CE. 2002. 42 f. (Monografia de Graduação). Departamento de Engenharia de Pesca – Universidade Federal de Ceará.

Davis, D.; Tisdell, C. (1997). Recreational SCUBA-diving and Carrying-Capacity in Marine Protected areas. Ocean & Coastal Management. v. 26, n. 1, p. 19-40,

Figueiredo, J. L.; Menezes N. A. (1980). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). São Paulo: EDUSP, 90 p.

Floeter, S. R.; Gasparini, J. L.; Rocha, L. A.; Ferreira, C. E. L.; Rangel, C. A.; Feitoza, B. M.; Nunan, G. W. (2001). Brazilian reef fish fauna: checklist and remarks. BioBase Project. Disponível em: www.biobase.org

Freitas, J. E. P, (2000). Variações genéticas entre populações de peixes do Atol das Rocas e da costa do Ceará. 40 f. Monografia de Graduação (Eng. de Pesca) – Departamento de Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará.

Freitas, J. E. P.; Araújo, M. E.; Sole-Cava, A. M. (*Prelo*, 2002). Estruturação genética das populações de duas espécies de peixes recifais do Atol das Rocas e da costa do Ceará. Tropical Oceanography, Recife-PE, v. 30.

Freitas, J. E. P.; Correia. L. B.; Araújo M. E. (2001). Ictiofauna do Parque Estadual Marinho da Pedra da Risca do Meio, CE. In: Congresso Nordestino de Ecologia. Natal-RN. Jul.

Hawkins, J. P.; Roberts, C. M.; Van't Hof, T.; De Meyer, K. Tratalos, J. Aldam, C. (1999). Effects of recreational SCUBA diving on Caribbean coral and fish communities. Conservation Biology. v. 13, n. 4, p. 888-897, ago.

Humann, P. (1999). Reef Fish Identification, 2. ed. Florida: New

World Publications, 396 p.

La Mesa, G.; Vacchi, M. (1999). An analysis of the coastal fish assemblage of the Ustica Island marine reserve (Mediterranean Sea). Marine Ecology-Pubblicazioni Della Stazione Zoologica Di Napoli. v. 20, n. 2, p.147-165, out.

Lehner, P. H. (1996). Handbook of Etologichal Methods. Cambridge: Cambridge University Press.

Mejía, L. S.; Garzón-Ferreira, J. (2000). Estrutura de comunidades de peces arrecifales en cuatro atolones del Archipiélago de San Andrés y Providencia. Revista Biologia Tropical.. v. 48, n. 4, p.883-896.

Menezes, N. A.; Figueiredo, J. L. (1985). Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil V. Teleostei (4). São Paulo: EDUSP, 105 p.

Nottingham, M. C.; Cunha, F. E.; Monteiro – Neto, C. (2000). Captura de peixes ornamentais marinhos no estado do Ceará. Arquivos De Ciências do Mar. Univ. Fed. Do Ceará, Fortaleza, v.33, p. 113 – 118.

Prates, A. P. L. (2002). Campanha de conduta consciente em ambientes recifais. Gerenciamento costeiro integrado. n. 2, p. 33-34.

Rocha, L. A. (1999). Composição e estrutura da comunidade de peixes do Parque Estadual Marinho do Parcel de Manuel Luiz, Maranhão, Brasil. 147 f. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Zoologia) - Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba.

Rocha, L. A.; Rosa, I. L. (2001). Baseline assessment of reef fish assemblages of Parcel Manuel Luiz Marine State Park, Maranhão, noth-east Brasil. Journal of Fish Biology. v. 58, p. 985-998.

Rosa, R. S.; Moura, R. L. (1997). Visual assessment of reef fish community structure in the Atol das Rocas Biological Reserve, off Northeastern Brazil. In: International Coral Reef Symposium, 8th., 1997. Proceedings International Coral Reef Symposium, v. 1, p. 983-986.

Rouphael, A. B.; Inglis, G. J. (1997). Impacts of recreational SCUBA diving at sites with different reef topographies Biological Conservation v. 82, n. 3, p. 329-336, dez.

Souto, A. (2000). Etologia: Princípios e Reflexões. Recife: UFPE. 300p.

Análise Qualitativa da Água: Abordagem Físico-Química e Bacteriológica do Rio Meia Ponte, Estado de Goiás.

Joária D'abadia Damasceno Ferro; Maria José De Magalhães Rodrigues; Elza Maria Da Cruz Silva & Lorena Dall´ Ara Guimarães.
Universidade Estadual de Goiás – Unidade Universitária de Morrinhos – GO (joaria@wepo.com.br)

1. Introdução

De acordo com LACROIX (1991), a água é a substância mais abundante do planeta e está intimamente ligada a história da vida, ao controle do clima e das paisagens. Ela é o principal componente dos seres vivos e da manutenção dos equilíbrios hídricos e biológicos, sendo portanto uma necessidade vital para todos os organismos em qualquer fase da vida.

Observa-se que, apesar de parecer um recurso abundante e infinito, na realidade, a água é um recurso precioso que deve ser cuidadosamente utilizado pelo ser humano. Este elemento é imprescindível não só na natureza de modo geral, mas a todas as atividades desenvolvidas pelo homem. (SOUZA, 1994).

Além das necessidades ligadas ao processo biológico e na produção de alimento, a água é necessária ao abastecimento público, à navegação, à produção de energia elétrica, à refrigeração de máquinas, ao transporte de dejetos que estão ligados ao processo de limpeza de resíduos químicos, industriais e residenciais (BRANCO, 1991).

As atividades de produção agrícola e pecuária são hoje indispensáveis para o abastecimento alimentar da população humana. Apesar disso, a agropecuária é causadora de degradação ambiental e de possíveis riscos à saúde. O desmatamento é o primeiro impacto dessas atividades. A necessidade do suprimento de água dessas atividades também pode comprometer a qualidade das águas de rios e lagos (SILVA et.al., 1998).

FELLENBERG (1980), alerta que dos vários tipos de poluição existentes, a poluição das águas se processa em um ritmo muito mais acelerado que qualquer outro meio de poluição. O comprometimento das mesmas pela influência antrópica se processa por três fontes: águas residuárias urbanas (esgotos), águas residuárias de origem agropecuária e águas residuárias industriais.

Conforme o autor citado acima, os diferentes graus de qualidade da água, desde águas limpas a fortemente eutróficas, podem ser determinados em função da concentração de oxigênio, ou então tomando por base os organismos presentes.

É apresentada neste trabalho, uma avaliação da qualidade da água da micro-bacia hidrográfica do rio Meia Ponte, que faz limites entre os municípios de Pontalina, Morrinhos e Piracanjuba. A interpretação dos dados foi realizada avaliando-se as características físico-químicas do corpo d'água em pontos amostrais, no intuito de identificar o nível de poluição por coliformes fecais e materiais pesados. O rio Meia Ponte, maior corpo hídrico que corta a região, tem como contribuidor de vazão o ribeirão Anicuns e este por sua vez, tem o córrego Cascavel como afluente.

Este estudo foi o primeiro abrangendo a poluição neste trecho do rio Meia Ponte, tornando possível propor medidas mitigadoras para que se possa reverter o quadro nele apresentado.

2. Metodologia

Para a realização do trabalho foram escolhidos três pontos no curso do rio Meia Ponte, abrangendo as regiões dos municípios de Piracanjuba, Morrinhos e Pontalina.

As coletas foram realizadas no dia 04/06/2003. Às 14:40 h foi realizada a primeira coleta na usina do Rochedo, município de Piracanjuba; a segunda coleta foi realizada aproximadamente a 27 km da primeira, na Ponte do município de Morrinhos, na GO 040, às 15:11 h, e a terceira foi realizada a uma distância aproximadamente de 21 km da segunda às 16:00 h.

As amostras de água foram obtidas diretamente do rio Meia Ponte. Foram utilizados frascos descartáveis para a análise físico-químico e frascos de vidro esterilizados para a análise bacteriológica, sendo cada frasco enumerado de acordo com o ponto coletado e posteriormente encaminhado ao laboratório Gerência Regional de Serviço (GRS) SANEAGO, unidade de Morrinhos. Para análise físico-química foram identificados os seguintes parâmetros: cloretos, turbidez, cor, pH, alcalinidade molecular, alcalinidade de fenolftaleina, dureza, oxigênio e ferro. Para a análise bacteriológica foi observada a presença de coliformes fecais. A unidade de medida das variáveis foi o mg/l.

3. Resultados

De modo geral as três amostras apresentaram características semelhantes, que se diferenciaram progressivamente à medida que o rio vai se distanciando dos centros urbanos e, penetrando em regiões rurais onde há bovinocultura intensiva na bacia, alterando desta forma, a qualidade da água.

Os valores das variáveis físico-químicas e bacteriológicas consideradas no presente estudo apresentaram variações que estão fora dos padrões de água aconselhável para o consumo humano, mas aceitável na condição bruta.

As variações entre a primeira e terceira coleta para as variáveis analisadas foram: cloreto:11,5-15,0; turbidez: 12,8-18,6; dureza: 38-46; cor:16,0-37,0; O2: 0,4-1,4; Ferro: 0,09-0,12; alcalinidade molecular: 52,0-53,0; pH:6,6-6,81. Não houve variação entre a alcalinidade de fenolftaleina. Para a análise bacteriológica foi observada a presença de coliformes fecais variando de 11,0 – 210,0,

perfazendo um total de 460,0 ³ 2,4.

4. Conclusão

Devido às atividades antrópicas, nas proximidades do rio Meia Ponte é possível concluir que a qualidade da água analisada nos pontos referidos apresentou uma leve variação nos dados.

A pesquisa por ser realizada no período de estiagem, onde ocorre pequenas vazões nos rios e menor carreamento de sedimentos, apresentou grande concentração de poluentes provenientes de esgotos municipais e atividades agropecuárias, que não dependem da erosão e lixiviação do solo.

Para o aperfeiçoamento do estudo é necessário que se faça uma nova análise no período chuvoso, visando observar padrões de qualidade da água.

5. Referências Bibliográficas

BRANCO, S.M. Poluição e Piscicultura. São Paulo – SP, Ed. USP, p.216, 1991.

FELLENBERG, G. Introdução aos problemas da poluição ambiental. São Paulo: USP, p. 195, 1980.

LACROIX, G. Lagos y rios medios vivos. Plural de Ediciones S. A. Barcelona. p.72, 1991.

SILVA, L.C.F. et al. Caracterização físico-química de córregos do Cerrado do Parque Estadual Serra de Caldas, Caldas Novas – GO. Estudos Vida e Saúde, V.29, p.101-114, 1998.

SOUZA, M.A.A. Relação entre as atividades ocupacionais e a qualidade da água no Cerrado. In: Cerrado: Caracterização, ocupação e perspectivas. PINTO. M. N (Org.). 2ª ed. Brasília: UNB, p. 189 – 199, 1994.

Levantamento da Fauna de Mamíferos do Parque Florestal Estadual do Turvo, Rio Grande do Sul, Brasil

Jorge Reppold Marinho[1] e Adriano Souza da Cunha[2]
1.Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, Programa de Pós Graduação em Biologia Animal, UFRGS (jreppold@cpovo.net). 2. BIOLAW Consultoria Ambiental LTDA.

1. Introdução

O Parque Estadual do Turvo está localizado na porção Norte do Estado do Rio Grande do Sul, junto ao rio Uruguai, na divisa com a Argentina, na região ecoclimática do alto e médio vale do Uruguai cujos elementos arbóreos pertencem a Floresta Estacional Decidual. Considerando-se em termos fitogeográficos, o Parque Florestal Estadual do Turvo representa o último remanescente de tamanho considerável da Floresta Estacional do alto Uruguai no Rio Grande do Sul, composta por espécies florestais advindas do contingente da bacia do Paraná, o que a torna uma das mais importantes áreas de conservação da fauna da região Sul. Em linhas gerais, o parque apresenta uma cobertura vegetal preponderantemente arbórea, cujas condições, no entanto, variam significativamente de acordo com as peculiaridades dos diferentes ambientes nele encontrados. Dessa forma, variações nas condições do solo, grau de alteração verificado no passado e o próprio padrão de distribuição natural das espécies determinam diferenças na composição florística e na fisionomia das matas do parque. A vegetação dominante é a floresta subtropical, mas nessa província também estão incluídos os pinhais sul-brasileiros e os Campos de Cima da Serra. A Província Paranaense é composta por quatro distritos (das Selvas, dos Pinhais, dos Campos e Serrano). A área do parque do Turvo insere-se no Distrito das Selvas, que possui matas com árvores de 20 a 30m de altura, com estrato de árvores menores e subbosque denso, onde predominam bambus e samambaias arborescentes (CABRERA & WILLINK, 1973). Famílias importantes nesse distrito são as leguminosas, lauráceas e mirtáceas, entre outras, porém não são evidenciadas espécies dominantes, pois a diversidade local é sempre muito alta (de 30 até mais de 50 espécies arbóreas em densidades variáveis). A mastofauna da região, por sua vez, sofre influência de diferentes biomas e está intimamente relacionada à geografia dos grandes rios. O parque do Turvo está inserido em uma região zoogeográfica limitada pelo rio Paraguai ao norte e pela bacia do Paraná/Prata ao sul. Pelo menos cinco biomas presentes na porção sul da América do Sul tem seus elementos representados na região onde se localiza o Parque: Pampa, Chaco paraguaio, Floresta com Araucária, Floresta Estacional e Floresta Atlântica.

2. Métodos

Os levantamentos da fauna mamíferos do parque do Turvo foram realizados a partir dos dados coletados em três campanhas de amostragem, realizadas em três estações distintas. A primeira campanha foi realizada entre os dias 6 e 13 de agosto de 2000 (inverno), a segunda entre os dias 8 e 14 de outubro de 2000 (primavera) e a última, com maior com duração, entre os dias 8 e 17 de janeiro de 2001 (verão). Devido à grande variabilidade de formas, comportamentos e habitats que podem ser relacionados aos diferentes grupos de mamíferos, a avaliação da mastofauna da área do Parque e de seu entorno envolveu diversos procedimentos de amostragem, incluindo capturas com armadilhas tipo gaiola, redes, observações, transectos, análise de vestígios (BECKER & DALPONTE, 1991; SCHALLER & CRAWSHAW Jr., 1980) e entrevistas com funcionários da Unidade e moradores da região. Este levantamento foi realizado em três campanhas de cerca de dez dias, abrangendo as diferentes regiões fisionômicas da unidade. Durante os deslocamentos noturnos realizados de automóvel, foram utilizados holofotes portáteis (de 800 mil LUX), possibilitando a observação dos animais que se deslocavam pelas estradas. As coletas de dados quantitativos das populações de mamíferos historicamente são baseadas em amostragens com captura por armadilhas e em censos de transectos (AMLANER, 1980; COCHRAN, 1977). No presente estudo, esses métodos foram utilizados nas três campanhas de amostragem, em diferentes zonas do parque. Entretanto, não foram realizadas avaliações quantitativas dos resultados obtidos nas observações obtidas nos transectos, pois envolveram esforços diferenciados entre as campanhas e mesmo entre os pontos. Pretendeu-se, através desse trabalho, apenas definir a ocorrência das espécies de mamíferos, sem a obtenção de parâmetros de densidade. As amostragens com captura por armadilhas do tipo *live-trap* forneceram dados quantitativos sobre algumas espécies de roedores silvestres, podendo definir alguns parâmetros populacionais desses animais. Neste trabalho, foram utilizadas armadilhas de arame galvanizado, de uma porta, padrões *Shermann* e *Tomahawk*, de quatro tamanhos: 16x5x5; 24x7x7; 42x15x15; 48x20x26, respectivamente comprimento, largura e altura, em centímetros. As armadilhas foram iscadas de diferentes maneiras e colocadas no solo e sobre árvores, pretendendo-se que dessa forma fossem eficientes para capturar diferentes grupos de mamíferos. A maioria dos animais capturados foi identificada, fotografada e posteriormente liberada nas proximidades dos pontos de captura. Alguns indivíduos de espécies com problemas taxonômicos ou mesmo de *táxons* ainda não descritos para o parque foram coletados e submetidos à análises citogenéticas. Foram colocadas armadilhas em duas trilhas perpendiculares à estrada para o porto Garcia e no entorno do campestre próximo, com um esforço total de 120 armadilhas/noite para cada um dos três pontos, numa linha próxima à borda da mata junto ao início da estrada para o porto Garcia, com 60 armadilhas/noite de esforço e, por fim, em duas trilhas perpendiculares à estrada do salto do Yucumã, uma em cada lado, cerca de 3 km a oeste da lagoa das Antas, com 150 armadilhas/noite de esforço em cada ponto.

3. Resultados

Foram inventariadas 46 espécies, pertencentes à 21 famílias de 8 ordens de mamíferos. Por apresentar uma área superior a 17.000 h de mata em bom estado de conservação, o Parque oferece condi-

ções para a manutenção de várias espécies de mamíferos consideradas raras ou ameaçadas. Praticamente todas as espécies de grandes mamíferos registradas no Parque Estadual do Turvo encontram-se em estado crítico ou sensível quanto ao estado de conservação. Entre os felinos, apenas o gato-mourisco (*Herpailurus yaguarondi*), não está presente na lista oficial de espécies ameaçadas publicada pelo IBAMA, mas consta de listagens regionais e sua situação no Estado é crítica. A onça-pintada (*Panthera onca*), maior carnívoro sul-americano, tem no parque sua última área de ocorrência no Estado, e a viabilidade dessa pequena população se mantém apenas em função das ligações com as áreas florestadas da Argentina e com possíveis contatos com as populações mais numerosas da bacia do Iguaçu. O puma (*Puma concolor*), conhecido na região como leão-baio, ocorre em outras regiões do Rio Grande do Sul, sobretudo ao longo da costa do rio Uruguai, mas suas populações estão experimentando um acentuado declínio em função da extinção de seus habitats e da pressão de caça. Ocorrem no Parque do Turvo duas espécies de primatas, o bugio-ruivo (*Alouatta guariba*) e o mico-prego (*Cebus apella*). O primeiro apresenta populações que experimentaram acentuado declínio em decorrência da extinção de seus habitats e da caça. Apesar de ocorrer em muitas regiões do Estado, suas populações encontram-se muito isoladas, resultado dos processos de fragmentação das florestas, e sua situação é considerada crítica, o que coloca a espécie em todas as listas de animais ameaçados. A situação do mico-prego é bastante diferente, pois seus requerimentos ecológicos são menores. Outra espécie criticamente ameaçada que encontra no parque do Turvo seus últimos refúgios em território gaúcho é a anta (*Tapirus terrestris*). Em função da caça acentuada, a espécie foi praticamente extinta no Estado, porém as observações realizadas apontam para um crescimento no contingente da Unidade. O tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*) é outra espécie que não é mais encontrada abundantemente no Rio Grande do Sul, estando restrita á algumas áreas florestadas da costa do Uruguai e Planalto Médio. Na área do parque do Turvo, a espécie parece ser bastante abundante, tendo sido observados dezenas de indivíduos ao longo da estrada do salto do Yucumã. Entre as espécies de mamíferos listadas como ameaçadas de extinção, a última a merecer destaque como sendo de elevado interesse é o cateto (*Pecari tajacu*), que ocorre no parque em pequenos bandos e por vezes invadem lavouras vizinhas. Nesse estudo, foram obtidas informações sobre a comunidade de roedores silvestres que resultaram no registro de espécies ainda não descritas para a região e ainda no encontro de alguns indivíduos que podem pertencer a espécies ainda desconhecidas para a ciência. Análises citogenéticas realizadas em alguns exemplares do gênero *Oryzomys* indicaram que podem ocorrer três espécies desconhecidas para a região.

4. Discussão e conclusões

A comunidade de mamíferos do parque do Turvo certamente é a mais significativa do Estado do Rio Grande do Sul, não apenas pela sua riqueza mas principalmente por incluir espécies que não mais ocorrem em outras áreas, como a onça-pintada e a anta. As ausências de *Monodelphis henseli* (guaiquica), de alguns morcegos e de *Mazama guazoubira* (veado-virá) são ocasionais, em função das dificuldades de observação dessas espécies. Supõe-se que esses animais continuem a ocorrer na área em densidades normais. Entre os marsupiais, além das duas espécies confirmadas, *Didelphis albiventris* e *Gracilinanus agilis*, devem ocorrer pelo menos mais quatro espécies: *Lutreolina crassicaudata*, *Philander frenata*, *Caluromys philander* e *Monodelphis sorex*, além da já citada *Monodelphis henseli*. Alguns novos registros foram obtidos no presente estudo, como *Gracilinanus agilis* (guaiquica), *Dasypus septemcinctus* (tatu), e *Cavia aperea* (preá). O primeiro é um marsupial de pequeno porte, de difícil avistamento. Os demais são habitantes de áreas de campo que provavelmente estejam ocupando a região em função do intenso desmatamento ocorrido e atualmente podem ser encontrados nas áreas de borda do parque. O grande número de espécies de predadores encontrado no parque é um indicador da riqueza e da abundância de sua fauna, uma vez que esses animais necessitam de um grande estoque de presas para sua manutenção. No entanto, os dados obtidos indicam que as populações de antas, capivaras, cotias e tapitis podem estar em expansão, talvez influenciadas por imigrações de indivíduos vindos de áreas vizinhas na Argentina. Contraditoriamente, também são registrados casos de predadores que ultrapassam os limites do parque em busca de alimento em fazendas vizinhas ou mesmo em zonas urbanas. Por diversas vezes foi avistado um gato-mourisco (*Herpailurus yaguarondi*) junto ao aterro sanitário da cidade de Derrubadas. A fauna de roedores silvestres foi avaliada com um grande esforço de amostragem, verificando-se que algumas áreas de borda e fragmentos de mata alterada apresentam alta densidade de roedores murídeos. Esse fenômeno também ocorre em outras áreas alteradas amostradas em outras Unidades de Conservação e pode estar relacionado com o oportunismo e a plasticidade ambiental desses animais e a sua grande capacidade em colonizar ambientes modificados. Os dados obtidos neste levantamento foram empregados na elaboração do Plano de Manejo do Parque Florestal Estadual do Turvo, cuja versão final encontra-se disponível através da Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul, DEFAP - Departamento de Florestas e Áreas Protegidas.

5. Referências Bibliográficas

AMLANER, C.J. Techniques of Study. *In*: The Oxford Companion to Animal Behavior. McFarland, D. (ed), p. 544-550, Oxford, Oxford University Press. 1980.

BECKER, M.; DALPONTE, J. C. *Rastros de mamíferos silvestres brasileiros - um guia de campo.* Brasília, DF, Editora da Universidade de Brasília, 1991. 181 p.

CABRERA, A.; WILLINK, A. *Biogeografia de América Latina*. Whashington, DC: OEA. 1973.

COCHRAN, W.G. *Sampling Techniques*. 3ª. ed., New York. Wiley, John & Sons, Inc. 1977. 428 p.

SCHALLER, G.B., CRAWSHAW Jr., P.G. Movement patterns of jaguar. *Biotropica*, v. 12, n. 3, p. 161-168, 1980.

Apoio: CAPES, Magna Eng. Ltda. Este levantamento foi realizado com recursos do Banco Mundial – Programa RS-RURAL, SAA - Secretaria da Agricultura e Abastecimento, SEMA - Secretaria do Meio Ambiente, DEFAP - Departamento de Florestas e Áreas Protegidas.

A Política de Informações sobre Recuperação de Áreas Degradadas (Rad) para a Comunidade Universitária Visando à Conservação da Biodiversidade

José Mauricio Piliackas [1] & Luiz Mauro Barbosa [2]
[1] Coordenador de Ciências Biológicas –Universidade São Judas Tadeu (USJT – SP) (prof.piliackas@usjt.br),
[2] Diretor Geral – Instituto de Botânica de São Paulo (IBT – SP)

1. Introdução

Considerando as recentes constatações sobre a maneira indevida com que muitos reflorestamentos têm sido conduzidos em São Paulo, sobretudo no que diz respeito à conservação da Biodiversidade e estabilidade dos ecossistemas "restaurados", projetos envolvendo políticas públicas estabelecendo-se parcerias entre universidades, prefeituras e ONGs têm sido uma alternativa viável para a Recuperação de Áreas Degradadas (RAD), sendo que a abordagem multidisciplinar é hoje o melhor caminho a ser seguido. Neste trabalho, pretende-se enfocar um desses aspectos, ou seja, a necessária multiplicação das informações e dos conhecimentos através dos alunos universitários de áreas afins. No entanto, é

possível verificar que questões como a caracterização dos ecossistemas locais, as técnicas de reprodução de espécies nativas e a recuperação de áreas degradadas, dentre outras, são tratadas de forma deficitária no meio universitário, o que valoriza as ações deste trabalho; assim, a formação de profissionais aptos a atuarem neste campo deve ser otimizada nas universidades.

A discussão maior na atualidade é sobre o uso desse conhecimento nas diferentes áreas para a adequação das ações de conservação, manejo e principalmente de restauração de ambientes naturais. Alguns aspectos teóricos e metodológicos da restauração desses ecossistemas, como das matas ciliares estão sendo exaustivamente discutidos e testados nos Institutos de Pesquisa e academias. Um dos pontos de quase total consenso é que o sucesso dessas propostas está pautado pelo restabelecimento da Biodiversidade, envolvendo não só as demais formas de vida vegetal, como os diferentes grupos da fauna e das suas relações ecológicas (Barbosa e Potomati, 2003).

Os resultados obtidos pelo projeto: "Modelos de Repovoamento Vegetal para Proteção de Sistemas Hídricos em Áreas Degradadas dos Diversos Biomas no Estado de São Paulo", patrocinado pela FAPESP, mostram que é urgente a intervenção do Estado, bem como das universidades, no intuito de mostrar à sociedade que a RAD é uma ação chave na conservação de espécies.

2. Métodos

Este trabalho teve como base um dos componentes do projeto "Modelos de Repovoamento Vegetal para Proteção de Sistemas Hídricos em Áreas Degradadas dos Diversos Biomas no Estado de São Paulo", objetivando a capacitação científica tecnológica na área de abrangência do projeto. Para isso, através de cursos de capacitação técnica atendendo às necessidades de cada região do Estado de São Paulo, difundiu-se as informações sobre recuperação de áreas degradadas e divulgou-se os resultados das investigações científicas obtidas. Através de workshops técnicos, foi discutida a situação da RAD nas diversas regiões do Estado, identificando lacunas e dificuldades de cada uma delas. Foram realizados levantamentos sobre os aspectos técnicos e científicos envolvendo a RAD, e estabeleceu-se a partir daí critérios para a capacitação de técnicos e formação de agentes multiplicadores na área, promoveu-se ações integradas e regionalizadas para os setores que integram a RAD, além de serem apresentadas ações e propostas da Secretaria de Estado e Meio Ambiente de São Paulo (SMA) apropriadas para cada situação, promovendo e incentivando o repovoamento vegetal do Estado de São Paulo.

Foram realizados seis cursos de capacitação técnica, cujo objetivo foi a discussão de ações RAD na região. Procurou-se envolver a comunidade acadêmica em formação, sobretudo do curso de Ciências Biológicas, de tal forma que os alunos pudessem exercer na prática a ação obtidos em cursos e simultaneamente atuarem como técnicos da área.

A principal abordagem deste trabalho recai sobre as ações nas Universidades e os reflexos esperados na capacitação dos discentes.

3. Resultados e Discussão

Na Universidade São Judas Tadeu, a implementação de disciplinas correlacionadas à Recuperação de Áreas Degradadas no Curso de Graduação em Ciências Biológicas, bem como na Pós-Graduação em Gestão Ambiental, é outra estratégia que visa preencher a lacuna anteriormente citada. No entanto, a especificidade de informações, bem como do público alvo, faz com que esta seja uma estratégia fundamental na divulgação de conhecimentos gerados em projetos de pesquisa relacionados à política pública.

Com a realização dos cursos e seminários aqui apresentados, foi possível observar que as questões de pesquisa e acadêmicas podem sair da esfera teórica e ser exercidas de forma mais prática. Estudos envolvendo a edição da Resolução SMA 21 de 21/11/2.001, estabelecem recomendações de como deve ser efetuada a RAD, visando à conservação da biodiversidade paulista (São Paulo, 2001).

A conscientização do meio acadêmico para as questões ambientais associadas a qualidade de vida, determinam a necessidade de uma maior integração entre a geração de conhecimento e sua aplicação. Salienta-se a importância da disponibilização de informações sobre técnicas e manejo das áreas, bem como sobre a obtenção de mudas e modelos mais adequados, que considerem a questão sucessional (Rodrigues e Leitão –Filho, 2001). Além da necessidade de revisões nas normas e procedimentos adotados pela SMA com relação à orientação para reflorestamento heterogêneo e sua inter-relação com os Estudos de Impacto Ambiental (EIA) ou Relatórios de Avaliação Prévia (RAP), na elaboração de Termos de Ajustamento de Condutas (TACs) e Laudos Técnicos para concessão de licenças ou autorizações de desmatamento ou de medidas compensatórias. Estas são algumas das abordagens que tornam o processo de aprendizagem mais eficiente, como pode ser notado nos resultados deste trabalho.

É importante ressaltar que o projeto envolve a participação de outras Universidades Paulistas como: USJT, UNICASTELO, UNIABC, UNESPs e USP, incluindo graduandos e pós-graduandos, dentre outras, além de colégios técnicos e profissionais envolvidos com o tema, havendo sido capacitados cerca de mil participantes nos eventos, além de aproximadamente 400 discentes nos cursos de graduação e de pós graduação da Universidade São Judas Tadeu e UNIABC.

4. Bibliografia

Barbosa, L. M. & Potomati, A. (2003). Manual prático para recuperação de áreas degradadas e anais do seminário regional. *Anais do Seminário Regional Sobre Áreas Degradadas: Conservação e Manejo de Formações Florestais Litorâneas*. Ilha Comprida, 84p.

Rodrigues, R. R. & Leitão-Filho, H. F. (2001). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP/FAPESP. 320p.

São Paulo (Estado). *Resolução SMA nº 21*. São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente, 21 nov. 2001. Disponível em: http://www.fflorestal.sp.gov.br/legislação/res sma 21 01.htm. Acesso em: 15 out. 2002.

O Zoneamento Fitoambiental no Planejamento de Unidades de Conservação (Procedimentos Teóricos e Metodológicos)

José Santino de Assis
Universidade Federal de Alagoas (jsa@fapeal.br)

1. Introdução

O critério até o momento adotado para a criação e implementação de Unidades de Conservação no Brasil, abrangente para todas as suas unidades da federação, tem sido primado por um princípio onde prevalecem, sobretudo, as vozes da emoção. E que são conduzidas pelas manifestações políticas que a sociedade organizada imprime, e não por bases científicas apoiadas nos traços mais amiúdes exibidos pelos diferenciados ecossistemas, enquanto naturais. Isso, embora tenha todos os seus méritos reconhecidos, pois, sem ele, certamente ainda não haveria, atualmente, uma rede de Unidades de Conservação espalhada pelo território nacional sob uma Lei que a regula, ainda deixa muito a desejar, na medida em que não tem contemplado todos os tipos de ecossistemas que a paisagem fitogeográfica brasileira possui. A partir de quando, o nível de classificação é estendido para além do que tem se limitado aos macro-espaços denominados de "Biomas", como os exemplos da Floresta Amazônica, da Mata Atlântica, do Cerrado e da Caatinga. Pode-se conjeturar, por esse procedimento, que a estratégia utilizada para a escolha e respectiva legalização das UCs é essencialmente uma medida político-administrativa. Isso quer simbolizar uma questão de ordem conjuntural visando, mais uma submissão a uma barganha política sob influência de organismos internacio-

nais, que nos grandes interesses da conservação, propriamente dita, da sua biodiversidade e do seu biotopo.

Em nível estadual porém, esse critério baseado nos grandes biomas não é seguido. Nesse caso, tem prevalecido a pressão política de um público mais politizado e, por isso mesmo, mais crítico e mais exigente, forçando a que os dirigentes legalizem as UCs. Casos em que são beneficiadas apenas as áreas próximas às grandes cidades, principalmente as capitais e suas regiões metropolitanas. Como estas são, na maioria, situadas nas faixas litorâneas, são os manguezais os melhores contemplados. Além deles, apenas algumas pequenas manchas de florestas são legalizadas. Exemplos no litoral Nordeste: da que protege das dunas a cidade de Natal, da que circunda o horto de Dois Irmãos em Recife, da que cinge uma nascente que abastece alguns bairros de Maceió, ou da que internacionaliza a cidade de João Pessoa. Como se vê, a estratégia é mais para atender a uma questão de ordem visual, pela proximidade que, também, pelas especificidades dos ecossistemas existentes no território estadual.

Em nível municipal, retirando as capitais e suas vizinhanças, a questão é bem mais agravante, pois isso é coisa considerada insignificante, quando não assunto inteiramente desconhecido ou, no máximo, uma ameaça de perda das terras por alguns dos senhores proprietários. Para este caso conclui-se que a estratégia ainda é a do desconhecimento, ou da ignorância, que se reflete pela garantia de posse das terras. Por isso, os atuais remanescentes de vegetação original, continuam sendo objeto do desmatamento e da perseguição da fauna que lhe povoa, quando ainda existe.

2. Metodologia

Analisando-se essa postura conservacionista insuficiente, nota-se que há, pelo menos, três considerações a serem discutidas: não há subordinação a uma escala cartográfica tecnicamente adequada; não contempla todos os tipos de ecossistemas existentes; não aplica uma distribuição espacial organizada.

i) A que se relaciona com a desobediência técnica à dimensão de uma escala cartográfica dada pode atender a quatro ordens de grandeza espacial: 1) Nível nacional – para ser compatível com a extensão territorial brasileira, e para ter representação cartográfica numa escala de até 1:5.000.000, o tamanho mínimo da unidade seria de 400 km² (40.000 hectares), menor que isso, somente em casos de outros interesses estratégicos, pelo que seria identificada apenas por um símbolo. 2) Nível estadual – a menor área cartografável seria a de 16 km² (1.600 hectares), que se faz visível na escala de até 1:1.000.000. 3) Nível municipal – a menor área seria a de 01 km² (100 hectares), por se tornar visível numa escala de até 1:250.000. 4) Nível fazenda – a dimensão mínima seria a de 0,4 km² (04 hectares) por ter visão cartográfica na escala de até 1:50.000. Para os três últimos casos, as unidades tomadas como referência estão sendo consideradas com uma extensão territorial máxima de 300.000 km² para estados; 75.000 km² para municípios e 1.100 km² para fazendas. Notar que a disparidade em termos de tamanho, entre essas unidades, no Brasil, é muito acentuada. Compare-se um estado de Sergipe com um estado do Pará, por exemplo. Para unidades com áreas maiores, ajustes devem ser promovidos.

ii) A que se relaciona com a não abrangência de todos os tipos de ecossistemas de paisagem fitogeográfica, se identifica por uma visível inobservância quanto à preocupação de manter em estado de preservação, ao menos uma pequena e simples amostra representativa de cada uma das classes daqueles ecossistemas constantes da paisagem fitogeográfica brasileira, pela sua linha fisionômico-ecológica de estudos. Os exemplos dados acima quando se referem às capitais de estados são as provas dessa prática. Ali, são contemplados, por exclusiva obediência a uma legislação federal, os Manguezais e a Mata Atlântica. Não se observa que essa Mata Atlântica pode estar numa faixa bioclimática favorável ou não ao seu equilíbrio ótimo; se distribuída sobre rochas sedimentares ou do embasamento cristalino; se sobre várzeas, encostas, serras ou superfícies tabulares; ou, ainda, em quais tipos de solos e suas idades; se protegendo nascentes ou zonas de recargas, dentre outros. Tudo isso sem deixar de levar em conta os demais ecossistemas, como os cerrados, as caatingas e suas áreas de transição, os ecotonos.

iii) A que se relaciona com a forma de distribuição espacial das unidades de conservação que se caracteriza por uma inteira desordem pelos interiores das unidades administrativas, sobretudo em nível estadual, uma vez que, municipalmente, há um simples desconhecimento da legislação em vigor. E, no caso particular das fazendas, quando alguns remanescentes de vegetação nativa ainda são encontrados, são invariavelmente interferidos e têm tamanhos tão reduzidos que se tornam inadequados aos princípios da conservação. Como já foi referido, o arranjo espacial não obedece, de modo nenhum, a uma determinação de ordem científica, com a preocupação de preservar áreas que, respeitando a diversidade dos ecossistemas em primeiro lugar, se faça uma distribuição espacialmente equitativa.

Uma das alternativas encontrada, e com o objetivo de oferecer uma contribuição fundamentada, agora, numa abordagem científica para fins de planejamento de Unidades de Conservação, o instrumento teórico-metodológico adotado foi o Zoneamento Fitoambiental. Através dele é promovido o desenvolvimento dos trabalhos relativos aos três itens da discussão acima, que servem para solucionar essa questão relacionada com a qualidade para o primeiro, a quantidade para o segundo e a distribuição territorial para o terceiro, quando entendidos como um programa de criação dessas referidas unidades.

Zoneamento Fitoambiental tem sido a denominação dada por Assis (1988), para os estudos fitogeográficos no contexto da Fitogeografia Aplicada e de subordinação teórica no campo da Geografia, quando esta disciplina se volta para a organização do espaço, ou do ordenamento territorial, no âmbito da abordagem ambiental. Nessa contextura, ou para atender a esta configuração, o seu embasamento teórico perpassa por três importantes teorias: a do Geossistema; a do Refúgio; e a do Planejamento Ambiental.

a) ATeoria do Geossistema fundamenta-se nos estudos de Bertrand (1971), Beroutchachvili e Bertrand (1978) e Sotchava (1978), sendo chamada em todas as vezes que os trabalhos se servem da representação cartográfica, como indispensável orientadora do planejamento espacial, em quaisquer que sejam os níveis de escala. São instrumentos necessários ao atendimento desta parte inicial dos estudos: os dados climatológicos por faixas bioclimática; as cartas nas escalas tecnicamente compatíveis de geologia, geomorfologia e classes de solos; e, por conseguinte, as unidades fitoambientais em todas as hierarquias.

b) A Teoria do Refúgio, que se embasa nos trabalhos de Brown-Jr. (1979), Haffer (1989) e Ab'Sáber (1992), é solicitada em todas as vezes que a pesquisa necessita explicar as características geoambientais da área desde a sua gênese até o estado atual. Caso em que são imprescindíveis os conhecimentos climáticos e paleoclimáticos, a gênese e a natureza das rochas, o modelado do relevo, a drenagem, os solos e sua gênese e, mais recentemente, a antropogênese.

c) A Teoria do Planejamento Ambiental, que se instrumentaliza nos trabalhos de Ross (1992) e Mateo-Rodriguez (1994), tem como princípio a dinâmica da presença humana na paisagem, em todas as suas formas de uso ou de ocupação. Isso tem sentido na medida em que essa presença promove uma ruptura de várias magnitudes, todas invariavelmente modificadoras da paisagem fitogeográfica natural, que tem início nos desmatamentos. Estes que normalmente são feitos de forma, quando não exclusivamente predatória, no mínimo sem controle para com os cuidados ambientais, à base da conservação ou da proteção dos seus ecossistemas.

É no contexto desses três níveis que o Zoneamento Fitoambiental se impõe, desde que não se limita ao simples conhe-

cimento ou mapeamento da paisagem vegetacional em nível de diagnóstico apenas. O seu emprego se faz justamente a partir do momento em que a pesquisa seja toda ela orientada no sentido do uso do espaço de forma organizada através do aproveitamento do seu potencial de recursos naturais. O que requer a preservação dos mesmos, sob o suporte de um plano de manejo e de uma gestão ambiental sustentável, com abrangência para os seus fatores bióticos, abióticos e noóticos.

3. Resultados

A base que deu origem aos estudos nessa linha da organização do espaço a partir de um plano de unidades de conservação, foram os problemas visualizados no Estado de Alagoas através do grande avanço dos desmatamentos que foram identificados (Assis, 1998 e 2000), com abrangência para todos os seus tipos vegetacionais. Foi verificado que, para o universo do seu território estavam legalizadas apenas sete Unidades de Conservação, correspondendo a uma insignificante área total de 368 km², ou apenas 1,27 % das suas terras. Também foi observado que, destas, duas representavam a Floresta Ombrófila; uma a Floresta Estacional Semidecidual/ Decidual; mas que não foram em absoluto legalizadas por esse motivo; e, quatro as Formações Pioneiras, contemplando apenas os Manguezais. Ainda foi constatado que, das sete, apenas uma não se encontrava na faixa litorânea, sendo que somente duas não estavam nas vizinhanças da capital, Maceió.

Em função do exposto, foi idealizada e realizada a pesquisa que resultou na classificação fisionômico-ecológica da vegetação em dois níveis hierárquicos (atendendo a um mapeamento na escala de 1:250.000): o de Região Fitoecológica e o de Comunidades Fitoambientais, com base nos períodos biologicamente secos, na litologia e na geomorfologia. Para tanto foram utilizados, como outros recursos técnicos, a interpretação de imagens de satélite (Landsat 5 TM) na escala de 1:100.000 e os levantamentos de campo na confirmação dos parâmetros físicos-ambientais e nos traços fisionômicos-estruturais da vegetação.

No cômputo geral de todos esses instrumentos foi possível o delineamento, seguido da classificação e da mensuração espacial, de trinta e cinco Unidades de Conservação. Elas foram distribuídas de acordo com a dimensão da superfície estadual em se atendendo todos os seus quadrantes, as classes diferenciadas de ecossistemas fitogeográficos em se contemplando todas as Regiões Fitoecológicas e Comunidades Fitoambientais; e, o mapeamento de todas elas com o endereçamento e a classificação pelas suas vocações naturais e potenciais de uso, no contexto do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).

4. Conclusão

Esta pesquisa continua, através de Projetos organizados para cada macro-ecossistema individualizado, em princípio o da Caatinga e o da Mata Atlântica, para uma cartografia final na escala de 1:100.000. Se, para o primeiro caso as menores áreas indicadas para UCs foram a partir dos 100 hectares, desde que a escala final foi de 1:250.000 e numa abrangência estadual, agora as áreas menores a serem delimitadas são de 16 hectares, tanto pela permissão da escala, quanto pela abrangência ao nível de município e de grandes propriedades, como as das Usinas-de-Açúcar, por exemplo. Mas ainda há lugar para um terceiro estudo, na escala de 1:25.000, como sendo a mais adequada para o planejamento em nível de propriedades de até 20 hectares, que também contempla o percentual dos 20 % da Reserva Legal.

5. Bibliografia

AB'SÁBER, A.N. A teoria dos refúgios: origem e significado. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2, 1992, São Paulo. *Anais*. São Paulo: Unipress, 1992. v. 1, p. 29-34.

ASSIS, J. S. de. Zoneamento fitoambiental da Bacia Cretácica Potiguar. *Caderno Norte-Rio-Grandense de Temas Geográficos*, Natal, v.4, n° 5, p. 5-16, 1988.

_____. *Aplicação do modelo de regionalização fitoambiental no zoneamento de unidades de conservação do Estado de Alagoas*. Rio Claro: IGCE/UNESP, 1995. 45 p.

_____. Razões e ramificações do desmatamento em Alagoas. In: DINIZ, J.A.F., FRANÇA, V.L.A *Capítulos de geografia nordestina*. Aracaju: NPGEO-UFS, 1998. p. 325-356.

_____. *Biogeografia e conservação da biodiversidade*. Maceió/ São Paulo: Edições Catavento, 2000. 200 p.

BEROUTCHACHVIKI, N.; BERTRAND, G. Le géosystème ou "Systéme territorial naturel". *Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, Toulouse, v. 2, p. 167-180, 1978.

BERTRAND, G. Paisagem e geografia física global: esboço metodológico. *Caderno de Ciências da Terra*, São Paulo, v. 13, p. 1-27, 1971.

BROWN-JR, K.S Estratégia ótima para a preservação de patrimônios genéticos. *Paleoclimas*, São Paulo, v. 4, p. 1-7, 1979.

HAFFER, J. Aspectos gerais da teoria dos refúgios. *Espaço, Ambiente e Planejamento*, Rio de Janeiro, v. 9, p. 3-30, mar. 1989.

MATEO-ROFRIGUEZ, J.M. Planejamento ambiental como campo de ação da grografia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEÓGRAFOS, 5, 1994, Curitiba. *Anais* Curitiba: AGB, 1994. p. 582-594.

ROSS, J.L.S., *et al*. Abordagem geográfica no planejamento ambiental. In: SIMPÓSIO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 5, 1993, São Paulo. *Anais*. São Paulo: Unipress, 1992. v. 3, p. 930-936.

SOTCHAVA, V. B. Por uma teoria de classificação de geossistemas de vida terrestre. *Biogeografia*, São Paulo, v. 14, p. 1-21, 1978.

Variação em Tamanho e Forma de Moluscos Bivalves da Amazônia

Joselma de O. Souza; Jucely de O. Souza & Colin R. Beasley
UFPA,Campus Universitário de Bragança. Laboratório de Moluscos (joselmaolsouza@bol.com.br)

1. Introdução

Os moluscos bivalves de água doce pertencentes a ordem Unionoida apresentam problemas na classificação e taxonomia devido a variabilidade intraespecífica e ainda semelhanças morfológicas entre espécies (Alvarenga & Ricci, 1981), o que levou ao aparecimento de vários esquemas de classificação (Ortmann, 1921; Parodiz & Bonetto, 1963; Haas, 1969; Heard & Guckert, 1970; Davis & Fuller, 1981).

Em termos de ecologia e biologia,pouco se conhece sobre os moluscos bivalves da Amazônia em comparação com outros grupos de invertebrados. Os gêneros *Diplodon*, *Paxyodon*, *Triplodon*, *Prisodon*, *Castalia* e *Callonaia* pertencem a família Hyriidae, e todos ocorrem na Bacia Amazônica (Bonetto, 1967). Para a família Mycetopodidae ocorre os gêneros *Anodontites*, *Mycetopoda*, *Monocondylaea* e *Leila*.

Os bivalves podem ser encontrados em diversos hábitats. Ocorrem em várias profundidades. São filtradores de plâncton e a maioria ficam enterrados no substrato. O ciclo reprodutivo é complexo, com fertilização interna e liberação da larva no plâncton que se torna um ectoparasita temporário em peixes antes de assentar no sedimento. Podem ser bons indicadores de poluição (Imlay, 1992) e seu papel na filtração da água também é importante (Ziuganov *et al*., 1994). Produtos feitos da concha de moluscos bivalves de água doce apresentam interesse econômico e cultural (Beasley, 2001).

O tamanho das conchas varia de espécie para espécie. A forma da concha varia entre tipos alongados ou circulares (Alvarenga & Ricci, 1981); com projeções anteriores e posteriores (*Triplodon*); robustas e infladas (*Castalia*); finas e frágeis (*Mycetopoda*). O

perióstraco varia em cor, marrom leve, verde, castanho e preto. A forma e a escultura da concha são importantes para o enterramento e a ancoragem do animal no substrato (Watters, 1994). Há uma relação entre a forma da concha e o hábitat; também outros fatores como temperatura e produtividade do hábitat podem influenciar a forma e o tamanho da concha(Tevesz & Carter,1980).

Foram feitos estudos da variação em tamanho e forma das conchas de *Triplodon corrugatus* (Lamarck, 1819), dos rios Tocantins, Iritua e Pará, e de *Paxyodon syrmatophorus* (Meusden, 1781), dos rios Tocantins, Tapajós e Pará.

As conchas foram coletadas no campo usando um pegador de Petersen, draga, mergulo ou manualmente nas margens do rio. A identificação foi feita usando uma chave recém-desenvolvida pela Prof ª. Dra. M.C.D. Mansur (PUCRS) e através da literatura (por exemplo, Bonetto, 1967; Mansur & Valer, 1992).

2. Métodos

As medições foram feitas usando a valva direita de cada concha cujo esboço foi traçado em papel. A orientação da concha foi feita determinando uma linha reta (a) entre os meios pontos das cicatrizes dos músculos adutores anteriores e posteriores (orientação anterior-posterior). Uma segunda linha (b) foi traçada perpendicular a linha (a) bisecando o umbo e passando pelo bico (orientação dorsal-ventral) (Mansur *et al*., 1987). Tangentes às margens da concha foram traçadas paralelas às linhas (a) e (b) para obter a medição de comprimento e altura. Cinco linhas, a partir do ponto de bisecção do umbo pela linha (b) até a margem da concha, referem-se aos ângulos de 30º, 60º, 90º, 120º e 150º (modificações da metodologia do Kotrla & James, 1987) e estas linhas indicam a forma da concha. A linha de crescimento máximo (C.M.) foi traçado do umbo até o ponto mais distante da margem posterior. Para análise multivariável de agrupamento e ordinação usou-se o software GNU R (www.r-project.org). Os dados foram colocados em uma planilha onde continam 20 indivíduos de cada rio. Em seguida, foi construído uma matriz de distância Euclidiana que foi submetida a agrupamento hierárquico e um dendograma foi plotado. Também foi realizada uma análise de escalamento não-métrico multidimensional (MDS) e as coordenadas das 120 conchas foram plotados numa ordinação MDS de 2 dimensões.

3. Resultados e Discussões

Com base na análise multivariável das medições, observou-se que houve uma separação distinta as de conchas de *T. corrugatus* entre os três rios. Entretanto esses indivíduos agruparam formando quatro grupos distintos, com 30% de similaridade observada no dendograma. Um grupo na ordenação MDS foi formado somente por indivíduos do rio Tocantins; outro formado por quatro indivíduos do rio Tocantins e um do rio Irituia (mas com predominância de indivíduos do rio Tocantins). Um terceiro grupo foi formado por indivíduos do rio Irituia e rio Pará, com predominância do rio Irituia, formando um grupo misto. O último grupo foi constituído basicamente pelo rio Irituia. O gradiente da ordenação ocorreu da esquerda para a direita, ficando os membros do rio Irituia à esquerda, do rio Pará no centro e do rio Tocantins à direita.

Como os individuos dos rios Irituia e Pará estão agrupados mais próximos, podemos concluir que a varição na forma e tamanho da concha é relativamente pequena e semelhante entre ambos os rios, enquanto as conchas do rio Tocantins formaram um grupo distinto e separado dos outros rios, demostrando que a forma e o tamanho de conchas de *T. corrugatus* são distintas dos outros rios.

Para conchas de *P. syrmatophorus*, foi observado no dendograma, que ocorreram seis grupos distintos, apresentando 22% de similaridade. Um grupo foi constituido por quatro indivíduos do rio Tapajós e um indivíduo do rio Tocantins foi o primeiro a se separar dos demais. O segundo grupo foi constituído principalmente por indivíduos do rio Tapajós, com predominância das conchas de Alter-do-Chão. O terceiro, um grupo misto, com conchas do rio Pará e do rio Tocantins. O quarto grupo, predominantemente foi representado por conchas do rio Pará. O penúltimo grupo incluia individuos do rio Tapajós, mas com representantes das três localidades neste rio. Já o último grupo também foi constituído principalmente por conchas do rio Pará. Pode-se observar que as conchas do rio Tapajós agruparam-se na parte de baixo da ordenação enquanto as do rio Tocantins e Pará estão juntas na parte de cima. Pode ser visualizado na ordenação claramente os mesmos grupos formados pelo dendograma. Assim concluimos que as conchas do rio Tapajós encontram-se distintas das dos rios Tocantins e Pará. Estes últimos estão agrupados juntos, e apresentam semelhança no tamanho e na forma da concha.

Em termos de variáveis conquiliológicos, todas as medições das conchas do Rio Pará, tanto para a espécie de *T. corrugatus* como para a espécie *P. syrmatophorus*, apresentam pouca variação em tamanho neste local. Também, as medições (a), 60º e C.M. para alguns indivíduos da espécie *P. syrmatophorus* (T 20, PP 4, PP 1, P 2) foram menores causando um afastamento destes indivíduos dos outros grupos.

Existe variação entre os indivíduos da espécie *T. corrugatus* nos rios Irituia, Tocantins e Pará, sendo que as conchas dos rios Irituia e Pará são, aparentemente, parecidos em tamanho e forma da concha, pois formaram um grupo só. Também há variação entre os indivíduos da espécie *P. syrmatophorus* nos rios Tocantins, Pará e Tapajós, mas as conchas dos rios Tocantins e Pará eram parecidos. Por outro lado, as conchas de *T. corrugatus* do rio Tocantins e *P. syrmatophorus* do rio Tapajós, formaram grupos contendo somente os seus representantes. As diferenças entre os rios, talvez possam ser explicadas por diferentes razões, mas ainda desconhecidas. Os nutrientes e a temperatura da água podem causar variações em crescimento e tamanho. Os níveis de cálcio podem também, ser bastantes importantes para a construção da concha. O rio Irituia apresenta coloração da água escura, rica em material orgânico dissolvido, mas pobre em nutrientes; as suas águas talvez tenham menores teores de cálcio em relação as de Tocantins e é possível que a temperatura seja mais variável, devido o corpo d'água ser menor. Já o Tocantins, a água é de cor branca rica em nutrientes o que leva a uma maior quantidade de plâncton, que servem de alimento para os bivalves; quanto a temperatura, as águas dos rios maiores são mais resistentes às mudanças, pois o volume d'água é maior.

4. Conclusões

Os indivíduos de *T.corrugatus* do rio Pará, agruparam junto com as do rio Irituia. *P.syrmatophorus* do rio Pará, agrupou com as conchas do rio Tocantins, logo, os fatores que influenciam no crescimento e no tamanho, o que talvez tenha causado esses agrupamentos, parece agir de uma forma diferente para cada espécie.

Quanto a medição da linha (a), que analisa o comprimento da concha, parece não ser muito confiável,pois não relata a real diferença entre as conchas, já que foi observado que muitas conchas apresentavam as asas (projeções anteriores e posteriores que influenciam nas medições de comprimento) estavam quebradas ou tinham sido restauradas pelas próprias conchas e por isso encontravam-se em tamanho menor e assim comprometiam os dados. Portanto, recomendamos a linha de crescimento máximo (C.M.) como medições de tamanho em espécies com tais projeções.

5. Referências Bibliográficas

Alvarenga & Ricci, 1981. Em: Aquatic Biota of Tropical South América,

Part 2:Anarthropoda. (eds. SH Hurlburt, G Rodriguez & ND Santos). San Diego

State University, San Diego, Pp. 208-217.

Bonetto AA 1967. Primer Congr. Sul Amer. Zool.

Davis GM & Fuller SLH 1981. Malacologia 20: 217-253.

Haas F 1969. Em: Treatrise on Invertebrate Palaeontology (ed. RC

Moore).

University of Kansas, Geological Society of America, Inc., Kansas,411-470.

Heard WH & Guckert RH 1970. Malacologia 10: 333-335.

Imlay MJ 1982. Malacologia. Rev. 15: 1-14.

Kotrla MB & James Fc. 1987. J. Moll. Stud. 53: 13-23.

Mansur MCD & Valer RM 1992. Amazoniana 12: 85-100.

Mansur M.C.D et al. 1987. Acta Biologia. Leopoldensia 9: 181-202.

Ortmann, 1921. Mem. Carnegie Mus. 8: 451-670.

Parodiz JJ & Bonetto AA 1963. Malacologia 1: 179-214.

Tevesz MJS & Carter JG 1980. Em: Skeletal growth of aquatic organisms (eds.C

Rhoads & RA Lutz). pp. 295-322. Plenum Press, NY.

Watters GT 1994. America. Malacologia. Bull. 11: 1-20.

Alteraciones a largo plazo en comunidades bentónicas costeras de la Patagonia

Juan Martín Cuevas[a], Juan Pablo Martin[b] y Ricardo Bastida[c]

[a] *Programa de Pós-graduação em Zoologia, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Ilhéus – Itabuna, km 16, CEP 45650-000, Ilhéus, Ba, Brazil. e.mail: cuevas_mdq@hotmail.com*

[b] *Prof. Dr. Centro de Investigaciones de Puerto Deseado, Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Argentina. e.mail: jpmartin@mdp.edu.ar*

[c] *Prof. Dr. Departamento de Ciencias Marinas / CONICET, Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. e.mail:cetacea@cpsarg.com*

1. Introducción

Las comunidades bentónicas de Punta Pardelas (Golfo Nuevo-Chubut-Argentina) fueron una de las primeras estudiadas ecológicamente en el Atlántico Sudoccidental (Olivier *et al.*, 1966). En la década del '60 se trataba de una zona totalmente prístina, supuestamente estable en el tiempo y por ello seleccionada como zona clave para una descripción de la zonación costera de comunidades bentónicas de la región patagónica norte. Dado que la zona de Punta Pardelas no volvió a ser estudiada durante casi 40 años, fue nuevamente considerada como zona clave para evaluar el grado de estabilidad en el tiempo de las comunidades costeras de la región.

2. Materiales y Métodos

Punta Pardelas, localizada en el Golfo Nuevo a los 42° 37´ S y 64° 16´ W, constituye una restinga que se extiende en dirección S–SW y cuya orientación determina la presencia de un sector expuesto a la acción de las olas (moda batida) y otro protegido (moda calma). El régimen de mareas es pronunciado, con una amplitud máxima de 5,20 metros. La temperatura del agua oscila entre 9 °C (invierno) y 18 °C (verano), presentando así un rango térmico inferior al promedio de casi toda la costa Argentina, mientras que la salinidad es constante durante todo el año, con un valor promedio de aproximadamente 33,5 ‰. Durante el mes de marzo de 2000 se realizaron un total de cuatro transectas perpendiculares a la línea de agua que abarcaron los distintos horizontes del piso mesolitoral. Las mismas fueron complementadas con un relevamiento visual general de las comunidades infralitorales hasta una profundidad de aproximadamente 10 metros utilizando técnicas de buceo autónomo. Todas las muestras fueron obtenidas durante el período de mareas bajas de sicigia, repitiendo las mismas estaciones y siguiendo el esquema de muestreo utilizado en los estudios iniciales de la década del '60, permitiendo así efectuar comparaciones entre los resultados obtenidos en ambos relevamientos. Cada transecta fue dividida en tres niveles correspondientes a los horizontes superior, medio e inferior del piso mesolitoral y las muestras, y sus respectivas réplicas, fueron tomadas mediante el raspado del substrato utilizando una espátula metálica. El área muestreada en cada caso (superficie: 157 cm²) fue compatible con el área mínima establecida para la zona. Todos los organismos fueron separados, identificados y cuantificados en el laboratorio. Las especies fueron clasificadas según su porcentaje relativo de abundancia en: *especies dominantes*, abundancia mayor al 30%; *especies subdominantes*, abundancia entre el 30 y el 15%; y *especies de importancia secundaria*, con una abundancia menor al 15 %. También se calculó la diversidad específica para cada uno de los horizontes del piso mesolitoral utilizando el índice de diversidad de Shannon-Weaver (Fowler *et al.*, 2000).

2. Resultados y Discusión

Piso Mesolitoral

Una de las modificaciones más sobresalientes con respecto a las observaciones de la década del '60, es la presencia en la comunidad actual del cirripedio *Balanus glandula*, dominando el horizonte superior del piso mesolitoral en forma de un claro y conspicuo cinturón. Este horizonte, que actualmente domina *Balanus glandula*, se hallaba ocupado hace 40 años atrás por el molusco pulmonado *Siphonaria lessoni* (Olivier *et al.*, 1966). *Balanus glandula* constituye una especie exótica proveniente del Pacífico Norte que comenzó a colonizar las costas rocosas de la Argentina a partir de la década del '60. En un principio lo hizo en los puertos de la provincia de Buenos Aires para extenderse progresivamente hacia las regiones patagónicas. Hacia fines de la década del '70 y en virtud del incremento del tráfico naviero y pesquero en la costa patagónica, este cirripedio invade la región y se instala exitosamente en ella (Bastida, com. personal). Surge así un fuerte proceso de competencia espacial y este cirripedio logra desplazar parcialmente a *Siphonaria lessoni* del horizonte superior del piso mesolitoral del área de estudio. Actualmente, si bien *Siphonaria lessoni* continúa ocupando el nivel mesolitoral superior de Pta. Pardelas, lo hace en densidades mucho más bajas que en la década del '60, pasando a ser ahora una especie de *importancia secundaria*

Los horizontes medio e inferior del piso mesolitoral rocoso de Pta. Pardelas se encuentran actualmente dominados por el mejillín *Brachidontes rodriguezi*, el cual forma densas agrupaciones en forma de cinturones bien definidos. En los trabajos realizados por Olivier y colaboradores en la década del '60, este mitílido no fue descripto como un integrante de dicha comunidad, siendo el mejillín del sur *Perumytilus purpuratus* la especie dominante del horizonte medio en esa oportunidad. Sin embargo, hay que destacar que en la década del '60 ya se habían detectado algunos ejemplares de *Brachidontes rodriguezi* en comunidades intermareales del Golfo San José (Bastida com. pers.). Por su parte, Sánchez y Zaixso (1995) citan a *Brachidontes rodriguezi* como el invertebrado dominante de la zona inferior del intermareal rocoso del Golfo San José, confirmando así el proceso de avance progresivo hacia el sur de este mitílido típicamente bonaerense. Actualmente, *Perumytilus purpuratus* se ubica como especie de *importancia secundaria* en casi todo el piso mesolitoral de Pta. Pardelas, siendo la talla de estos individuos notablemente menor a las que se encuentran actualmente en el mesolitoral de sectores de la patagonia austral (Bastida com. pers.).

Hace 40 años, los ejemplares de *Perumytilus purpuratus* conformaban un cinturón compacto de 2,60 m de ancho y entre los cuales se intercalaban algunos ejemplares aislados de *Mytilus edulis* y *Aulacomya atra atra* (Olivier *et al.*, 1966). En la actualidad el mejillón *Mytilus edulis* aparece en el piso mesolitoral de Pta. Pardelas como especie de *importancia secundaria* en forma de semilla o como juvenil. Sin embargo, Olivier *et al.* (1966) describen para el horizonte mesolitoral inferior de Pta. Pardelas el desarrollo de una rica comunidad de mitílidos integrada por *Mytilus edulis* y en menor medida por *Aulacomya atra atra*. Esta biocenosis formaba

entonces un importante cinturón de 2,40 m de alto, invadiendo con frecuencia el mesolitoral medio de los lugares con moda calma (Olivier *et al.*, 1966). La comunidad de mitílidos de Pta. Pardelas adquiría, en la década del '60, un considerable desarrollo y una gran variabilidad cuali y cuantitativa, llegando a formar bancos con ejemplares de tallas comerciales (Olivier *et al.*, 1966). En la actualidad, los bancos de cholgas y mejillones que poseen tallas de importancia comercial se ubican exclusivamente en el piso infralitoral de la zona de Pta. Pardelas.

Dentro de las características generales de la comunidad, es digno de mencionar la baja diversidad actual con respecto a los trabajos previos, como así también que muchas de las especies citadas anteriormente para el mesolitoral, en la actualidad se hallan exclusivamente en el infralitoral. Con respecto a la diversidad específica en el piso mediolitoral, los valores más bajos se encuentran generalmente en el horizonte medio, debido probablemente a la amplia dominancia del mejilllín *Brachidontes rodriguezi* y a la disminución del número de especies acompañantes en este horizonte.

Piso Infralitoral

Uno de los rasgos más importantes observados en este piso es la gran disminución en el grado de cobertura y densidad de las tres especies del género *Codium* (*Codium fragile, Codium vermilara* y *Codium dercoticatum*), con respecto a los estudios realizados en la zona hace cuarenta años atrás. En la actualidad, únicamente en el sector más profundo del área de estudio (10 – 12 m) se presentan zonas de cobertura similares a las halladas anteriormente. Paralelamente se ha observado un incremento en la población de *Arbacia dufresnei*, probablemente debido a la reducción en la cobertura del alga *Codium*, originándose de este modo grandes áreas libres donde este erizo ha podido expandirse con facilidad. Es probable también que el gasterópodo *Tegula patagonica* haya podido beneficiarse por la reducción de *Codium*, ocupando también las áreas de substrato dejadas libre por esta especie. Tanto *Arbacia dufresnei* como *Tegula patagonica* ocupaban - hace cuarenta años – principalmente los ambientes fisurícolas de aleros y cuevas, áreas éstas donde *Codium* presentaba un desarrollo menor.

Otros organismos afectados en las últimas décadas han sido los peces de interés deportivo, dado que actualmente se observan notables diferencias con los estudios anteriores, donde el 90 % de las cuevas estaban ocupadas por varias especies de peces de hábitos bentónicos (*Pinguipes brasilianus*= turco, *Acanthistius brasilianus*= mero, *Sebastes oculatus*= escrófalo, *Pseudopercis semifasciatus*= salmón de mar). Las principales causas atribuidas a este fenómeno son la realización de numerosos campeonatos de caza submarina en el área de estudio a fines de la década del '50 y principios del '60, y las sucesivas prácticas pre y post torneos. Otra causa importante a ser considerada es el auge del buceo deportivo durante las últimas décadas. En líneas generales, podemos decir que las especies han mermado a partir de los inicios de la caza submarina (fines del '50-principios del '60) y luego han podido recuperarse pero sin alcanzar sus niveles poblacionales originales. En el pasado el mero era la especie dominante, encontrándose en todas las gamas posibles de talla, con ejemplares de hasta 50 cm de largo. Actualmente, esta especie no logra alcanzar los 30 cm de largo total. Al mero le seguía en importancia el turco, con tallas muy variadas, llegando a medir algunos adultos hasta 55 cm de largo. Sin embargo, no es posible observar en la actualidad individuos de esta especie que superen los 25 cm de largo total.

Hace 40 años, en las cuevas más grandes y profundas, incluso era posible hallar ejemplares aislados del salmón de mar *Pseudopercis semifasciatus*, con tallas de hasta 80 cm de largo. Esta fue la primer especie, dentro de los peces deportivos, en desaparecer del área de estudio. Actualmente, los ejemplares de tallas máximas de mero y turco sólo pueden observarse en los afloramientos rocosos, denominados ¨salmoneras¨, ubicados a cientos de metros de la zona de estudio y a mayor profundidad (15 - 20 m).

4. Conclusiones

¨ En la década del '60 el horizonte superior del piso mesolitoral estaba dominado por el gasterópodo pulmonado *Siphonaria lessoni*, mientras que los horizontes medios e inferiores estaban tipificados por el mejillín *Perumytilus purpuratus*. Ambas especies constituyen en la actualidad especies de *importancia secundaria* en la comunidad.

¨ El horizonte superior se encuentra actualmente dominado por el cirripedio invasor *Balanus glandula*, mientras que en los horizontes medio e inferior la especie dominante es el mejillín *Brachidontes rodriguezi*. Ambas especies no fueron registradas en la década del '60 para esta comunidad en Pta. Pardelas.

¨ Se observa una notable disminución en la abundancia y densidad de mitílidos comerciales en el mesolitoral. En la actualidad, *Mytilus edulis* y *Aulacomya atra atra* han quedado restringidos casi exclusivamente al piso infralitoral, donde conforman bancos de cierta importancia.

¨ Con respecto a décadas pasadas, las tres especies de *Codium* (*C. fragile, C. vermilara y C. decorticatum*) muestran una clara disminución en el grado de cobertura y densidad, a la vez que se registra un notable incremento en las poblaciones de *Arbacia dufresnei* y *Tegula patagonica*. Las poblaciones actuales de peces tales como el mero (*Acanthistius brasilianus*) y del turco (*Pinguipes brasilianus*) son notablemente menores en densidad y talla con respecto a las existentes originalmente.

¨ Las modificaciones observadas en las comunidades bentónicas de este sector de la Península Valdés, luego de cuatro décadas, pueden ser atribuibles, por una parte, a acciones antrópicas claramente

identificables y, por otra, a procesos de tipo natural. Entre las primeras y en relación a las especies exóticas e invasoras puede mencionarse al transporte pasivo a través del biofouling de cascos de buques y de estadíos larvales en el agua de lastre de embarcaciones de diverso origen. En cuanto a la declinación de poblaciones de peces bentónicos, ella debe ser atribuida principalmente a la caza submarina y a la falta de una reglamentación específica sobre la materia. También debe mencionarse el incremento del tráfico naviero en la zona, debido al desarrollo de actividades turísticas diversas vinculadas con el whale watching, el buceo deportivo, etc., como así también el desarrollo urbano e industrial de la región y sus consecuentes alteraciones ambientales. Entre los procesos naturales, podrían destacarse el avance progresivo en la distribución del mejillín *Brachidontes rodriguezi*, la declinación de las poblaciones del género *Codium* y su repercusión sobre la distribución de otros organismos de la comunidad.

5. Referencias Bibliográficas

Fowler, J., L. Cohen y P. Jarvis, Eds. (2000). *Practical Statistics for Field Biology*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.

Olivier, S., I. K. de Paternoster y R. Bastida (1966). *Estudios biocenóticos en las costas de Chubut (Argentina).I. Zonación biocenológica de Puerto Pardelas (Golfo Nuevo)*. Instituto de Biología Marina, nº 10:1-74.

Sánchez, V. y H. E. Zaixso (1995). *Secuencias de recolonización mesolitoral en una costa rocosa del Golfo San José (Chubut, Argentina)*. Naturalia Patagónica, Ciencias Biológicas, 3:57-83.

A Diversidade Florística em subosque de talhões de espécies de *Eucalipytus* na Unidade de Conservação *Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade (FEENA)*, Rio Claro, SP.

Juliana de Souza Leite[a] *& Reinaldo Monteiro*[b]
[a, b] *Universidade Estadual Paulista, campus de Rio Claro* [a]
jsleite@rc.unesp.br

1. Introdução

Com a intensa devastação de florestas nativas no país, estudos de formações secundárias têm se tornado cada vez mais importantes, uma vez que estas podem restabelecer parte da diversidade que outrora existiu numa região, e manter espécies em sua região de origem. Moura (1997) coloca que estudos sobre florestas secundárias provenientes da exploração e do abandono de plantios diversos têm mostrado que tais formações são vistas como ecossistemas de estabelecimento rápido, algumas com taxas de produtividade líquida superior à de florestas primárias, vindo a fornecer condições para conservação genética e para melhoria da qualidade do solo, no que se refere ao incremento, degradação e ciclagem de nutrientes; da manutenção da umidade, e acréscimo de matéria orgânica.

Formações florestais secundárias em áreas de silvicultura (com espécies nativas ou exóticas) podem promover naturalmente a diversidade biológica, e propiciar a formação de florestas secundárias mistas. Sabe-se que áreas reflorestadas com espécies de *Eucalyptus*, acompanhadas de subosque nativo regenerado devido à ausência de manejo, ou com um manejo de baixo impacto ambiental, podem até permitir a manutenção de parte da fauna local, fato importante devido à grande alteração de áreas naturais, como na maior parte dos estados populosos do Brasil (como observado por ANTUNES, 2000 e CHAGAS, 1997). A vegetação nativa do município de Rio Claro, assim como muitas áreas de antigas fronteiras agrícolas no estado de São Paulo, não foi afetada somente por culturas como cana-de-açúcar, café e *Citrus* spp, mas também pela introdução e plantio de diferentes espécies de *Eucalyptus*, como planejamentos experimentais, em Horto Florestal, promovidos pela Companhia Paulista de Estradas de Ferro (posteriormente FEPASA) e, então transformada na Unidade de Conservação *Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade* (FEENA) em junho de 2002.

A introdução do eucalipto no Brasil gerou muitas controvérsias; dentre estas, destaca-se a de que os eucaliptos propiciariam a formação de desertos, devido à alta demanda de água provocada pelo crescimento rápido e, pelas suas taxas de transpiração, que excediam a disponibilidade de água no solo (SAPAIO, 1959). Porém, foi observado que eucaliptos plantados em talhões, sem manejos posteriores (capinas ou roçadas intensas ou periódicas) apresentam subosques bastante diversificados, podendo até alcançar estratificação vertical considerável.

Considerando o potencial de estudos na FEENA e, dada a necessidade de se conhecer as diferentes riquezas florísticas dos subosques nos plantios de Eucalyptus para os projetos a serem desenvolvidos como uma das ações do plano de manejo da Unidade, o presente trabalho teve os objetivos de realizar o levantamento florístico e estrutural de subosques de talhões antigos da FEENA, e fazer comparações com outros levantamentos já desenvolvidos em outras áreas da Unidade.

2. Métodos

A FEENA está situada na área urbana do município de Rio Claro.

Possui, em área permanente de preservação, cerca de 60 espécies distintas de *Eucalyptus*, plantadas nas duas primeiras décadas do século passado, área esta denominada de Coleção em Talhões. Cada talhão tem, em média, 1.600 $m^{2.}$

Neste trabalho, através de amostragens da vegetação por técnicas fitossociológicas de parcelas (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974), tendo como critério de inclusão todo indivíduo lenhoso com o fuste acima de 1,30m, foi feito o levantamento florístico do subosque de nove talhões com espécies diferentes de eucaliptos: *Eucalyptus robusta*, *E. saligna*, *E. cornuta*, *E. camaldulenses*, *E. triantha*, *E. paniculata*, *E. tereticornis*, *E. bosistoana* e *E. alba* (denominação segundo arquivos da FEENA).

3. Resultados e discussão

O levantamento amostrou, no total, 414 indivíduos de 46 espécies diferentes distribuídas em 27 famílias. Dentre essas espécies, duas são indeterminadas. Duas espécies introduzidas foram encontradas neste levantamento: *Melia azedarach* e *Citrus limonum*. A espécie mais encontrada *Piper amalago*, que estava presente me todos os talhões. *Alchornea triplinervia* não foi encontrada em apenas um dos talhões. Do total de espécies, 58% apareceram em somente um dos talhões. Cerca de 67% das espécies do subosque foram classificadas como zoocóricas, o que é importante na distribuição dos recursos para a fauna, para que ela não desapareça da FEENA. Por outro lado, 50% das espécies do subosque foram classificadas como pioneiras.

Abaixo segue a lista com as espécies encontradas neste trabalho, classificadas quanto a classe sucessional e dispersão das sementes.

Annonaceae: *Rollinea emarginata* Schletcht. - secundária inicial, zoocórica

Apocynaceae: *Aspidosperma polyneuron* M. Arg. - secundária tardia, anemocórica

Bignoniaceae: *Jacaranda micrantha* Cham - pioneira, anemocórica

Jacaranda sp - anemocórica

Tabebuia sp - anemocórica

Burseraceae: *Protium heptaphilum* (Aubl.) March - pioneira, zoocórica

Caesalpinaceae: *Cassia ferruginea* (Schrad) Schrad ex DC - secundária inicial/tardia, autocórica

Copaifera langsdorffii Desf. - secundária tardia, zoocórica

Copaifera trapezifolia Hayme - pioneira/secundária inicial, zoocórica

Cecropiaceae: *Cecropia pachystachya* Trec. - pioneira, zoocórica

Euphorbiaceae: *Actinostemon concepciones* Pox & Hoffm - pioneira, zoocórica

Alchornea triplinervia (Spreg.) M. Arg. - pioneira, zoocórica

Phyllanthus riedelianus Muell. - pioneira, zoocórica

Fabaceae: *Dalbergia nigra* (Vell.) Fr. All. ex Benth - pioneira, autocórica

Lonchocarpus guillenimianus (Tull.) Malme - secundária inicial, autocórica

Machaerium nictitans (vell.) Benth - pioneira, anemocórica

Machaerium villosum Vog. - secundária tardia, anemocórica

Flacourtiaceae: *Casearia mariquitensis* H.B.K. - pioneira, zoocórica

Casearia sylvestris Sw. - secundária inicial, zoocórica

Lauraceae: *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez - secundária inicial/tardia, zoocórica

Nectandra oppositifolia Ness - secundária tardia, zoocórica

Malpighiaceae: *Byrsonima* sp - zoocórica

Melastomataceae: *Miconia discolor* DC - pioneira, zoocórica

Meliaceae: *Guarea macrophylla* Vahl - secundária inicial, zoocórica

Melia azedarach L. - pioneira, zoocórica

Trichilia pallida SW. - secundária inicial, zoocórica

Mimosaceae: *Acacia paniculata* Willd. - secundária inicial, autocórica

Anadenantera peregrina Speg. - pioneira, autocórica

Piptadenia gonoacantha (Mart.) Macbr - secundária inicial, anemocórica

Myrtaceae: *Eugenia ligustrina* (SW.) Willd. - secundária tardia, zoocórica

Myrcia rostrata DC - pioneira, zoocórica

Palmae: *Euterpe edulis* Mart. - pioneira, zoocórica

Phytoccalaceae: *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms - pioneira, anemocórica

Piperaceae: *Piper amalago var. medium* (Jacof) Yuncker - pioneira, zoocórica

Rubiaceae: *Randia armata* (SW.) DC - climax, zoocórica

Rutaceae: *Citrus limonum* Risso - cultivada

Esenbeckia febrifuga (A. St. Hil.) A. Juss. - secundária inicial, zoocórica

Esenbeckia leiocarpa Engl. - secundária inicial, zoocórica

Zanthoxylum rhoifolium Lam. - pioneira, anemocórica

Sapindaceae: *Allophylus edulis* (St. Hic) Radlk ex Warn - pioneira, zoocórica

Solanaceae: *Solanum swartzianum* Roem. & Schult. - secundária inicial, zoocórica

Ulmaceae: *Celtis iguanae* (Jacq.) Sargent - pioneira, zoocórica

Urticaceae: *Urera baccifera* (L.) Gaud. - pioneira, zoocórica

Verbenaceae: *Aegiphyla lhotzkiana* Cham - pioneira, zoocórica

4. Conclusão

A área foi caracterizada como ainda em fase inicial de sucessão, mesmo considerando o tempo decorrido após o plantio, ou então ausência ou mesmo grandes distâncias das fontes de propágulos, ou ainda, algum efeito alelopático dos eucaliptos seletivo sobre espécies de fases secundárias. Muitos talhões têm hoje esparsos indivíduos, devido ao manejo posterior e de eventos naturais, apresentando parte da diversidade de espécies da flora regional, distribuídas de maneira diferente por toda a Coleção.

5. Referências bibliográficas:

CHAGAS, F. (1997) Inventário dos mamíferos não voadores do Horto Florestal "Navarro de Andrade" Trabalho de formatura. Rio Claro, SP, 64p.

ANTUNES, A. Z. (2000) Aves que exploram flores de *Eucalyptus* spp como recurso: diversidade e eco-etologia. Trabalho de Formatura.Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP. 81p.

SAMPAIO, A. N. (1959) Edmundo Navarro de Andrade; um pouco de sua vida e seu trabalho. Jundiaí, Serviço Florestal C. P. E. F. 22p

MOURA, L. M. (1997) Um estudo de estrutura de comunidades em fitocenoses originárias da exploração e abandono de plantios de eucaliptos localizados no Horto Florestal Navarro de Andrade, Rio Claro (SP). Tese de Doutorado. Campinas, Instituto de Biologia, Universidade de Campinas. 335p.

MULLER-DOMBOIS, D. & ELLENBERG, H. 1974. Aims and Methods of Vegetation Ecology. John Wilwy & Sons. New York. 574p.

Bromélias como Indicadoras na Regeneração Florestal

Juliana Marcia Rogalski [a] Marcia Patricia Hoeltgebaum [b] Annete Bonnet [c] & Maike Hering de Queiroz [d]
[a] doutorado Universidade Federal de Santa Catarina (julianamarcia@yahoo.com.br) [b] Fundação de Ciência e Tecnologia [c] doutorado Universidade Federal do Paraná [d] Universidade Federal de Santa Catarina

1. Introdução

A família Bromeliaceae, com cerca de 3.000 espécies, é a segunda maior em número de espécies dentre as 84 famílias de plantas vasculares epífitas (Kress, 1986). As bromélias distribuem-se desde a América do Norte até a América do Sul. Porém, é na Floresta Atlântica, onde apresentam sua maior expressividade (Leme e Marigo, 1993), a qual não está atrelada apenas ao elevado número de espécies, mas também à sua grande capacidade de colonização dos substratos disponíveis, bem como à sua abundância.

Além da intrínseca relação existente entre as bromélias e a Floresta Ombrófila Densa, como epífitas apresentam extrema sensibilidade às mudanças e às perturbações das condições ambientais (Benzing, 1998), o que faz com que estas sejam as primeiras a indicar mudanças climáticas globais (Lugo e Scatena, 1992). São também indicadoras ecológicas em termos de microclima e maturidade florestal (Hietz-Seifert *et al.*, 1996). Desta forma, as bromélias podem indicar o grau de conservação florestal, pois na fase climácica da floresta apresentam grande número de espécies e abundância de indivíduos (Englewald *et al.*, 2000; Cogliatti-Carvalho *et al.*, 2001).

Este trabalho teve como objetivo responder as seguintes questões: existe relação entre a riqueza de espécies de bromélias epifíticas e sua abundância e os diferentes estádios de sucessão da Floresta Ombrófila Densa? As bromélias podem ser utilizadas como indicadoras da regeneração florestal?

2. Métodos

O presente estudo foi desenvolvido em duas áreas de floresta atlântica. A primeira está localizada no Parque Botânico do Morro Baú (PBMB) (26º47'10" e 26º50'15"S e 48º55'33" e 48º57'25"W), município de Ilhota; a segunda área situa-se no município de Florianópolis, na Unidade de Conservação Ambiental Desterro (UCAD) (27º30'48" e 27º32'34"S e 48º29'38" e 48º30'42"W), ambas no estado de Santa Catarina. A primeira área apresenta clima subtropical úmido, temperatura média anual de 20ºC e precipitação média anual entre 1800 e 2000 mm (Gaplan, 1976) e a segunda, clima mesotérmico úmido, temperatura média anual de 21,2ºC e precipitação média anual de 1527 mm (Caruso, 1983).

As áreas são cobertas por Floresta Ombrófila Densa e são constituídas de um mosaico de formações em diferentes estádios sucessionais, resultado de cortes seletivos e rasos efetuados em diferentes períodos. Apesar do estudo ter sido realizado nos mesmos estádios de sucessão em ambas as áreas, a florística, a dinâmica sucessional, as condições climáticas e edáficas e o histórico são distintos. Essas diferenças foram consideradas nas comparações feitas neste estudo. A determinação dos diferentes estádios sucessionais seguiu os critérios propostos por Klein (1980) adaptados por Queiroz (1994) e foram classificados em: Capoeirinha, Capoeira, Capoeirão, Floresta Secundária e Floresta Primária (este último estudado apenas no PBMB devido à ausência deste estádio na UCAD).

Para amostrar as bromélias epifíticas, cada forófito foi considerado uma unidade amostral, cuja escolha foi definida pelo método de quadrantes centrados (Martins, 1993). Em cada estádio sucessional foram amostrados 60 forófitos, com diâmetro à altura do peito (DAP) diferenciado para cada estádio sucessional (DAP médio), devido às diferenças estruturais encontradas em cada comunidade. A amostragem qualitativa avaliou a presença/ausência de indivíduos de bromélias, que foi considerada colonização, e a quantitativa a porcentagem de cobertura de indivíduos sobre o forófito. A similaridade florística entre as áreas foi avaliada através do índice de Jaccard (IJ), conforme Mueller-Dombois e Ellenberg (1974).

Os forófitos foram divididos em intervalos de altura de 2m, a partir do solo. Para cada intervalo, foram registrados a ocorrência das espécies e o grau de cobertura de bromeliáceas dentro daquele intervalo (este último somente para o PBMB). O grau de cobertura de bromélias foi avaliado dentro de cada intervalo, por uma escala de pontuações, onde cada ponto correspondeu a um intervalo de porcentagem: 0=0%; 1=1-25%; 2=26-50%; 3=51-75%; 4=76-100% (Fournier, 1974).

3. Resultados e Discussão

No PBMB foram amostradas 27 espécies de bromélias, pertencentes a oito gêneros. A Floresta Primária apresentou 24 espécies, decrescendo para 19 espécies na Floresta Secundária e 11 no Capoeirão. No estádio Capoeira foram registradas apenas plântulas e na Capoeirinha não foi constatada a presença de bromélias.

Na UCAD foram amostradas 19 espécies, pertencentes a seis gêneros. A Floresta Secundária apresentou 15 espécies, o Capoeirão oito, a Capoeira cinco e no estádio de Capoeirinha também não houve registro de espécies.

Nas duas áreas o número de espécies decresceu com o aumento do grau de alteração da floresta. Para Almeida *et al.* (1998) quando as características originais de um habitat são alteradas, muitos elementos essenciais à manutenção das espécies da comunidade local desaparecem, tornando assim, inviável a permanência e sobrevivência de várias espécies.

Além da evidente alteração no número de espécies, foram observadas diferenças na composição florística e na colonização das bromélias nos diferentes estádios, bem como aumento na similari-

dade florística entre os estádios mais avançados.

Com relação à similaridade florística, na UCAD, capoeirão e floresta secundária foram os estádios mais semelhantes (IJ=0,73) e capoeira e floresta secundária foram os estádios menos semelhantes (IJ=0,14). No PBMB os estádios mais similares foram floresta primária e floresta secundária (IJ=0,65) e os menos similares foram capoeirão e floresta primária (IJ=0,35). As diferenças na composição e na estrutura florestal, nas condições miroclimáticas e no tempo de regeneração constituem importantes fatores para a colonização das espécies, justificando assim a menor similaridade entre estádios menos contíguos.

Na UCAD e no PBMB foi encontrado um nítido aumento de indivíduos forofíticos colonizados por bromélias com o aumento do grau de regeneração.

O grau de cobertura aumentou consideravelmente do capoeirão à floresta primária. Os valores máximos de cobertura obtidos no capoeirão foram de apenas 25%. Intervalos cobertos 100% por bromélias epifíticas, só foram encontrados em floresta secundária de 6-10 m de altura, presentes em dois indivíduos forofíticos, e em floresta primária nos intervalos de 6-24 m de altura, em 19 indivíduos forofíticos. Portanto, na floresta primária, além da maior amplitude com máximo grau de cobertura, ocorre também um maior número de forófitos nesta condição.

Em Capoeira, Capoeirão e Floresta Secundária não foram detectadas espécies de bromélias exclusivas a um estádio. Na floresta primária foram registradas duas espécies exclusivas: *Aechmea caudata* Lind. e *Vriesea atra* Mez. Tais resultados corroboram com os estudos de Reitz (1983), podendo, assim estas serem sugeridas como indicadoras de formações climácicas de Floresta Ombrófila Densa para a região estudada.

De modo geral, os resultados mostram que ocorre um decréscimo na riqueza, na colonização e no grau de cobertura do forófito com o aumento do grau de alteração florestal. Porém, com a alteração florestal algumas espécies passam a não ocorrer, provavelmente por serem mais sensíveis, podendo desta forma ser utilizadas como indicadoras de ambientes climácicos.

4. Conclusões

A riqueza de bromélias epífitas, a colonização e o grau de cobertura do forófito podem ser utilizados como critérios para avaliar ambientes alterados. Além disso, *Aechmea caudata* e *Vriesea atra* podem ser consideradas indicadoras de áreas primárias no local de estudo, pois não ocorrem em ambientes alterados. Assim sendo, as bromélias podem ser consideradas um componente importante para avaliar o grau de alteração florestal, pois são de fácil identificação e extremamente sensíveis às alterações ambientais.

5. Referências Bibliográficas

Almeida, D.R.; Carvalho, L.C.; Rocha, C.F.D. (1998). As bromélias da Mata Atlântica da Ilha Grande, RJ: composição e diversidade de espécies em três ambientes diferentes. *Bromélia* 5:55-65.

Benzing, D.H. (1998). Vulnerabilities of tropical forests to climate change: the significance of resident epiphytes. *Climatic Change* 39:519-540.

Caruso, M. (1983). *O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais.* UFSC, Florianópolis, 158p.

Cogliatti-Carvalho, L.; Freitas, A.F.N.; Rocha, C.F.D.; Sluys, M.V. (2001). Variação na estrutura e na composição de Bromeliaceae em cinco zonas de restinga no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Macaé, RJ. *Revista Brasileira de Botânica* 24:1-9.

Englewald, S.; Schimitt-Neuerburg, V.; Barthlott, W. 2000. *Epiphytes in rain forest of Venezuela – diversity and dynamics of a biocenosis.* In: Breckle, S.W.; Schweizer, B.; Arndt, U. Results of worldwide ecological studies. Proceedings of the 1st Symposium by the A.F.W. Schimper-Foudation – from H. and E. Walter – Hoheneim, oktober 1998, Velarg Günter Heimbach, 425-434.

Fournier, A.L. (1974). Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. *Turrialba* 24:422-423.

Gaplan (1986). Gabinete de planejamento e Coordenação Geral. *Atlas de Santa Catarina*. Aerofoto Cruzeiro, Rio de Janeiro, 173p.

Hietz-Seifert, U; Hietz, P.; Guevara, S. (1996). Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 75:103-111.

Klein, R.M. (1980). Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí. *Sellowia* 2:165-389.

Kress, W.J. (1986). A symposium: the biology of tropical epiphytes. *Selbyana* 9:1-22.

Leme, E.M.C.; Marigo, L.C. (1993). *Bromélias na natureza.* Marigo Comunicação Visual, Rio de Janeiro, 183p.

Lugo, A.E.; Scatena, R.N. (1992). 'Epiphytes and climate change research in the Caribbean: a proposal'. *Selbyana* 13:123-130.

Martins, F.R. (1993). *Estrutura de uma floresta mesófila*. Editora da Unicamp, Campinas.

Mueller-Dombois, D.; Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Jonh Wiley & Sons, USA, 547p.

Queiroz, M.H. (1994). *Approche phytoécologique et dynamique des formations végétales secondaires développées après abandon des activités agricoles, dans le domaine de la forêt ombrophile dense (Fôret Atantique) à Santa catarina – Brésil.* Tese de doutorado. École Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, Nancy, 250p.

Reitz, R. (1983). Bromeliáceas e a malária-bromélia endêmica. *Flora Ilustrada Catarinense.* Fascículo bromélia, 518p.

(Agradecemos à CAPES pela bolsa concedida as três primeiras autoras deste manuscrito, Pós-Graduação em Recursos Genéticos Vegetais/UFSC).

Sazonalidade, demografia e características biológicas em populações naturais de *Lucilia eximia* (Díptera Calliphoridae). Modelando a fecundidade sazonal com estocasticidade ambiental

Juliana Zibordi Gião; Wesley Augusto Conde Godoy; Laboratório de Ecologia Populacional. Departamento de Parasitologia , Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, 18618 – 000, Botucatu – SP, Brasil.
jugiao@bol.com.br

Resumo

A introdução de quatro espécies de moscas-varejeiras nas Américas, *Chrysomya megacephala, C. putoria, C. rufifacies e C. albiceps,* culminou com o declínio de duas espécies nativas, *Cochliomyia macellaria e Lucilia eximia*. No presente estudo investigamos a fecundidade e tamanho corpóreo de *Lucilia eximia* associados a sazonalidade. Nesse estudo também foi modelada a dinâmica da fecundidade sazonal utilizando um modelo matemático que analisa a estocasticidade ambiental. Foram feitas coletas quinzenais de Dezembro de 2000 à Dezembro de 2002. Para estas coletas foram utilizadas carcaças de roedores como iscas. Após a coleta os exemplares foram anestesiados em baixa temperatura para identificação. A fecundidade foi estimada pela contagem de ovos e o tamanho corpóreo pela medição do comprimento da asa e da tíbia direita de cada exemplar. Os resultados obtidos até o momento indicam que a fecundidade aumenta sua variabilidade com o passar do tempo. Já as estimativas do tamanho corpóreo não sugerem grandes modificações ao longo do período analisado. Há uma forte correlação linear entre as estimativas do tamanho corpóreo e a fecundidade. Nas simulações determinísticas o comportamento dinâmico encontrado foi o equilíbrio estável de um ponto. Simulando um aumento na taxa de crescimento pôde-se observar ciclo limite de

dois pontos e caos. Nas simulações estocásticas, sobretudo quando a taxa de crescimento oscila entre limites pré-definidos a população também tende ao equilíbrio estável de um ponto.

Introdução

Lucilia eximia é uma espécie de mosca-varejeira freqüentemente encontrada em áreas rurais e urbanas que se procria em carcaças de animais e matéria orgânica em geral (Prado & Guimarães, 1982; Madeira *et al.,* 1989). Essa espécie ocorre desde de o Sul do Estados Unidos até o Norte da Argentina (Linhares, 1981). *Lucilia eximia* é uma espécie importante do ponto de vista médico-veterinário por causar miíase secundária em humanos e miíase primária em animais (Murray & Thompson, 1976; Madeira *et al.*, 1989). Além disso, a espécie é considerada indicadora forense em investigações criminais (Moura *et al.* 1997). Essa espécie tem sido encontrada em ampla variedade de carcaças (Souza & Linhares, 1997) incluindo corpos humanos (Freire, 1914; Salviano *et al.*, 1994), com tempo de desenvolvimento estimado entre 13 e 20 dias (Freire, 1914). Há cerca de vinte e cinco anos, quatro espécies de moscas-varejeiras foram introduzidas nas Américas, *Chrysomya megacephala, C. putoria, C. rufifacies e C. albiceps* (Guimarães *et al.*, 1978, 1979; Baumgartner & Greenberg, 1984). Dessas espécies somente *C. rufifacies* não colonizou o Brasil. A invasão biológica culminou com o declínio de duas espécies nativas, *Cochliomyia macellaria e Lucilia eximia* (Prado & Guimarães, 1982; Greenberg & Szyska, 1984; Madeira *et al.*, 1989).

As oscilações em populações de insetos são fenômenos importantes para a dinâmica populacional das espécies e da comunidade na qual os organismos estão inseridos (Nicholson, 1954; Sugihara, 1995; Berryman, 1996). Diversos fatores têm sido indicados como responsáveis por flutuações populacionais. Interações interespecíficas tais como competição, predação e parasitismo podem influenciar os níveis populacionais de algumas espécies (Brewer, 1994; Stiling, 1996). No presente estudo investigamos a fecundidade e tamanho corpóreo de *Lucilia eximia* associado a sazonalidade, também foi modelada a dinâmica da fecundidade sazonal utilizando um modelo matemático que analisa a estocasticidade ambiental.

Materiais e Métodos

Coletas quinzenais de exemplares de *L. eximia* foram feitas nas imediações do Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, da Universidade Estadual Paulista, Botucatu, São Paulo, durante o período de dezembro de 2000 a dezembro de 2002. Para a coleta foram utilizadas carcaças de roedores como isca. Um puçá foi utilizado para coletar os adultos de *L. eximia*. Após a coleta os exemplares foram levados para o Laboratório de Entomologia, onde foram anestesiados em baixa temperatura para que se procedesse à identificação. Os adultos foram acondicionados em gaiolas com tela de "nylon", medindo 30x30x30 cm e receberam água e açúcar *ad libitum*. As fêmeas tiveram acesso a porções de fígado bovino durante cinco dias, visto que *L. eximia* é uma espécie anautógena, necessitando de fonte adicional de proteína para o desenvolvimento ovariano. A fecundidade foi estimada pela contagem de ovos. Para tanto cada exemplar foi dissecado para a retirada dos ovários e a contagem foi feita com o auxílio de um contador manual. O tamanho corpóreo foi estimado medindo o comprimento da asa e da tíbia direita de cada exemplar, eventualmente na falta ou defeito da asa direita era usada à esquerda. As medições foram feitas em microscópio estereoscópico equipado com ocular micrométrica. A variação nos valores de fecundidade em função da sazonalidade foi avaliada através de análise de variância, fator único (Zar, 1996), comparando mensalmente os efeitos da sazonalidade sobre a fecundidade e os tamanhos de asa e tíbia. Os modelos matemáticos usados foram dois. O independente da densidade que tem dimensão estocástica para analisar a variabilidade temporal da taxa de crescimento populacional. O outro é o dependente da densidade que visou à comparação entre sistemas com e sem dependência da densidade, o modelo de Ricker (1952) foi aplicado para a realização das simulações numéricas. O modelo matemático de Ricker (1952) incorpora a dependência da densidade e foi desenvolvido em tempo discreto.

Resultados e discussão

Os resultados obtidos até o momento indicam que a fecundidade aumenta sua variabilidade com o passar do tempo. É possível que algum fator ambiental tenha influenciado o número de ovos encontrados nesse período. Entretanto, analisando a correlação entre dados meteorológicos e os resultados obtidos nas coletas, não encontramos significância para concluir que a temperatura ou umidade pudesse influenciar os resultados, sobretudo no período inicial. A flutuação em populações de moscas tem sido analisada mais freqüentemente no que diz respeito à oscilação no número de indivíduos adultos encontrados durante o ano (Linhares,1981; Moura *et al.*, 1997). No presente estudo, os valores de fecundidade foram investigados com a finalidade de se conhecer o potencial reprodutivo da espécie ao longo do ano, já que o número de ovos em moscas é considerado um parâmetro biológico essencial para a demografia e dinâmica da população (Prout & McChesney,1985; Von Zuben *et al*.,1993; Reis et al.,1996; Godoy et al.,1997; Godoy et al., 2001; Silva *et al*., 2002). Já as estimativas do tamanho corpóreo não sugerem grandes modificações ao longo do período analisado. É interessante notar que a crescente variabilidade nos valores de fecundidade em função do tempo não se mostra da mesma forma para o tamanho da asa e da tíbia. É possível que a fecundidade em *L. eximia* seja a variável mais sensível aos efeitos sazonais que o tamanho corpóreo. Há uma forte correlação linear entre as estimativas do tamanho corpóreo e a fecundidade. Nas simulações determinísticas o comportamento dinâmico encontrado foi o equilíbrio estável de um ponto. Simulando um aumento na taxa de crescimento pôde-se observar ciclo limite de dois pontos e caos. Nas simulações estocásticas, sobretudo quando a taxa de crescimento oscila entre limites pré-definidos a população também tende ao equilíbrio estável de um ponto. Este estudo trouxe informações importantes sobre a flutuação dos valores dos parâmetros biológicos de *L. eximia*, as quais ajudam a esclarecer dúvidas sobre comportamento populacional, dinâmica de equilíbrio e probabilidade de extinção local. Acreditamos que com o este conjunto de dados, podemos compreender melhor a dinâmica populacional da espécie e entender parte dos mecanismos responsáveis pelos padrões de oscilação populacional.

Bibliografia

Baumgartner, D. L., Greenberg, B. 1984. The genus *Chrysomya* (Diptera: Calliphoridae). J. Med. Entomol. 21:105-113.

Berryman, A. A. 1996. What causes population cycles of forest Lepidoptera? TREE 11: 28-32.

Brewer, R. 1994. The science of ecology. Saunders College Publishing. Ft. Worth.

Freire, O. 1914. Algumas notas para o estudo da fauna cadavérica na Bahia. Gaz. Méd. Bah. 46: 110-125.

Godoy, W. A. C., Von Zuben, C. J., Reis, S. F., Von Zuben, F. J. 1997. The spatial dynamics of native and introduced blowflies (Dipt., Calliphoridae). J. App. Ent. 121: 305-309.

Godoy, W. A. C., Von Zuben, F. J., Von Zuben, C. J., Reis, S. F. 2001. Spatio-temporal Dynamics and Transition from Asymptotic to Bounded oscillations in *Chrysomya albiceps* (Diptera, Calliphoridae). Mem. Inst. Osw. Cruz 96: 627-634.

Greenberg, B. & M. L. Szyska, 1984. Immature stages and biology of fifteen species of peruvian Calliphoridae (Diptera). Ann. Entomol. Soc. Am. 77:488-517.

Guimarães, J.H., Prado, A. P., Linhares, A. X.. 1978. Three newly introduced blowfly species in Southern Brazil (Diptera: Calliphoridae). Rev. Bras. Ent. 22: 53-60.

Guimarães, J. H., Prado, A. P., Buralli, M. 1979. Dispersal and distribution of three newly introduced species of *Chrysomya* Robineau-Desvoidy in Brasil (Diptera, Calliphoridae). Rev. bras. Entomol. 23:245-255.

Linhares, A. R.,1981. Synanthropy of calliphoridae and sarcophagidae (diptera) in the city of Campinas, São Paulo, Brazil. Rev. bras. Ent. 25: 189-215.

Madeira, N. G., Silveira, G. A. R., Pavan, C. 1989. The occurrence of primary myiasis in cats caused by *Phaenicia eximia* (Diptera: Calliphoridae). Mem. Inst. Osw. Cruz 84: 341.

Moura, M. O., de Carvalho, C. J. B., Monteiro, E. L. A. 1997. A preliminary analysis of insects of medico-legal importance in Curitiba, State of Parana. Mem. Inst. Osw. Cruz. 92: 269-274.

Murray, V. I. E, Thompson, K. 1976. Myiasis in man and other animals in Trinidad and Tobago (1972-73). Trop Agr. 53: 263-266.

Nicholson, A. J. 1954. An outline of the dynamics of animal populations. Austr. J. Zool. 2: 9-65.

Prado, A. P., Guimarães, J. H. 1982. Estado atual da dispersão e distribuição do gênero *Chrysomya* Robineau-Desvoidy na região neotropical (Diptera, Calliphoridae). Rev. bras. Ent. 26:225-231.

Prout, T. McChesney, F. 1985. Competion among immatures affects their adult fecundity: population dynamics. Am. Nat. 126: 521-558.

Reis, S. F., Teixeira, M. A. Von Zuben, F. J., Godoy, W. A. C., Von Zuben, C. J. 1996. Theoretical dynamics in experimental populations of introduced and native blowflies (Diptera: Calliphoridae). J. Med. Entomol. 33:537-544.

Rhodes Jr., O. E., Chesser, R. K., M. H. Smith. 1996. Population dynamics in ecological space and time. The University of Chicago Press, Chigago, USA.

Ricker, E. L. 1952. Stock and recruitment. J. Fish. Res. Bd. Can. 11: 559-623.

Salviano, R. J. B., de Mello, R. P., Santos, R. F., Beck, L. C. N. H., Ferreira, A. 1994. Ocorrência de dípteros caliptrados em cadáver humano. XXX Congr. Bras. Zool. Abs. Rio de Janeiro, RJ.

Silva, I. C. R., Mancera, P. F. A., Godoy, W. A. C. 2002. Population dynamics of *Phaenicia eximia* (Dipt. Calliphoridae). J. Appl. Ent. (no prelo).

Souza, A. M.; Linhares, A. X. 1997. Diptera and coleoptera of potencial forensic importance in southeastern Brazil: relative abundance and seasonality. Med. Vet. Entomol. 11: 8-12.

Stiling, P. D. 1996. Ecology. Theories and applications. Prentice Hall, NJ.

Sugihara, G. 1995. From out of the blue. Nature 378: 559-560.

Von Zuben, C. J. V., Reis, S. F., Val, J. B. R., Godoy, W. A. C., Ribeiro, O. B. 1993. Dynamics of mathemathical model of *Chrysomya megacephala* (Diptera: Calliphoridae). J. Med. Ent., 30: 443-448.

Zar. J. H. 1996. Biostatistical Analysis Prentice Hall. NJ. USA.

(Projeto de pesquisa financiado pela FAPESP 01/02667-5)

Estudo Preliminar da Araneofauna da Região Metropolitana de Salvador-Bahia – Brasil

Kátia Regina Benati[1] katiabenati@yahoo.com.br; Gutemberg da Silva Cazais Ferreira[1,2] & Marcelo Lima Peres [3]
[1]Graduando do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Católica do Salvador, [2]Bolsista FAPESB pelo Centro de Ecologia e Conservação Animal - ECOA/ICB/UCSal; [3]Mestre em Biologia Animal, Docente ICB/UCSal, Coordenador do ECOA/ICB/UCSal.

Introdução

A Mata Atlântica tem sofrido um acelerado processo de fragmentação, associado à intensa perturbação antrópica, o que tornou este Bioma uma das áreas de maior prioridade para a Conservação Biológica do mundo (Dário & Almeida, 2000). É considerada um *hotspots* devido ao nível de ameaça, taxa de endemismo e diversidade de espécies e está entre os oito primeiros colocados dos 25 *hotspots* mundiais (Myers et al., 2000).

A diminuição de uma área florestal pode levar a uma redução significativa no número de espécies, afetar a dinâmica das populações animais e vegetais, assim como comprometer a regeneração natural das florestas (Harris, 1974). Segundo Macarthur & Whitmore (1979) o número de espécies que um fragmento pode suportar e suas respectivas taxas de extinção dependem do seu tamanho, estrutura do habitat e povoamento.

Para a conservação de uma determinada área, o primeiro passo é inventariar a fauna e a flora, pois sem um conhecimento mínimo sobre os organismos ocorrentes no local é impossível desenvolver um projeto de preservação ou conservação. Porém, devido a alta diversidade de organismos, é muito difícil determinar a riqueza total de espécies, por menor que seja este ambiente (Pearson, 1994).

As aranhas (Arachnida: Araneae), são consideradas de grande importância ecológica (Simó et al., 1994), constituem um dos grupos mais diversos e abundantes, cerca de 37.972 espécies descritas (Platnick, 2003), têm grande poder de adaptação e estão amplamente distribuídas em diversos ecossistemas, habitando todas as regiões do mundo, exceto a Antártida (Platnick, 1995); algumas espécies que se adaptaram ao ambiente urbano. A maioria das espécies são sensíveis a diversos fatores físicos (temperatura, umidade, vento, intensidade luminosa) e biológicos (estrutura da vegetação e disponibilidade de alimento) (Wise, 1993; Foelix, 1996). Santos (1999), sugere que a estrutura ambiental pode influenciar na composição e riqueza das comunidades de aranhas de florestas tropicais.

Na América do sul, dados sobre a ecologia das comunidades de aranhas são escassos, pois até hoje os estudos foram voltados principalmente para a identificação e classificação das espécies (Peres, 2001). Simó et al. (1994) sugere que estudos sobre a biodiversidade de aranhas sejam empregados em diagnósticos ambientais. Se considerarmos a grande riqueza em espécies, a facilidade de amostragem e a sensibilidade a fatores ambientais, as aranhas formam um táxon indicado para avaliar as diferenças ambientais entre diversos ambientes.

O presente trabalho teve como objetivo, inventariar as aranhas da região Metropolitana de Salvador, visando avaliar o impacto da urbanização sobre a araneofauna para futuramente gerar subsídios para diagnosticar o estado de conservação das áreas avaliadas.

Metodologia

A cidade de Salvador capital do Estado da Bahia, situada numa península, tem uma população residente com cerca de 2.075.273 habitantes e uma alta densidade populacional (> 400 hab/km^2), trata-se de uma das áreas de ocupação mais antiga do país. O domínio fitogeográfico da cidade é o de Mata Atlântica reduzido a poucos fragmentos, já bastante modificado pelo intenso processo de urbanização. Nesta avaliação preliminar foram escolhidas aleatoriamente 4 áreas de amostragem, localizadas nos bairros de Pau da Lima (12º 56'S e 38º 26'W), Patamares (12º 57'S e 38º 23'W), Brotas (12º 59'S e 38º 28'W) e Pituba (12º 59'S e 38º 27'W), com extensão aproximada de 17ha, 6ha , 9ha e 5ha, respectivamente. Todas as áreas são remanescentes de Mata Atlântica e são circundadas por áreas intensamente urbanizadas, sendo a área localizada em Patamares caracterizada por uma ambiente de restinga, com predominância de arbusto e sub-arbusto, a Pituba é uma área de domínio militar com vegetação arbórea e arbustiva, Brotas vegetação arbórea e arbustiva e Pau da Lima uma Unidade de Conservação, apresentando Mata Pluvial, com sub-bosque contendo arvoretas, arbustos, ervas e palmeiras. Para a amostragem da

araneofauna, no período de 2001-2002, foram realizados 3 métodos: coleta manual diurna (CMD), guarda-chuva entomológico (GE) e amostra de serrapilheira (AS), visando atingir o maior número possível de microhabitats. Em cada área (bairro) foram amostrados 3 pontos, sendo um método aplicado para cada ponto. O esforço amostral da CMD foi de 20 min percorrido num transecto de 15 x 3m; para o GE foram considerados 5 arbustos, como sendo uma unidade amostral e para AS foram definidos quadrantes de 50 x 50cm. O esforço total de coleta compreendeu: 80 min (CMD), 20 arbustos (GE) e 4 quadrantes (GE).

A classificação das guildas foi baseada em Höfer & Brescovit (2001). Root (1967) define o termo "guilda" como um grupo de espécies que exploram a mesma classe de recurso ambiental de maneira similar.

Para a análise estatística, foi utilizado o programa *Bioestat* 2.0 (Ayres et al., 2000); para a comparação entre as áreas em relação à distribuição dos espécimes entre guildas e famílias, foi utilizado o teste não paramétrico de *Kolmogorov-Smirnov* (KS); já para a verificação das diferenças, na composição de famílias, foi utilizado o índice de similaridade de *Jacard*. Os espécimes foram identificados e depositados no ICB/UCSAL.

Resultados e Discussão

Foram coletados 227 indivíduos, distribuídos em 20 famílias, tendo um maior número de indivíduos as famílias Araneidae 46 (20,26%), Pholcidae 46 (20,26%), Salticidae 33 (14,54%) e Thomisidae 31 (13,66%); sendo a maioria tecedeiras, representando 56,83%. No que diz respeito ao número de indivíduos distribuídos por guildas, as aranhas construtoras de teia orbicular aérea (TO), forrageadoras aéreas noturnas (FA) e sedentárias construtoras de teia lençol (TL), representaram respectivamente (27,75%), (27,31%) e (21,59%). Resultado semelhante foi encontrado por Peres et al. (1999) para a área urbana de Salvador, identificando 88% das aranhas como tecedeiras. Estes resultados sugerem a hipótese de que as áreas em estudo, apesar de estarem bastante antropizadas, possuem condições favoráveis para a adaptação deste grupo de aranhas, visto que a abundância de vegetação sub-arbustiva e arbustiva favorece as aranhas (TO), como a família Araneidae, que necessitam de hastes para a fixação das teias (Wise, 1993), e as áreas sombreadas e úmidas favorecem famílias como a Pholcidae que são freqüentemente encontradas nestes microhabitats (Santos, 1999). No entanto, existe a possibilidade de viés nas coletas, já que os coletores eram pessoas pouco experientes e as coletas terem acontecido durante o dia, tendo assim uma tendência à captura de aranhas de teia, por estas estarem visíveis, enquanto que as errantes são mais ativas durante a noite, o que dificulta sua visualização durante o dia.

Dentro dos 227 espécimes coletados, 80 (35,24%) foram encontrados no Bairro da Pituba, 52 (22,90%) no Pau da Lima, 48 (21,14%) em Patamares e 47 (20,70%) em Brotas. Os Bairros que apresentaram maior diversidade de famílias foram: Pituba (13), Pau da Lima (12), Brotas (9) e Patamares (6), sendo nestas áreas as famílias mais abundantes, Clubionidae, Pholcidae e Thomisidae (Pituba), Araneidae e Thomisidae (Pau da Lima), Pholcidae (Brotas) e Araneidae e Salticidae (Patamares), sendo ainda 4 exclusivas de Patamares, 4 de Pau da Lima e 3 de Brotas. O índice de similaridade de *Jacard* foi para Pituba e Pau da Lima (47,1%), Pituba e Patamares (46,2%), Pituba e Brotas (37,5%), Pau da Lima e Brotas (40%), Pau da Lima e Patamares (38,5%) e Patamares e Brotas (36,4%). Em relação à distribuição das famílias, no que diz respeito ao número de indivíduos, houve diferenças significativas entre Pau da Lima e Brotas (KS, d=0,31, $p < 0.01$), Brotas e Patamares (KS, d=0,31, $p < 0.01$), Brotas e Pituba (KS, d=0,31, $p < 0.01$) e Patamares e Pituba (KS, d=0,27, $p < 0.01$), no entanto não ocorreram diferenças significativas entre Pau da Lima e Pituba (KS, d=0,19, $p > 0.05$) e Pau da Lima e Patamares (KS, d=0,15, $p > 0.05$). Acredita-se que o fato de não haver similaridade significativa entre Pau da Lima e Pituba (47,1%), provenha do viés de que muitas famílias exclusivas nestas áreas apresentaram apenas um indivíduo. Essa sugestão é corroborada quando comparamos a composição geral de famílias entre essas áreas, levando em conta o número de indivíduos, não verificando assim diferença significativa (KS, d=0,19, $p > 0.05$). Com base nos resultados, Pituba e Pau da Lima são as áreas mais conservadas, apresentando a maior diversidade de famílias e abundância de indivíduos 132 (58,14%). Sugerimos que as regiões avaliadas nestes bairros sofram menor influência antrópica, já que no bairro de Pau da Lima os animais foram coletados numa Unidade de Conservação (Horto Florestal da Matas dos Oitis) e na Pituba numa área de domínio militar (Escola de Administração do Exercito – EsAEX). Ressaltamos que estes resultados são preliminares, portanto é necessário mais esforço de coleta para confirmarmos esta hipótese. Dentre as 8 guildas encontradas, as mais abundantes por bairro foram, as forrageadoras aéreas noturnas (FA) e sedentárias construtoras de teia lençol (TL) em Brotas, as construtoras de teia orbicular aérea (TO) e forrageadoras aéreas noturnas (FA) em Pau da Lima e Patamares, e forrageadoras aéreas noturnas (FA) e caçadoras aéreas diurnas (CA) na Pituba. Na distribuição das guildas, em relação ao número de indivíduos, houve diferenças significativas entre Pau da Lima e Brotas (KS, d=0,32, $p < 0.01$), Brotas e Patamares (KS, d=0,41, $p < 0.01$), Brotas e Pituba (KS, d=0,41, $p < 0.01$), Patamares e Pituba (KS, d=0,37, $p < 0.01$), Pau da Lima e Pituba (KS, d=0,27, $p < 0.01$), no entanto não houve diferença significativa entre Pau da Lima e Patamares (KS, d=0,15, $p > 0.05$).

As aranhas (FA) foram encontradas em todas as áreas, isso sugere que as aranhas desta guilda, que foram coletados, sejam bem adaptadas ao ambiente urbano, mesmo nas áreas mais perturbadas antropicamente, como é o caso da região estudada em Patamares, visto que estas aranhas têm grande capacidade de migração, permitindo que evitem os períodos inóspitos (Coyle, 1981). A semelhança entre as guildas de Pau da Lima e Patamares não era esperada, visto que as áreas apresentam-se em diferente estado de conservação. Acredita-se que as guildas dominantes nestas áreas (TO e FA) sejam bem adaptadas a interferência antrópica, pois se adaptam tanto em ambientes conservados quanto em ambientes degradados. Este fato foi sugerido para Araneidae (TO), por Santos (1999) e para FA por Coyle (1981).

CONCLUSÃO

As aranhas tecedeiras das guildas (TO e TL) coletadas, possivelmente são mais propicias de se adaptarem em ambientes urbanizados e degradados, contanto que estes possuam uma estrutura de vegetação favorável a sua adaptação. São possivelmente aranhas generalistas. As aranhas da guilda FA ocorreram com frequência em todas as áreas, mesmo nas mais perturbadas antropicamentes; estas podem ser generalistas sendo favorecidas em ambientes urbanos antropizados, já que possuem capacidade de migração nos períodos inóspitos.

*Apoio FAPESB (Fundação de Amparo à pesquisa do Estado da Bahia)

Referências Bibliograficas

AYRES, M., M. AYRES JR., D.L. AYRES, A.A. SANTOS. 2000. Bioestat 2.0. USP. São Paulo, SP, Brasil.

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

DÁRIO, R. F.; ALMEIDA, A.F. 2000.Influência do corredor florestal sobre a Avifauna da Mata Atlântica. Sccientia Florestalis, n.58; 99-109p.

FOELIX,R. F. 1996. Biology of Spiders. Oxford University Press, New York - Oxford - 2ª ed.

HARRIS, L.D. 1984.The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. Chicago: University of Chicago, 229p.

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

MacARTHUR, R.H., WHITMORE, R.C. 1979.Passerine community composition and diversity in man-altered environments. Morgantown, West Virginia, v.7, p.1-12.

MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER,C.G., GUSTAVO A.B. DA FONSECA & KENT J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature, Vol.403:853-858.

PEARSON, D.L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. The Royal Society, 345, 75-79

PERES, M.C.L. 2001. Estudo comparativo das comunidades de aranhas de teia e errantes de solo (Araneae: Arachnida) em clareiras naturais e floresta madura de Floresta Atlântica. Dis. Mestrado/ UFPE. Recife-PE; 37p.

PERES, M.C.L.; MARQUES, R.S.; MENDES, R.B.; BRAZIL, T. K.; BRESCOVIT, A.D. & LIRA-DA-SILVA, R. M. 1999. Aranhas da região urbana de Salvador, Bahia (Brasil). *In*: Resumos do II Encontro de Aracnólogos do Cone Sul, Porto Alegre – RS. p. 76.

PLATINICK, N. I. 1995. An abundance of spiders. Natural Histology.

PLATNICK, N. I. 2003. The World Spider Catalog, version 3.0 (online) – Disponível em: http:/research.amnh.org/entomology/ spiders/catalog 81-87/COUNTS.htm. Acesso: 16/06/2003.

ROOT, R.B. 1973. Organization of a plant-arthropod association in simples and diverse habitat: The fauna of collards (*Brassica oleacea*). Ecology Monograph, 43:95-124.

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

SIMÓ, M., PÉREZ-MILES F., PONCE DE LEÓN, ACHAVAL, F. E MENEGHEL M. 1994. Relevamiento de Fauna de la quebrada de los cuervos; area natural protegida. Bol. Soc. Zool. Del Uruguay (2):1-20.

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

Variação na Produção de Larvas em Bivalves da Família Hyriidae no Estado do Pará

Laiana Quadros Miranda[1], Soraya Tatiana Macedo Alves[1], Colin Robert Beasley[1], Cláudia Helena Tagliaro[1], Aline Grasielle Costa de Melo[1], Sandra de Jesus Soares[2] & Carla Sorama Costa Nogueira [2]. [1]Universidade Federal do Pará-Campus Universitário de Bragança, Alameda Leandro Ribeiro, S/N-Aldeia, Bragança-PA. Laboratório de Moluscos. [2]Laboratório de Entomologia. CEP: 68.600-000. Bragança-Pará. E-mail: lqmiranda@zipmail.com.br .

1. Introdução

Os membros do filo Mollusca estão entre os animais mais evidentes e familiares (Ruppert & Barnes, 1996). Cerca de 100.000 espécies de moluscos estão descritas, tornando-os o terceiro maior filo, depois de Mandibulata e Chelicerata (Margulis & Schwartz, 2001). Os moluscos bivalves de água doce são encontrados tanto em ambientes lóticos como lênticos de águas claras ou turvas e parece não haver limite de profundidade (Alvarenga & Ricci, 1981).

Eles apresentam uma grande importância para os ambientes límnicos, pois geralmente, representam o maior percentual da massa bentônica desses ambientes e, por serem filtradores, são considerados indicadores de poluição ambiental (Fittkau apud Mansur, 1994). Porém, está ocorrendo atualmente um declínio global nas populações desses moluscos (Bauer, 1991; Neves, 1992; Williams *et al*, 1992), causando principalmente devido a perda de hábitat associado com a regulagem dos rios, a eutrofização aquática a poluição e a introdução de espécies exóticas (Fuller, 1974; Green, 1980; Bailey & Green, 1989; Bauer, 1991; Neves, 1992; Williams *et al*, 1992).

Os moluscos bivalves aqüiducícolas são representados pela Ordem Unionoida, que é constituída de duas superfamílias: Unionoidea e Muteloidea (Parodiz & Boneto, 1963). Os pertencentes à superfamília Unionoidea são divididos em três famílias: Unionidae, Margaritiferidae e Hyriidae (Mansur & Campos-Velho, 1990).

Os moluscos bivalves da família Hyriidae apresentam um tipo de larva denominada gloquídio, estas ficam incubadas nas brânquias das fêmeas, numa área denominada de marsúpio. Depois de liberadas, os gloquídios parasitam temporariamente peixes, que os dispersarão para águas mais interiores (Parodiz & Bonetto, 1963).

Considerando a importância ecológica dos moluscos bivalves de água doce, o presente trabalho tem como objetivo estimar o número de larvas produzidas pelas fêmeas das espécies *Triplodon corrugatus* (Lamarck, 1819) e *Paxyodon syrmatophorus* (Meuschen, 1781). Informações sobre a reprodução podem ajudar na elaboração de um plano de manejo e conservação desses animais.

2. Materiais e Métodos

Foram coletadas amostras de *Triplodon corrugatus* (Lamarck, 1819) e *Paxyodon syrmatophorus* (Meuschen, 1781), nos rios Pará, região de Melgaço, Tocantins, próximo a Vila do Carmo e Irituia, no município de Irituia, todos no Estado do Pará. As larvas foram liberadas das brânquias esquerda e direita de fêmeas grávidas. Depois, as larvas foram colocadas separadamente numa placa quadriculada com 36 quadrados impressos no fundo. A placa era agitada e logo após o número de gloquídios era contado, com a ajuda de um contador manual, em 15 quadrados sorteados aleatoriamente, (Beasley et al., 2003). O número médio de larvas foi multiplicado por 36 para estimar o número total de larvas em uma brânquia. Os totais obtidos nas brânquias esquerda e direita foram adicionados para se obter o número total de larvas produzidas. O teste de Kruskal-Wallis foi usado para se comparar o número mediano de larvas por fêmea das espécies *Triplodon corrugatus* nas três localidades de coleta. O teste de Wilcoxon (amostras independentes) foi utilizado para se comparar o número mediano de larvas por fêmea entre as localidades de Melgaço, no Rio Pará, e Vila do Carmo, no Rio Tocantins para a espécie *P. syrmatophorus.*

3. Discussão e Resultados

Para *T. corrugatus*, há uma diferença altamente significativa no número mediano de larvas por fêmeas entre os rios Pará, Irituia e Tocantins (KW=14,03; gl=2; $p< 0,01$). Porém não há uma diferença significativa entre as medianas do Rio Pará e Rio Tocantins (W=144; $N_{Pará}$=8; $N_{Tocantins}$=42; n.s.), para a espécie *P. syrmatophorus.* O número mediano de larvas para *T. corrugatus*, foi maior do que as do rio Tocantins (Mediana= 20020). No rio Irituia foi observado um menor número de larvas por fêmeas, (Mediana= 1766), já as fêmeas do rio Pará mostraram um número intermediário (Mediana= 15409). Para as fêmeas de *P. syrmatophorus* a mediana apresentou-se maior para as fêmeas do rio Tocantins (Mediana=17233).

Kat (1984), estudando as demibrânquias da espécie Norte Americana *Leptodea fragilis* verificou uma média de 2.225 gloquídios por fêmea. Ele afirma que o número de gloquídios decresce à medida que o marsúpio vai se tornando mais especializado, devido a redução no tamanho do marsúpio na fêmea adulta, talvez para aumentar a área respiratória funcional da brânquia. O número de gloquídios produzidos por fêmea pode depender também do tamanho do gloquídio e do tamanho da fêmea adulta (Wächtler *et al*., 2001).

4. Conclusão

O número mediano de larvas para T. corrugatus no rio Pará foi 15409, para as fêmeas coletadas no rio Irituia foi 1766 e para as do rio Tocantins foi 20020. Para *P. syrmatophorus* o número mediano de larvas produzidas pelas fêmeas desses bivalves no rio Pará foi

15153 e no rio Tocantins foi 17233. As razões para estas diferenças podem ocorrer devido ao estado trófico do hábitat (Bauer, 1991). O menor número de larvas, por fêmea, encontrado no rio Irituia, pode significar que esta população, talvez, tenha maior chance de falha reprodutiva, no caso de perturbação do hábitat, devido ao número menor de prole produzida.

5. Referências Bibliográficas

ALVARENGA, L. C. F. & RICCI, C. N. (1981). *Bivalvia.* Em: Aquatic Biota of Tropical South américa, 2: Anarthropa (ed. S. H. hurlbert, G. Rodriguez & N. D. Santos), pp. 208-217. San Diego State University, California.

BAILEY, Robert C. & GREEN R. H. (1989). Spatial and temporal variation in a population of freshwater mussels in Shell lake, N. W. T. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 46: 1392-1395.

BAUER, G. (1991). *Plasticity in life history traits of the freshwater pearl mussel-consequences for the danger of extinction and for conservation measures.* Em: Species conservations: a population-biological approach (ed. A. Seitz & V. Loeschcke), pp. 103-120. Birkerhäuser Verlag, Basel.

BEASLEY, C. R.; MIRANDA, L. Q., ALVES, S. T. M. & TAGLIARO, C. H. (2003) *Evalution of techiniques for assessing brood size in freshwater mussels*. Journal of Molluscan Studies 69: 159-161.

BYRNE, M. (1998). *Reproduction of River and Lake Populations of Hyridella depressa (Unionacea: Hyriidae) in New South Wales: Implications for Their Conservation*. Hidrobiologia, 389: 29-43.

FULLER, S. L. H. (1974). Clams and mussels (Mollusca: Bivalvia). Em: C. W. Hart & L. H. Fuller (eds.). Pollution ecology of freshwater invertebrates. Academic Press, New York, p. 215-291.

GREEN, R. H. (1980). *Role of a unionid clam population in the calcium budget of small artic lake. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37: 219-224

KAT, P. W. (1984). *Parasitism and the Unionacea (Bivalvia).* Biological Review 59: 189-207.

MANSUR, M. C. D. & CAMPOS-VELHO, N. M. R. (1990). *Técnicas para o estudo dos gloquídios de Hyriidae (Mollusca, Bivalvia, Unionoida).* Acta Biologica Leopoldensia 12 (1): 5-18.

MANSUR, M. C. D. & M. G. Oliveira da Silva. (1999). *Descrption of glochidia of five species of freshwater mussels (Hyriidae: Unionoidea) from South América*. Malacologia, 41 (2): 1-9.

MANSUR, M. C. D.; VALER, R. M. & AVEIS, N. C. M. (1994). *Distribuição e preferências ambientais dos moluscos bivalves do açude do Parque de Proteção Ambiental COPERSUL, Município de Triunfo, Rio Grande do Sul.* Biociências 2: 27-45.

MARGULIS, L. & SCHWARTZ, K. V. (2001). *Cinco Reinos*. 3ª edição. Guanabara, Rio de Janeiro. 290 p.

NEVES, R. (1992*). A state-of-the-Unionids adress*. Em: K. S. Cummings, A. C. Buchanna & L. M. Koch (eds.). Conservation and Management of Freshwater Mussels. Proceedings of a UMRCC Symposium, p. 1-10.

PARODIZ & BONETTO, A.A. (1963). *Taxonomy and Zoogeographic relationships of the South American naiades (Pelecypoda: Unionacea and Mutelacea).* Malacologia, 1 (2): 179-213

RUPERT, E. E. & BARNES, R. D. (1996). *Zoologia dos Invertebrados*. 6ª edição. Roca, São Paulo, 357 p.

WÄCHTLER, K., MANSUR, M. C. D. & RICHTER, T. (2001). *Larval types and early postlarval biology in Naiads (Unionoida). Em:* G. Bauer & K. Wächtler (eds.). Ecology and Evolution of the Freshwater Mussels Unionoida Springer, Berlin, Heidelberg, p. 93-125.

WILLIAMS, J. D., WARREN, M. L., CUMMINGS, K. S., HARRIS, J. L. & NEVES, R. J. (1992). *Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada.* Fisheries, 18 (9): 6-22.

Fragmentação de Habitat: *Drosophila* como Modelo de Estudo

Lais Futuro & Blanche C. Bitner-Mathé
Departamento de Genética – Instituto de Biologia – UFRJ-RJ
lais@ufrj.br

1. Introdução

Os estudos no campo da genética da conservação são relativamente recentes, sendo em sua maioria restritos ao uso de marcadores moleculares. A genética quantitativa é o ramo da genética que está diretamente ligado às propriedades evolutivas dos traços morfológicos e comportamentais (Storfer, 1996; Lynch, 1996). O estudo das variações de caracteres quantitativos em populações naturais engloba muitas questões de importância para o entendimento da estruturação da variabilidade genética entre populações e espécies, e é fundamental não só para a construção de hipóteses que procurem explicar a existência de tão grande diversidade orgânica em nosso planeta, mas também de estratégias que permitam preservá-las.

A fragmentação de habitats pode causar um grande impacto nas espécies, devido ao isolamento e à diminuição do tamanho populacional, levando a extinções locais e aumento do grau de uma diminuição das taxas de imigração, resultando em uma perda de diversidade e diminuindo a variabilidade genética dentro da população, e perdendo assim a capacidade de adaptação. Outra conseqüência relevante é a diferenciação acelerada entre as populações devido ao isolamento genético de uma pequena população. A capacidade de permanência de uma espécie em seu habitat após a fragmentação depende do seu nível de tolerância, que por sua vez depende da composição e estrutura genética das populações e do seu grau de plasticidade fenotípica (Futuyma, 1986).

A escolha das drosófilas como modelo de estudo está ligada principalmente ao fato destas apresentarem uma boa capacidade de dispersão (Burla *et al.*, 1950) e à sua grande sensibilidade a pequenas mudanças no ambiente em que vivem (Eckstand & Richardson, 1981) tendo respostas rápidas, em termos de tamanho populacional, a essas mudanças.

Além disso, elas também têm uma grande variedade ecológica e taxonômica (Throckmorton, 1975), o que as transforma num bom modelo para estudar o reflexo dessas mudanças em diferentes espécies, considerando aspectos filogenéticos e ecológicos. Os estudos com *Drosophila* nesta área ainda são poucos, mas considerando as facilidades de se estudar o gênero, as perspectivas são promissoras. Em um estudo ecológico de *Drosophila* em fragmentos de mata na Floresta Amazônica foi encontrado que as alterações ambientais produzidas pela fragmentação no interior de uma ilha são suficientes para a invasão de espécies típicas de áreas abertas, que normalmente não podem se dispersar em áreas de mata contínua (Martins, 1989).

Existe uma perspectiva das drosófilas serem um modelo importante para o entendimento dos efeitos da fragmentação sobre populações de insetos, principalmente relacionadas à variabilidade genética e de ser um bioindicador de degradação ambiental.

Esse trabalho tem como objetivo analisar as possíveis diferenças entre as populações de *Drosophila* residentes em fragmentos florestais adjacentes e ambientes de mata contínua.

2. Materiais e Métodos

A área de estudo é a Reserva Biológica de Poço das Antas (município de Silva Jardim, RJ, administrada pelo IBAMA), mais especificamente o sistema de fragmentos de mata atlântica na parte sul da reserva, nos fragmentos E e C (área respectivamente de 11 ha e 10.4 há, e que distam 83m entre si) e pontos de distâncias equi-

valentes na mata Portuense (mata contínua). Esses fragmentos florestais são separados por uma matriz composta principalmente por gramíneas e algumas árvores pioneiras como *Cecropia pachystachya* e *Trema micrantha*.

As coletas foram realizadas em dois pontos por fragmento, um próximo a borda e outro ao centro (abril de 2001) e em 4 pontos da mata contínua (maio de 2001). Machos e fêmeas de *Drosophila* vindos do campo foram classificados por grupo a partir de uma chave taxonômica e as fêmeas das espécies de interesse foram colocadas, individualmente, em tubos para oviposição de forma a obter-se linhagens isofêmeas representativas da variabilidade genética das populações. Todos os indivíduos do laboratório foram criados em condições controladas com o objetivo de minimizar a influencia do ambiente nos caracteres usados. Assim, possíveis diferenças observadas entre populações resultam essencialmente de diferenças genéticas.

Os caracteres usados na análise morfológica são a medida do comprimento do mesotórax e medidas da asa – distância entre as inserções da segunda (ponto B) quarta (ponto D) e quinta veias (ponto E) longitudinais e um ponto na base da asa (ponto K). O tamanho do mesotórax é uma boa medida do tamanho geral do indivíduo e a asa é uma estrutura que tem não só a função do vôo como é importante no ato da corte feita pelos machos no acasalamento. O custo do vôo, o potencial de dispersão e o sucesso reprodutivo podem estar mais relacionados à razão asa/tórax do que simplesmente ao tamanho geral dos indivíduos (Starmer & Wolf, 1989). O tamanho geral do indivíduo, o tamanho e forma da asa e a razão asa/tórax são características que estão altamente relacionadas a *fitness* em drosofilídeos.

Os caracteres foram submetidos a uma análise de componentes principais. Esta é uma técnica de estatística multivariada que nos permite analisar a relação entre um conjunto de características quantitativas e a contribuição delas para as variações observadas. Essa técnica consiste em combinar p variáveis correlacionadas formando índices (CP1, CP2 ...CPp) que não possuem correlação entre si (Neff & Markus, 1980). Quando são usadas medidas lineares, em geral, o CP1 representa as variações do tamanho geral, enquanto os outros componentes refletem variações de forma.

Nesta etapa do trabalho, os dois fragmentos e a mata contínua foram comparados quanto à composição de espécies e quanto às médias de cada uma das características em duas espécies, *D. ananasae* e *D. prosaltan*.

Variações nas freqüências de espécies e na média das características entre áreas foram testadas através do Teste do Qui-quadrado ($\div^2$) e de Análise de Variância (ANOVA), respectivamente.

3. Resultados e Discussão

Observamos uma diferença na composição de espécies entre os ambientes. Há uma predominância de indivíduos de espécies do grupo *willistoni* em ambos os ambientes, seguidos pelos do grupo *melanogaster* e então pelos do grupo *saltans*. Indivíduos de espécies do grupo *melanogaster* são cerca de duas vezes mais freqüente nas áreas fragmentadas (23% do total de moscas), quando comparadas à área de mata contínua (9% do total). Outros grupos (como repleta, cardini, tripunctata) também apareceram mas em uma frquencia muito baixa, menor que 1%.

Foi realizado um $\div^2$ para comparar a composição de espécies entre mata contínua e fragmentos ($\div^2 = 258{,}38$; $\div^2(0{,}05;3) = 7{,}815$). A diferença de composição de espécies entre os dois ambientes é altamente significativa ($P < 0{,}000001$). Sabe-se que o grupo *melanogaster* ocorre tipicamente em áreas degradadas, o que está de acordo com os resultados que obtivemos.

Como é comum em muitas espécies de *Drosophila* observamos em *D. ananasae* e *D. prosaltans* uma diferença altamente significativa entre sexos para todas as características dependentes de tamanho, como as distâncias entre os pontos da asa, o tamanho do tórax e CP1, que reflete variações de tamanho. Em *D. ananasae* observamos uma diferença significativa entre os machos coletados na mata e em um dos fragmentos para a característica DE. Os machos podem estar apresentando essa diferença por serem mais suceptíveis que as fêmeas a uma determinada pressão que influencie nessa característica. Observamos ainda uma diferença significativa independente de sexo entre os fragmentos quanto à relação asa/tórax, que é uma característica relacionada a fitness.

Nos fragmentos, *D. prosaltans* é praticamente a única representante do grupo saltans, tendo como companhia apenas mais uma espécie do grupo em baixa freqüência. Já na mata contínua, este grupo é menos abundante, mas mesmo assim encontramos quatro espécies representantes do grupo. Apesar de *D. prosaltans* ainda ser a mais abundante na mata, as proporções das freqüências das espécies desse grupo são mais equivalentes que nos fragmentos.

Os caracteres usados nas análises de *D. prosaltans* não incluíram as medidas de tórax, apenas as distâncias dos pontos da asa e os três primeiros componentes principais. Encontramos uma diferença significativa entre os fragmentos para todas as medidas, inclusive CP1 (medida do tamanho geral), CP2 e CP3 (medidas de forma). No entanto, muito pouco da variação total é explicada por estes dois últimos componentes (3,4% e 1,1%, respectivamente). O que indica que as diferenças encontradas para as distâncias dos pontos das asas são essencialmente devido às variações de tamanho.

Apesar da pequena distância entre os fragmentos (83 m) fomos capazes de detectar diferenças significativas entres populações das espécies analisadas neles residentes. Esse resultado sugere que a matriz que separa os dois fragmentos florestais mesmo que de pequena extensão neste caso, tem um papel importante na interrupção do fluxo gênico entre essas populações. As diferenças entre as populações podem ser o resultado de deriva gênica ou seleção. Uma evidência em favor da primeira é o fato das características que diferem entre áreas não serem as mesmas nas duas espécies. Por outro lado, os fragmentos apresentam aspectos diferentes o que poderia resultar em pressões seletivas diferentes entre fragmentos e no padrão de resposta de cada espécie. Outras análises serão necessárias para um melhor entendimento das questões aqui levantadas. Contudo, embora preliminares, nossos estudos já corroboram as evidências do alto potencial da utilização de drosófilas como modelo em estudos ecológicos como a fragmentação de habitatas.

4. Conclusão

Os ambientes fragmentados e de mata contínua são diferentes entre si quanto à composição de espécies.

Machos e fêmeas de *D. ananasae* e de *D.saltans* têm tamanhos diferentes.

Os machos das populações de *D. ananasae* da mata e de um dos fragmentos são diferentes para a característica uma característica.

As populações de *D. ananasae* dos fragmentos são diferentes entre si quanto à relação asa/tórax, que é uma característica relacionada a *fitness*.

As populações de D. prosaltans dos fragmentos são diferentes entre si quanto a ao tamanho, característica altamente relacionada à *fitness*.

O gênero Drosophila apresenta um alto potencial como modelo para estudos de fragmentação de habitats.

5. Bibliografia

Burla, H.; da Cunha, A. B.; Dobzhansky, T.; Pavan, C., 1950. Population density and dispersal rates in brasilian *Drosophila willistoni*. *Ecology*, 31 (3): 393-404.

Eckstand, I. A. & Richardson, R. H., 1981. Relationships between water balance properties and habitat characteristics in sibling hawaian drosophilids, *D. melanica* and *D. kambysellisi*. (Berl). *Oecology*, 50: 337 – 341.

Futuyma, D. J., 1986. Evolutionary Biology. *Sinauer Associates, Inc, Massachusetts.*

Lynch, M., 1996. A quantitative-genetic perspective on conservation

issues. In: *Conservation Genetics. Avise, J. C. & Hamrick, J. L. edn. Champman & Hall, New York.*

Martins, M. B., 1989. Invasão de fragmentos florestais por espécies oportunistas de *Drosophila* (diptera, drosophilidae). *Acta Amazonica*, 19 (único): 265 – 271.

Neff, N. A. & Markus, L. F., 1980. A survey of multivariate methods for systematics. *New York: Privately Published*.

Starmer, W. T. & Wolf, L. L.,1989. Causes of variatios in wing loading among Drosophila species. *Biological Journal of the Linnean Society*. 37(3): 247-261.

Storfer, A. 1996. Quantitative genetics: a promising approach for the assessment of genetic variation in endangered species. *Tree 11*: 343-348.

Throckmorton, L. H., 1975. The phylogeny, ecology and geography of *Drosophila. In: King, R. C. (ed). Hndbook of genetics. New York, Plenum Publishing Corporation*, v. 3.

(Auxílio Financeiro: FUJB, CNPq)

Desova da Tartaruga-de-pente *Eretmochelys imbricata* (Testudinata: Cheloniidae) na Praia de Panaquatira, município de São José de Ribamar, Maranhão, Brasil.

Leonardo Dominici Cruz [a] , Fernanda R. Fernandes[b], Antonio A. F. Rodrigues[c], Ana T. L. Lopes[d], Laís M. R. Silva[a], Adriano K. Azambuja[e]

[a]Bolsista do PIBIC/UFMA (CNPq) (leodominici@yahoo.com.br)

[b]Bolsista do Programa Especial de Treinamento (PET/SESU/UFMA)

[c]Professor do Departamento de Biologia (UFMA)

[d]Pós-Graduação UFPA/MPEG

[e]Bolsista da FAPEM/UFMA.

1. Introdução

As oito espécies de tartarugas marinhas existentes atualmente pertencem a duas famílias: Dermochelyidae, com uma única espécie (*Dermochelys coriacea*) e Cheloniidae com 7 espécies (Azevedo, 1983). Destas, apenas 5 espécies habitam e se reproduzem no Brasil: *Chelonia mydas, Caretta caretta, Lepidochelys olivacea, Dermochelys coreacea* e *Eretmochelys imbricata* (Baptistotte, 1994).

Tartarugas marinhas são animais com longo período para atingir a maturidade e isto geralmente está associado a uma baixa taxa de substituição de indivíduos na população (Pough *et. al.*, 2003). A destruição do habitat e a ação antrópica nas áreas de desova (roubo dos ovos), predação de juvenis e adultos, poluição e pesca predatória causam a redução das populações de tartarugas marinhas (Wyneken, 1988 *apud* Bugoni *et. al.*, 2001).

A conservação das tartarugas marinhas é assunto de intenso interesse internacional (Pough *et. al.*, 2003). Na América Latina, vários países vêm desenvolvendo programas de preservação destes animais e de seus habitats (Marcovaldi *et. al.*, 2003) e no Brasil, destaca-se o Projeto TAMAR cujas atividades englobam pesquisas científicas, programas de educação ambiental, entre outras (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999).

Das cinco espécies que ocorrem no Brasil, *E. imbricata* é internacionalmente conhecida como a espécie mais ameaçada de extinção, constando na lista vermelha dos animais ameaçados de extinção (Bjorndal, 1999).

Este trabalho visou demonstrar a importância da preservação das áreas naturais de desova para a manutenção da população de tartarugas marinhas.

2. Métodos

O estudo foi realizado na Praia de Panaquatira (02º 28' S; 44º 02' W), município de São José de Ribamar, Maranhão.

Após a eclosão dos filhotes de tartaruga-de-pente, foi feita a transferência dos mesmos para a Base de Pesquisas em Aves Migratórias – UFMA. Os filhotes foram mantidos em um reservatório contendo água do mar. Medidas biométricas de 50 indivíduos da espécie (comprimento rostro-caudal - CRC, comprimento e largura da carapaça - Ccar e Lcar) foram realizadas com auxílio de paquímetro (0,01mm). O peso foi aferido com auxílio de pesola de 100 g. No final dos trabalhos, os filhotes foram soltos no período de preamar durante a noite.

3. Resultados e Discussão

Foram registradas duas desovas de *E. imbricata* na Praia de Panaquatira nos meses de março e abril de 2003. A primeira desova ocorreu no dia 06 de março de 2003 a uma distância de 10 m da Base de Pesquisa de Aves Migratórias (ao lado) e consistia de 180 ovos, dos quais 121 eclodiram no dia 07 de maio de 2003 (taxa de nascimento de 67,2%). Não foram realizadas medidas biométricas desses indivíduos. A segunda desova ocorreu a uma distância de 40 m da Base de Pesquisa no dia 07 de abril de 2003, sendo a fêmea de *E. imbricata* encontrada pelo vigia da base durante a noite, no momento da desova, que consistia de 181 ovos. A eclosão ocorreu nos dias 05 e 06 de junho de 2003, nascendo 123 indivíduos (taxa de nascimento de 67,9%).

As medidas realizadas do comprimento rostro-caudal (CRC) variaram de 64 a 76 mm (x = 72,7 +- 2,25mm, n = 50), as do comprimento da carapaça (Ccar) variaram de 37 a 46,5 mm (x = 44,33 +- 1,74mm, n = 50), as da largura da carapaça (LCar) variaram de 27,5 a 35,1 mm (x = 32,8 +- 1,38mm, n = 50), e as do peso variaram de 12 a 21 g (x = 18,82 +- 1,47mm, n = 50).

Foi relatada a ocorrência de uma outra desova de tartaruga marinha cuja espécie não pôde ser identificada, a uma distância de 3 km da base, sendo que os ovos foram destruídos por pescadores.

4. Conclusões

A ausência de relatos anteriores de desova de tartarugas marinhas na Praia de Panaquatira pode ser dada pelo fato deste local ser uma área secundária para manutenção de estoques destes animais, uma vez que o litoral maranhense é apontado como área secundária para proteção de quelônios no território brasileiro (Azevedo, 1983). Estas ocorrências recentes estão provavelmente relacionadas às perturbações nas áreas consideradas primordiais para a manutenção das populações, que podem estar próximas dessa nova área de desova.

É importante a proteção das áreas de desova para a continuidade do ciclo reprodutivo dessa espécie de tartaruga marinha, uma vez que, a redução global das populações é atribuída a destruição de habitats e ação antrópica nas praias de desova (Wyneken, 1988 *apud* Bugoni *et. al.*, 2001).

5. Referências Bibliográficas

Azevedo, M. A. (1983). As tartarugas marinhas do litoral brasileiro. *Ciência Hoje* ano 1, nº 5: 32-35.

Baptistotte, C. (1994). Tartarugas marinhas: projeto TAMAR. *In:* Nascimento, L. B., Bernardes, A. T., Cotta, G. A. *Herpetologia no Brasil, 1*, Belo Horizonte, Minas Gerais.

Bjorndal, K. A. (1999). Conservation of Hawsbill Sea Turtles: Perceptions and Realities. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2): 174-176.

Bugoni, L., Krause, L. & Petry, M. V. (2001). Marine Debris and Human Impacts on Sea Turtles in Southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 42, nº12: 1330-1334.

Marcovaldi, M. A. & Marcovaldi, G. G. (1999). Marine Turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation* 91: 35-41.

Marcovaldi, M. A., Thomé, J. & Frazier, J. G. (2003). Marine Turtles in Latin America and the Caribbean: A Regional Perspective of Sucesses, Failures and Priorities for the Future. *Marine Turtle*

Newsletter nº100: 38-42.

Pough, F. H., Janis, C. M. & Heiser, J. B. (2003). *A vida dos Vertebrados.* Ed. Atheneu, 3ª ed., São Paulo, São Paulo.

Agradecimentos:

Base de Pesquisa em Aves Migratórias – UFMA.

A Atuação Antropogênica na Área de Proteção Ambiental da Bacia do Rio dos Frades, Teresópolis, Rj

Leonardo Mariscal Pinheiro [a]
Viviane Vidal da Silva [a]
[a]*Universidade do Estado do Rio de Janeiro(leobio10@ig.com.br)*

1. Introdução

Este trabalho tem como objetivo a caracterização ambiental da atuação antropogênica na Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio dos Frades. Esta Unidade de Conservação apresenta área aproximada de 75 Km^2 e localiza-se no interior Bacia do Rio dos Frades (190,41 Km^2), Município de Teresópolis, Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro. Possui como limite, ao Norte, as localidades de Miguelito e Campanha, ao Sul, a Serra dos Órgãos, a Leste, Nova Friburgo e a Oeste, a Rodovia Teresópolis-Friburgo (RJ-130). A APA foi criada por iniciativa da Assembléia Legislativa Estadual e sancionada pelo Executivo por meio da Lei nº. 1755, de 27 de Novembro de 1990. Engloba o Domínio de Mata Atlântica com a formação Ombrófila Densa e fisiograficamente apresenta relevo bastante acidentado, com a presença de muitos afloramentos rochosos, que assumem grande importância na área. Além disso, a APA apresenta, aproximadamente, 39,39% da Bacia dos Frades, sendo formada predominantemente pelas sub-bacias: Rio das Antas, Córrego da Caixa de Fósforo, Córrego Capetini, Buraco e Macacu.

2. Métodos

As informações utilizadas constam do banco de dados do Projeto Teresópolis[1] e se constituem nas Categorias de Informação: Uso do Solo, Vegetação. Foram realizados controles de campo, onde foram georeferenciados 23 pontos e atualizado os dados. As informações do Banco de Dados, em formato *Grid* do *Software MGE* foram exportados para o Software *ARCVIEW 3.2* facilitando a manipulação dos dados e permitindo a identificação e cálculo da área de cada classe de uso do solo.

A Categoria de Informação Vegetação é classificada segundo a resolução CONAMA Nº.6, que reconhece e estabelece para a região, com fins de preservação. São identificados os Estágios de Sucessão Inicial (E1), Intermediário (E2), Avançado (E3) e Formação Clímax caracterizado pela Floresta Ombrófila Densa (FL). Já na Categoria de Informação de Uso do solo constam as seguintes classes: Agricultura comercial de ciclo curto; Agricultura comercial de ciclo longo; Sítios de lazer ou de pequena produção, alternados com hotéis fazenda, pousadas e/ou clubes; Sítios de pequenos produtores; Pecuária em pequenas e médias propriedades; Haras.

3. Resultados

A vegetação da APA apresenta um predomínio de estágio E1, com área de 18,85 Km^2, representando 25,14% da área de estudo, caracterizando o perfil rural da unidade. O estágio E2 apresenta uma área de 13,13 Km^2 (17,51%), enquanto que os estágios E3 e Floresta apresentam, respectivamente, 3,57 Km^2 (4,75%) e 7,36 Km^2 (9,82%).

O Uso do solo corresponde a 4,13 Km^2 (5,50%) da APA, sendo diversificado: a pecuária está bastante presente, principalmente em áreas de encostas; a agricultura também está associada a agroindústrias; estão presentes Fazendas (Eukafarma), sítios (Gp/Ipiranga), configurando pequenos e médios empreendimentos. O forte crescimento do turismo repercutiu no ambiente, na vida econômica, social e cultural das áreas receptoras. A visitação turística, apresenta efeitos positivos e negativos. Porém os negativos parecem prevalecer, pois facilmente podemos observar lixo pelos rios e cachoeiras da APA. A falta de uma fiscalização eficiente, possibilitou a construção de um trutário irregular na APA, diques, onde ocorre captação de água, prejudicando o curso natural do Córrego das Antas.

Atualmente os recursos hídricos têm sido tema de debates, sobretudo no meio acadêmico e nas diversas instâncias administrativas do setor público. Para tanto, torna-se indispensável os estudos de diagnósticos, no sentido de detectar os principais problemas ambientais, que contribuem para a deteriorização da qualidade e demanda dos recursos hídricos.

4. Conclusão

A degradação da paisagem está presente, principalmente, em áreas de encostas na APA, onde estão localizados os remanescentes vegetais em estágio de recuperação. Os grandes mananciais e outros ecossistemas fundamentais para a qualidade de vida da população, estão submetidos a intensos processos de degradação.

Alguns itens devem ser considerados para um eficiente controle das atuações antropogênicas na APA: Regulamentação e fiscalização das atividades turísticas de balneário, principalmente no Rio dos Frades e no Córrego das Antas; Desenvolvimento de atividades de educação ambiental direcionadas ao público, prioritariamente nas áreas de maior balneabilidade; Regulamentação e Fiscalização do trutário, que utiliza a captação de água do Córrego das Antas irregularmente; Monitoramento da pecuária, já que realizada essencialmente em áreas de encostas, acelerando os processos geomorfológicos (erosão do solo); Plano de Gestão que possa contribuir eficientemente para a sustentabilidade dos ambientes visitados (balneários).

Devido à falta de implementação de ações políticas, econômicas e ambientais sustentáveis, os processos de degradação ambiental intensificam-se, podendo chegar a impactos profundos na APA.

5. Referência Bibliográfica

IBAMA. (1997). Marco conceitual das Unidades de conservação federais do Brasil.

CONAMA (CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE). 1994. Resolução Nº6 de 04 de maio de 1994.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio ambiente. Resolução do CONAMA Nº 10.

BRASIL. Constituição Federal. Lei nº 6.902 de 27 de Abril de 1981. Dispõe sobre a criação de Estações Ecológicas, Áreas de Proteção Ambiental, e dá outras providências.

BRASIL. (2000). Lei nº 9985 de 18/07/2000, que dispõe sobre a instituição do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação. Brasília.

SILVA, A.B.; (1999). Sistemas de Informações Geo-referenciadas: conceitos e fundamentos – Campinas, SP: Editora da Unicamp.

Cianobactérias em Lagoas de Estabilização Facultativas

Letícia Silveira Cruz [a], *Elaine Claudino da Silva* [b], *Wesley Gabrieli de Souza* [c], *Valéria de Oliveira Fernandes* [d], *Ricardo Franci Gonçalves*
[a] *graduanda Ciências Biológicas Escola de Ensino Superior do Educandário Seráfico São Francisco de Assis (ticiacruz@bol.com.br)*
[b] *graduanda Ciências Biológicas Universidade Federal do Espírito Santo*
[c] *mestrando Engenharia Ambiental Universidade Federal do Espírito Santo*
[d] *Universidade Federal do Espírito Santo – Departamento de Ciências Biológicas*
[e] *Universidade Federal do Espírito Santo – Departamento de Engenharia Ambiental*

1. Introdução

A constante deterioração do meio ambiente a partir da intensa

ação do homem vem acarretando uma progressiva degradação da qualidade das águas, sendo muitas utilizadas como corpo receptor de efluentes e ao mesmo tempo para o abastecimento público. A fertilização da água caracterizada principalmente pelo despejo de efluentes sem tratamento adequado, com elevadas concentrações de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, compromete o equilíbrio aquático, pois estimulam o crescimento acelerado de algas e outros organismos fotossintetizantes, conduzindo à eutrofização do corpo receptor. Dentre os processos de tratamento biológico de esgotos sanitários mais utilizados no Brasil, as lagoas de estabilização assumem posição de destaque. Esta ampla aceitação corre, principalmente, devido ao clima favorável, a disponibilidade de área, simplicidade operacional – não necessitando de mão-de-obra especializada – além do baixo custo de implantação (Mendonça, 1990). Lagoas de estabilização facultativas são ambientes artificialmente eutrofizados, onde são lançados esgotos que ali ficam retidos por um período de tempo suficiente para que ocorra a estabilização da matéria orgânica. Essa estabilização é regida pela relação mutualística entre algas e bactérias, onde a presença dos nutrientes ($NH4^{+}$ e $PO4^{-3}$) e luz proporciona um ambiente favorável ao desenvolvimento das algas. Estas desempenham papel importante de fornecimento de energia, pois através de sua atividade fotossintética produzem oxigênio que será assimilado pelas bactérias ali presentes para continuarem a oxidação aeróbia da matéria orgânica (König, 1998). Entretanto, em regiões onde os corpos receptores são sensíveis à eutrofização, principalmente em estuários, lagoas e lagos, o sistema de lagoas de estabilização não mais atende como tecnologia apropriada para o tratamento de esgoto devido às elevadas concentrações de Nitrogênio e Fósforo sob a forma solúvel, e microalgas presentes no efluente (10^4 a 10^6 microalgas/l), constituindo-se em fonte de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. De acordo com Von Sperling (1996), o fitoplâncton presente em lagoas de estabilização varia muito pouco, sendo as cianobactérias (algas verde-azuladas), algas verdes, os flagelados pigmentados e as diatomácias os grupos mais comumente encontrados. Dentre as cianobactérias encontradas, muitas espécies são capazes de produzir exotoxinas ou liberá-las após sua morte, e quando lançadas no corpo receptor, afetam a biota aquática, prejudicando a cadeia alimentar ao inibir o desenvolvimento de outras algas. O homem pode ser intoxicado pela ingestão das águas onde elas proliferam ou através do contato direto causando distúrbios gastrintestinais, respiratórios, neurológicos e alergias ao homem. Isso demonstra a necessidade de um tratamento de esgoto de alto nível. O presente trabalho avaliou a influência da variação temporal de parâmetros físico-químicos na composição qualitativa e quantitativa das comunidades fitoplanctônicas, no efluente de três lagoas de estabilização facultativas operando em batelada, visando determinar as condições ótimas de aparecimento de cianobactérias, de maneira a evitar a ocorrência de "bloom" em sistemas em escala real.

2. Métodos

A pesquisa foi desenvolvida no Parque Experimental do Núcleo de Bioengenharia Aplicada ao Saneamento da UFES – NÚCLEO ÁGUA, localizado no campus da Universidade Federal do Espírito Santo/ES. Foram utilizados três reatores com capacidade para 200 L simulando uma lagoa de estabilização de sistema facultativo operando em batelada alimentados com efluentes de diversas cargas orgânica: alta, média e baixa. Cada reator foi alimentado com um tipo de carga afluente simulando alta (470 DBO5mg/l), média (100 DBO5mg/l) e baixa (45 DBO5mg/l)cargas. Imediatamente após o enchimento dos reatores com uma lâmina d'água de altura de 80 cm foi realizada a caracterização físico-química e hidrobiológica da massa líquida de cada reator. Foram realizadas coletas de amostras simples na superfície e fundo dos reatores. Os parâmetros analisados duas vezes na semana foram pH, turbidez, temperatura, OD, DQOtotal, fósfoto total e amônia. Já contagem e identificação de microalgas, foram realizadas uma vez na semana.

Para análise qualitativa e quantitativa do fitoplâncton, as amostras são coletadas sem filtração em rede e fixadas com solução de lugol. As análises qualitativas são realizadas com o uso de microscópio óptico comum equipado com câmara clara e ocular de medição. Os organismos são identificados estudando-se suas características morfológicas e morfométricas, com auxílio de bibliografia especializada. A contagem do fitoplâncton será feita utilizando-se câmara de sedimentação de Utermöhl em microscópio invertido (Utermöhl, 1931). O procedimento de contagem será o dos campos aleatórios descrito por Uehlinger (1964) e o critério para determinação do número de campos para validar estatisticamente os resultados foi o mesmo adotado por Lund et al (1958).

3. Discussão e Resultados

Um decaimento sensível da DQO total no decorrer do tempo pode ser observado nos reatores de alta e média cargas enquanto um aumento progressivo foi detectado para o reator de baixa carga. Tal situação se justifica pelo acelerado crescimento algal verificado no reator de baixa carga em relação aos outros reatores, uma vez que as algas são capazes de fixar CO2 atmosférico através do processo fotossintético e transformá-lo em biomassa, constituída de matéria orgânica quimicamente degradável (Mendonça, 1990). Em relação à turbidez, houve um progressivo aumento no reator de baixa carga o que pode ser justificado pelo aparecimento de microalgas a partir do vigésimo dia. Verifica-se um aumento progressivo nas concentrações de OD nas massas líquidas, sendo que o reator de baixa carga apresentou concentração de OD maior do que as demais na maioria das determinações, sugerindo a ocorrência de atividade fotossintética mais acentuada neste reator. Nos primeiros vinte dias de operação observa-se um sensível aumento no pH nos três reatores. De acordo com Köning (1990) a fotossíntese realizada pelas algas pôde remover CO2 do meio mais rapidamente que a sua reposição pela atividade bacteriana, levando a um aumento dos valores de pH. Tal fenômeno foi observado mais intensamente no reator de baixa carga. A partir do vigésimo dia, essa atividade fotossintética foi comprometida devido a condições climáticas adversas. A concentração de nitrogênio amoniacal teve uma redução progressiva nas massas líquidas dos três reatores avaliados, o que pode ser justificado pelo mecanismo de volatilização (Von Sperling, 1990). Para ortofosfatos, observou-se uma constância de valores, o que sugere que não houve significativa assimilação pelas algas e tampouco precipitação química. Ademais, durante o período estudado observou-se que raramente foram alcançadas condições de pH acima de 8, necessárias para que ocorra remoção de fosfatos por precipitação química. A temperatura superficial permaneceu acima de 30ºC na maioria das determinações. Em todos os parâmetros analisados não houve diferença significativa entre o comportamento da superfície e do fundo dos reatores.

A diversidade, distribuição e freqüência de aparecimento dos gêneros de algas em cada reator estão sendo realizadas. Até o presente momento foram identificados predominantemente os gêneros flagelados *Chlamydomonas* e *Euglena* no reator de alta carga e os gêneros não flagelados *Scenedesmus* e *Navícula* no reator de baixa carga. Esses resultados parciais encontram-se em conformidade com estudos conduzidos por König (1990), no qual foi sugerido que os gêneros flagelados tendem a ser dominantes em ambientes com elevadas concentrações de matéria orgânica, ocorrendo o oposto para os gêneros não flagelados, encontrados predominantemente em ambientes com menores concentrações de matéria orgânica. Ainda não foram detectadas cianobactérias nas amostras analisadas.

As cianobactérias apresentam capacidade de crescimento nos mais diferentes meios (Brandão e Azevedo, 2001), apresentando maior crescimento em águas neutro-alcalinas (pH 6-9) e alta concentração de nutrientes, principalmente N e P. De acordo com Wetzel (1993), gêneros como *Microcystis*, *Aphanizomenon* e *Anabaena*, encontram condições ótimas de crescimento em ambi-

entes alcalinos, ricos em nutrientes, comumente encontrados em lagos tropicais. Pádua (2002) ressalta que as cianobactérias apresentam maior desenvolvimento em presença de condições neutro-alacalinas (pH 5-9), temperatura a partir de 15ºC e oxigênio dissolvido elevado. Conforme Esteves (1998), florações de cianobactérias são comuns em dias quentes e calmos, principalmente em lagoas eutrofizadas artificialmente.

Dentre os parâmetros físico-químicos analisados, observou-se que temperatura e pH não foram fatores seletivos para o aparecimento de cianobactérias. Com relação aos níveis de nutrientes (N e P), verificou-se que o aporte mínimo foi assegurado, porém, não se pode afirmar que estes se encontraram em níveis adequados para o crescimento, uma vez que poderiam estar em excesso, podendo constituir um fator limitante. Os valores de OD encontrados no experimento em batelada durante o período de monitoramento, não alcançou valores elevados (próximo à saturação) podendo ser seletivos ao surgimento de cianobactérias.

4. Conclusões

O trabalho de caracterização e amostragem físico-química e hidrobiológica dos sistemas de lagoas em batelada evidenciaram que não houve diferença significativa entre as variações dos parâmetros físicos e físico-químicos analisados para as amostras coletadas na superfície e no fundo dos reatores. Os parâmetros pH, OD e turbidez variaram consideravelmente para as amostras de superfície durante o período estudado, devido à presença das microalgas e de sua atividade fotossintética. Com relação à concentração de nutrientes, houve uma redução temporal significativa das concentrações de amônia, provavelmente devido ao fenômeno de volatilização, enquanto as concentrações de ortofosfatos pouco variaram durante o período estudado.

A não ocorrência de cianobactérias nos reatores em batelada pode estar relacionada com os baixos níveis de OD observados, uma vez que durante o período de monitoramento, esses valores encontraram-se abaixo da saturação. Um maior período de monitoramento poderia levar a maiores concentrações de OD. Os níveis de nutrientes também poderiam ser seletivos, uma vez que são desconhecidas as concentrações máximas admitidas para o aparecimento de cianobactérias.

5. Referências Bibliográficas

American Water Works Association (1996) – AWWA. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th Ed. Denver, CO: AWWA.

Brandão, C. C. S. & Azevedo, S. M. F. O. (2001). *Cianobactérias tóxicas: Impactos na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano*. Brasília-DF.

Esteves, F. A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*.Rio de Janeiro: Editora Interciência Ltda.

König, A. (1991). *Biologia das lagoas: algas*. In: Mendonça, S.R. *Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novas conceitos*. João Pessoa: Editora Universitária/UFPb. Cap.2, p.57-87.

Mendonça, S. R. (1990). *Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: novos conceitos*. João Pessoa: Editora Universitária/UFPb. Cap.6, p.235-277.

Nascimento, J. R. (2001). *Lagoas de alta taxa de produção de algas para pós tratamento de efluentes anaeróbios*. Porto Alegre.UFRGS. Dissertação de Mestrado do Programa de pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do IPH-UFRGS. 153p.

Pádua, H. B. (2002). *Cianobactérias e outras intrigantes ocorrências em criações de organismos aquáticos*. Disponível em ≤www.setorpesqueiro.com.br >. Acesso em 01/07/2003.

Silva, L. H. P. & Mendonça, A. S. F. (1997). *Aspectos qualitativos para lagoa localizada em área urbana*. In: XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Vitória. Anais eletrônicos.

Von Sperling, M. (1996). *Princípios do tratamento biológicos de águas residuárias*, vol. 1 – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos, Belo Horizonte.

Von Sperling, M. (1996). *Princípios do tratamento biológicos de águas residuárias*, vol. 3 – Lagoas de Estabilização, Belo Horizonte.

Utilização de Recursos Florais por Abelhas do Gênero Centris (Hymenoptera, Apoidea, Apidae) no Estado da Bahia

Lia Midori Meyer Nascimento[a, b] & Blandina Felipe Viana[a]
[a] Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia, Laboratório de Biologia e Ecologia de Abelhas (LABEA), rua Barão de Geremoabo s/n, Campus Universitário de Ondina, CEP 40.170-110. Salvador, Ba, Brasil, e-mail: liameyer@ufba.br
[b] Graduanda de Ciências Biológicas da Universidade Federal da Bahia, bolsista IC Pibic/CNPq/UFBA.

1. Introdução

As abelhas do gênero *Centris* (Hymenoptera; Apoidea; Apidae) são solitárias, de vôo rápido, variam de 5mm à 25mm e nidificam no chão ou em cavidades preexistentes. São abelhas restritas às regiões Neotropicais, ocorrendo desde a Argentina e Bolívia até os Estados Unidos e, embora sejam mais abundantes nas regiões tropicas úmidas, alguns grupos ocorrem em regiões semi-áridas temperadas (Silveira *et al* 2002). Estas abelhas são conhecidas por serem especializadas na coleta de óleos florais, mas também forrageiam por néctar e pólen. Os lipídeos coletados são utilizados na construção de partes dos ninhos e também na alimentação das larvas (Roubik 1989; O'Tolle & Raw 1991). São conhecidas atualmente seis famílias de Angiospermas com espécies que apresentam flores produtoras de óleo, visitadas por *Centris*, 2 monocotiledôneas e 4 dicotiledôneas: Iridaceae, Orchidaceae, Malpighiaceae, Krameriaceae, Scrophulariaceae e Solanaceae (Jones & Little 1983; Machado, 2002). Espécies de plantas de Malpighiaceae, em especial do gênero *Byrsonima*, são relatadas como sendo freqüentemente visitadas por espécies de *Centris* (Vogel 1974; Gottsberg 1986; Albuquerque & Rêgo1989; Rêgo & Albuquerque 1989; Barros 1992; Vinson *et al*. 1997; Teixeira & Machado 2000).

O modo de utilização de recursos florais por abelhas solitárias ainda é pouco conhecido. Como costumam visitar poucos tipos de flores pertencentes, em muitos casos, a espécies de um mesmo gênero ou de uma mesma família, tendem a especializar-se em um determinado recurso, apresentando assim, estreita associação com espécies florais disponíveis. Algumas hipóteses podem explicar quais fatores estariam modulando o padrão de uso de recursos por espécies de abelhas, se por restrições filogenéticas entre as espécies de um dado grupo, ou se por fatores ecológicos, como composição florística local. No primeiro caso, se as restrições filogenéticas forem os fatores reguladores do padrão de uso de recursos do grupo em questão, espera-se que subgêneros filogeneticamente relacionados tenham padrões mais similares de utilização de recursos. Em contrapartida, se forem os fatores ecológicos, mais especificamente a disponibilidade de recursos, então não é esperada nenhuma relação entre a similaridade no uso de recursos com a filogenia do grupo.

Assim, com o objetivo de testar as hipóteses acima mencionadas e caracterizar o padrão de utilização de recursos florais por espécies de *Centris* (Hymenoptera; Apoida; Apidae) no Estado da Bahia, foi realizada uma meta-análise a partir de trabalhos gerados em levantamentos da apifauna, em teses, dissertações e artigos científicos, comparando os resultados obtidos com a hipótese filogenética do grupo, proposta por Ayala (1998).

2. Método

Para a realização da meta-análise foram considerados todos os levantamentos biocenóticos de abelhas, visitantes florais, realizados no estado da Bahia, nos quais abelhas do gênero *Centris* haviam

sido coletadas.

Para a comparação entre as áreas estudadas quanto a sua similaridade na composição de abelhas do gênero *Centris* e na composição florística, e a comparação da similaridade na utilização de recursos florais por essas abelhas, foram utilizadas análises de agrupamento a partir do método UPGMA. As matrizes de similaridade e os dendogramas foram feitos utilizando-se o programa Mvsp (Multi-variate Statistical Package) versão 3.1, aplicando-se o coeficiente de similaridade de Sorensen, que leva em consideração a presença ou ausência das espécies, gêneros ou famílias.

As categorias taxonômicas utilizadas nas análises comparativas entre as localidades quanto a sua composição de abelhas do gênero *Centris*, foram espécie e subgênero, encontrados em cada localidade. Quanto à composição florística, foram considerandos os gêneros e as famílias das plantas de cada localidade, com exceção de Milagres, pois os dados referentes às plantas visitadas por *Centris* não foram disponibilizados. A análise do modo de utilização de recursos florais entre subgêneros de *Centris* foi feita com relação aos gêneros das plantas visitadas por essas abelhas (também não foram incluídos dados de Milagres na análise).

A hipótese filogenética dos subgêneros de *Centris*, utilizada na análise, foi àquela proposta por Ayala (1998).

3. Resultados e Discussão

A meta-análise resultou no levantamento de seis trabalhos de composição da apifauna realizados no Estado da Bahia, onde foram coletadas abelhas do gênero *Centris*: Casa Nova, 09° 26'S; 41° 50'W, (Martins 1990); Lençóis, 12° 34'S; 41° 23'W, (Martins 1990); Abaeté, 12° 56'S; 38° 21'W, (Viana 1999); Ibiraba, 10° 48'S; 42° 50'W, (B. F.Viana, dados não publicados); Castro Alves, 12° 45'S; 39° 26'W, (Carvalho 1999) e Milagres, 12° 53'S; 39° 51'W (Castro 2001).

O levantamento da riqueza das espécies de *Centris*, para cada localidade, revelou a presença de 30 diferentes espécies no total, pertencentes a oito subgêneros: *C.* (*Centris*) Fabricius, 1804; *C.* (*Hemisiella*) Moure, 1945; *C.* (*Heterocentris*) Cockrell, 1899; *C.* (*Melacentris*) Moure, 1995; *C.* (*Paracentris*) Cameron, 1903; *C.* (*Ptilotopus*) Klug, 1810; *C.* (*Trachina*) Klug, 1810; *C.* (*Xanthemisia*) Moure, 1945. O subgênero *Peremisia* Moure segue a classificação de Michener (2000), onde esta é incluída no subgênero *Trachina* Klug.

A comparação entre as localidades quanto à composição faunística em nível de espécies de *Centris*, revelou que Castros Alves e Abaeté apresentam mais de 70% de similaridade entre si. Dentre todas as áreas estudadas, Abaeté e Castro Alves estão geograficamente mais próximas. Quanto à fisionomia da vegetação, Abaeté pertencendo a Região Metropolitana de Salvador, apresenta vegetação predominantemente de restinga, e Castros Alves, situada na região do Recôncavo Baiano, é considerada uma área de tensão ecológica, com elementos de mata atlântica e caatinga. Quando a comparação entre as localidades é feita com base na composição de *Centris* em nível de subgênero, Castro Alves, Lençóis e Milagres formam um grupamento com 80% de similaridade, sendo Lençóis e Milagres mais similares. Apesar das diferenças quanto ao tipo de vegetação entre essas áreas, elas são caracterizada como áreas de ecótones, com vegetação aberta. Sendo que a área estudada em Lençóis é principalmente composta de cerrado com elementos de campos rupestres, e a de Milagres apresenta predominantemente vegetação de caatinga com traços de mata.

A comparação entre as localidades quanto à sua composição florística, considerando-se os gêneros das plantas visitadas por *Centris*, revelou uma disparidade entre todas as áreas, com coeficientes de similaridade inferiores a 50%. Quando a comparação é feita considerando-se as famílias das plantas, o resultado também mostra uma baixa similaridade entre as áreas, porém, forma-se um grupamento com aproximadamente 50% de similaridade entre Castro Alves, Ibiraba e Milagres, que são áreas com fortes elementos de caatinga. Lençóis e Abaeté mostram-se bastante dissimilares entre si e das demais, o que pode refletir as particularidades das suas composições florísticas.

Quanto aos subgêneros de *Centris* em relação à utilização de recursos florais, *C. (Pitilotopus)* Klug e *C. (Melacentris)* Moure , foram os mais próximos entre si, com 60% de similaridade. Este resultado reforça as considerações feitas por Moure (1995) que demonstrou que *Melacentris* era um grupo dentro de *Ptilotopus* (Michener, 2000; Silveira *et al*., 2002).

Quando resultados da similaridade no uso de recursos entre os subgêneros de *Centris* foram comparados com a hipótese filogenética do grupo proposta por Ayala (1998), foi possível identificar apenas uma relação entre eles. Os dois subgêneros mais similares no dendograma de utilização de recursos, *C. (Pitilotopus)* Klug e *C. (Melacentris)* Moure, fazem parte de um mesmo grupo do cladograma, denominado Grupo Melacentris por Ayala (1998). O que indica que esses dois subgêneros que estão filogeneticamente relacionados apresentam um padrão quase similar de utilização de recursos. Para os demais subgêneros não houve nenhuma relação entre o dendograma resultante da análise do uso de recursos e a filogenia do grupo, o que indica que fatores ecológicos, como a composição florística e a disponibilidade de recursos, podem estar atuando como os principais fatores moduladores do modo de utilização de recursos desse grupo de abelhas.

4. Conclusão

Com base nos dados disponíveis para análise nesse estudo, pode-se inferir que, a hipótese que prediz a influência das restrições filogenéticas sobre o padrão de utilização de recursos florais por abelhas do gênero *Centris*, não foi confirmada, sendo possivelmente, os fatores ecológicos mais relevantes na estruturação das comunidades desse grupo de abelhas. As semelhanças e disparidades encontradas nesse estudo provavelmente estão relacionadas com as características da composição florística das seis localidades levantadas. Contudo, esses resultados ainda não podem ser considerados conclusivos, dado o pequeno número de trabalhos existentes na Bahia, além disso, um resultado mais significativo pode ser encontrado se o estudo for extrapolado para outras regiões do Brasil, considerando-se os diversos biomas brasileiros.

5. Bibliografia

Albuquerque, P.M.C. & Rêgo, M.M.C. (1989) Fenologia de abelhas visitantes de murici (*Byrsonima crassifolia*, Malpighiaceae). Bol. Mus. Paraense Emílio Goeldi, Ser. Zool. 5: 163-178.

Ayala, R.B. (1998) Sistematica de los Taxa Supraespecificos de las Abejas de la Tribu Centridini (Hymenoptera: Anthophoridae). 280p. Tese (Doutorado) – Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autonoma de Mexico.

Barros, M.A.G. (1992) Fenologia da floração, estratégias reprodutivas e polinização de espécies simpátricas do gênero *Byrsonima* Rich (Malpighiaceae) Rev. Brasil. Biol. 52: 343-353.

Carvalho, C.A.L. (1999) Diversidade de abelhas (Hymanoptera, Apoidea) e plantas visitadas no município de Castro Alves, BA. 104p. Tese (Doutorado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

Castro, M.S. (2001) A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoiea) de uma área de caatinga arbórea entre os inselbergs de Milagres (12° 53'S; 39° 51'W) Bahia. 191p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

Gottsberger, G. (1986) Some pollination strategies in neotropical savannas and forests. Pl. Syst. Evol. 152: 29-45.

Jones, C.E. & Little, R.J. (1983) Handbook of experimental pollination biology. Van Nostrand Reinhold, New York, New York, 558 p.

Machado, I.C. (2002) Flores de Óleo e Abelhas Coletoras de Óleo Floral: Conceitos, Distribuição e Revisão. Anais do V Encontro Sobre Abelhas, Ribeirão Preto, SP. 129-135.

Martins, C.F. (1994) Comunidade de Abelhas (Hym; Apoidea) da Caatinga e do Cerrado com Elementos de Campo Rupestre do Estado da Bahia, Brasil. Rev. Nord. Biol. 9: 225-257.

Martins, C.F. (1990) Estrutura da comunidade de abelhas (Hym., Apoidea) na caatinga (Casa Nova, BA) e na Chapada Diamantina (Lençóis, BA). 78p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

Michener, C.D. (2000) The bees of the world. Johns Hopkins Univ. Prees. Baltimore & London, 913 p.

O'Toole, C. & Raw, A. (1991) Bees of the world. Blandford, London 192p.

Rêgo, M.M.C. & Albuquerque, P.M.C. (1989) Comportamento das abelhas visitantes de murici, *Byrsonima crassifólia* (L.) Kunth, Malpighiaceae. Bol. Mus. Emílio Goeldi, ser. zool., 5: 179-193.

Roubik, D.W. (1989) Ecology and natural history of tropical bees. New York, Cambridge University Press, 314p.

Silveira, F.A.; Melo, G.; Almeida, E. (2002) Abelhas Brasileiras: sistemática e identificação. Belo Horizonte, 252 p.

Teixeira, L.A.G. & Machado, I.C. (2000) Sistema de polinização e reprodução de Byrsonima sericea DC (Malpighiaceae). Acta Botânica Brasílica 15: 1-12.

Viana, B.F. (1999) Biodiversidade da apifauna e flora apícola das Dunas Litorâneas da APA das Lagoas e Dunas do Abaeté, Salvador, Bahia: Composição, fenologia e suas interações. 171p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

Viana, B.F. (1999) A comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) das Dunas Interiores do Rio São Francisco, Bahia, Brasil. Ann. Soc. Ent. Brasil, 28: 635-645.

Vinson, S.B., Williams, H.J., Frankie, G.W. & Shrum, G. (1997) Floral lipid chemistry of *Byrsonima crassifolia* (Malpighiaceae) and a use of floral lipids by *Centris* bees (Hymenoptera: Apidae). Biotropica 29: 76-83.

Vogel, S. (1974) Ölblumen und Ölsammelnde Bienen. Trop. Subtrop. Pflanzenwelt 7: 285-547.

Conhecendo o perfil dos visitantes de parques urbanos: o caso do Parque Olhos D'Água

Liana David Macedo & Marcelo Ximenes Bizerril
Faculdade de Ciências da Saúde, Centro Universitário de Brasília (liana@genuine.com.br)

1. Introdução

A eliminação gradativa da cobertura vegetal nativa é uma das graves características do ecossistema urbano (Costa & Costa 1997), considerando que a vegetação constitui um importante indicador de qualidade ambiental por estar associado a todos os outros indicadores como a qualidade do ar, da água, dos solos, da flora e da fauna (Dias 2002).

Os parques urbanos constituem unidades ecológicas que permitem manter o equilíbrio entre o desenvolvimento das cidades e as condições do meio ambiente. Nesses parques é possível detectar múltiplos usos de caráter social que atendem a interesses locais, proporcionando lazer à população e preservando o patrimônio biológico (Dias 2002). Ademais, constituem áreas com alto potencial para fomentar a educação ambiental pelo fato de neles existirem elementos como a fauna e a flora que servem de apoio para o conhecimento de recursos naturais dentro da cidade.

O aumento da atividade turística em ambientes naturais pode trazer impactos de natureza física, biológica e social influenciando na satisfação do próprio visitante (Horwich *et al.* 1995). Portanto, é necessário que o turismo em áreas naturais esteja baseado em sistemas sustentáveis. Nesse sentido, se faz necessário um plano de manejo para as unidades de conservação, seguido de um programa de educação ambiental que constitui um mecanismo eficaz para o envolvimento e participação da população na proteção dos recursos naturais.

Entretanto, um programa de educação ambiental deve apresentar planificação precisa, levando em conta as necessidades e realidades em que está inserido o público alvo. Sendo assim, o uso de avaliações para o conhecimento dos freqüentadores das unidades de conservação constitui uma ferramenta para criação de programas educacionais, além de otimizar o tempo e assegurar a efetividade desses programas (Indrusiak & Pádua 1997).

É importante salientar que um dos aspectos que dificulta a preservação numa unidade de conservação é a atividade de atendimento aos visitantes. Nesse caso, a capacitação do pessoal técnico e de apoio da administração das unidades de conservação deve ser reconhecida por proporcionar condições técnicas, práticas, pedagógicas e metodológicas relativas à temática ambiental, conservação e relação humanas, de forma dinâmica e contínua (Tabanez & Herculiani 1990). E estudos como o de Tabanez *et al.* (1997) indicam que a aplicação do curso de educação ambiental para funcionários demonstrou evolução na postura e seriedade dos monitores para com o trabalho, aprimoramento dos conhecimentos e segurança para a transmissão de informações aos visitantes.

Com o intuito de fornecer subsídios para o manejo e a conservação de parques urbanos, este trabalho procurou avaliar o conhecimento do público visitante do Parque Ecológico Olhos D'Água visto que é de fundamental importância a participação da população na proteção dos recursos naturais.

2. Metodologia

O estudo foi realizado no Parque Ecológico Olhos D'Água, situado em área urbana compreendendo as superquadras 413 e 414 e a área comercial da 414 e 415 da Asa Norte, próximo ao centro de Brasília – DF. O parque tem 21,24 ha, existe desde 1994, sendo cercado e estruturado apenas em 1999. O local abriga fauna e flora remanescentes de cerrado e mata mesofítica. Como estrutura básica, o parque apresenta uma pista de Cooper de 2 km, um parque infantil, equipamentos para exercícios, uma pequena sede com espaço para exposições e palestras e pontes sobre corpos d´água, além de trilhas dentre a vegetação nativa.

Entre dezembro/2002 e março/2003 foram aplicados 200 questionários aos visitantes contendo perguntas abertas e fechadas. As questões procuraram identificar o perfil do visitante (como escolaridade, idade, local onde mora, etc), as preferências, o conhecimento (em relação à fauna e flora local e de outros parques urbanos do DF) e, ainda, quais suas opiniões e sugestões para melhoria do parque e do atendimento ao público.

3. Resultados e discussão

Os dados demonstraram que o parque é freqüentado por pessoas de todas as idades, desde crianças a idosos. A maioria reside, principalmente, no mesmo bairro do parque, mas não necessariamente nas imediações do mesmo. Os entrevistados apresentaram um alto nível de escolaridade e consciência ecológica, bem como condições sociais e econômicas que permitem um acesso fácil à informação, fato dificultado em outros tipos de público (Oliveira *et al.* 1997).

A alta freqüência dos usuários do parque analisados reflete uma grande interação do público com a área. O nível de freqüência de cada um pode mostrar a importância que o indivíduo dá ao lugar e, de alguma forma, preocupação com a conservação.

A maior parte dos entrevistados (77,7%) frequenta o parque para prática de atividades físicas e, portanto, há uma diminuição considerável no seu movimento durante os horários mais quentes do dia, como ao meio-dia e início da tarde. A análise da atividade do frequentador em relação aos dias e horários mostrou que o público do dia de semana e fim de semana à tarde tem interesses bastante diferentes pelo parque. O público de sábado e domingo a

tarde procuram o parque para ter mais contato com a natureza, ao passo que os visitantes dos dias de semana estão mais interessados em praticar atividades físicas.

O tipo de comportamento e as relações que o usuário tem com o parque estão intimamente relacionadas com suas preferências cênicas (DeLucio & Múgica 1994). Além disso, paisagens verdes, montanhosas ou relacionadas a cursos d'água constituem um maior atrativo para o público em geral. A ponte da Lagoa do Sapo que faz parte da pista de corrida foi a mais citada pelos praticantes de exercício físico e os locais de mata foram mais indicados pelas pessoas que procuram o parque para passear.

O grau de conhecimento da fauna e flora do parque foi avaliado a partir dos animais e plantas citados pelos visitantes. O número de animais foi maior, porém apresentou menor diversidade, corroborando o fato de que a fauna brasileira é menos explorada pela mídia do que a fauna exótica (Bizerril & Andrade 1999). Os animais foram freqüentemente referidos como grupos genéricos (p.ex: aves, lagartos, sapos), ao passo que as plantas foram citadas de forma mais específica (p.ex: ipê, lobeira, sucupira).

As correlações entre atividades praticadas pelos usuários no parque e o número de plantas e animais por eles observados, levam a crer que as pessoas que utilizam o parque para exercitar-se e lazer notam um número menor de plantas e animais que àqueles que vão passear e ter mais contato com a natureza.

Brasília possui 42% de sua área ambientalmente protegida e boa parte dessas unidades de conservação foram citadas pelos visitantes. Contudo, os parques mais mencionados foram aqueles que possuem maior publicidade e notoriedade como o Jardim Botânico, Jardim Zoológico e Parque Nacional de Brasília. Percebeu-se ainda que os outros parques citados, em sua maioria, eram conhecidos por se localizarem em regiões próximas àquelas que os entrevistados freqüentam. A falta de estrutura e divulgação da maioria dos parques urbanos do DF pode estar relacionada ao baixo conhecimento da população.

Muitos têm conhecimento das funções do parque e as sugestões para melhoria do parque ou do atendimento ao visitante foram classificadas em administrativas, estruturais e ações ambientais. A maioria das sugestões demonstrou zelo e preocupação com a preservação e houve muitas sugestões relacionadas a maiores cuidados com o patrimônio natural do parque e solicitações de implementação de atividades relacionadas à educação ambiental.

4. Conclusão

O levantamento do tipo de uso e das características do visitante do Parque Ecológico Olhos D'Água demonstrou que ele é formado basicamente por pessoas com alto nível de escolaridade e consciência ambiental, o que provavelmente facilitaria a implantação de um programa de educação ambiental. Além disso, a assídua freqüência da maioria dos visitantes sugere um alto grau de interação deles com a área, apesar de não ter refletido o interesse em conhecer mais sobre fauna e flora do local. Assim, informações sobre os animais, os tipos de vegetação e as espécies de plantas da área poderiam ser apresentadas em placas no decorrer do percurso da pista de caminhada e das trilhas ecológicas.

Outras informações ambientais, principalmente, acerca das funções do parque também poderiam ser registradas de forma visível ao público que despertariam mais empenho na preservação da área. Uma vez que os usuários são moradores da região, espera-se maior envolvimento em atividades conjuntas de cuidados com o parque.

Os resultados do trabalho são importantes para despertar nas autoridades responsáveis pelas unidades de conservação o interesse em conhecer o perfil de seus usuários para que possam melhorar as condições de seu atendimento e aproveitar a oportunidade para desenvolver a consciência ecológica da população.

Conhecendo melhor os freqüentadores de cada parque é possível promover uma divulgação mais adequada para intensificar o fluxo de visitantes.

Por fim, a metodologia adotada mostrou-se eficaz, prática e barata podendo, portanto, servir como ferramenta para estudos futuros em outros parques ecológicos de uso múltiplo ou parques urbanos.

5. Referências Bibliográficas

Bizerril, M. X. A.; Andrade, T. C. S. (1999). Knowledge of the urban population about fauna: Comparison between Brazilian and exotic animals. *Ciência e Cultura: Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science SBPC* 51(1):38-41.

Costa, N. M. C. da & Costa, V. C. da. (1997). Uso de Sistemas Geográficos de Informações (SGI's) na Realização de Planos de Manejo de Unidades de Conservação. In: Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Vol II. Trabalhos Técnicos. IAP, UNILIVRE, Curitiba, PR, p. 207-218

DeLucio, José V.; Múgica, M. (1994). Landscape preferences and behaviour of visitors to Spanish national parks. *Landscape and Urban Planning* 29:145-160.

Dias, G. F. (2002). Pegada ecológica e sustentabilidade humana. Gaia, São Paulo, SP, 257p.

Horwich R. H.; Murray, D.; Saqui, E. (1995). O ecoturismo e o desenvolvimento da comunidade: A experiência de Belize. In: Lindberg K. & Hawkins, D. E. (eds). *Ecoturismo: um guia para planejamento e gestão.* Senac, São Paulo, SP, p. 259-284

Indrusiak, C. B. & Pádua, S. M. (1997). Levantamento do Perfil dos Diferentes Grupos Relacionados ao Parque Estadual do Turvo, RS. In: Pádua, S. M. & Tabanez, M. F. (orgs). Educação Ambiental: caminhos trilhados no Brasil. Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ), São Paulo, SP´, p. 103-117

Oliveira, K. L. de; Carrilo, A. C.; Schlenker, H. F. & Carvalho, L. C. M. (1997). Programa de Comunicação e Manejo Ecoturístico na Estrada da Graciosa, PR. In: Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Vol II. Trabalhos Técnicos. IAP, UNILIVRE, Curitiba, PR, p. 345-357.

Entomofauna aquática como bioindicadora da qualidade de água do Parque Estadual do Prosa, Campo Grande –MS

Liliane Lacerda[a], Emerson Ismael Cabrera[a] , Kwok Chiu Cheung[a] & Lidiamar Barbosa de Albuquerque[b]
[a]graduação Universidade Católica Dom Bosco
(lili_bio@yahoo.com.br) [b]Universidade Católica Dom Bosco

1.Introdução

Os estudos de macroinvertebrados aquáticos ainda são incipientes no Brasil, e além de serem escassos, na maioria das vezes, são baseados em coletas qualitativas com enfoque taxonômico. Trabalhos relatando aspectos básicos da biologia e ecologia da fauna lótica e lêntica são recentes, mas há uma deficiência de estudos principalmente quantitativos (Melo, 1998). A analise quali-quantitativa desses macroinvertebratos aquáticos, juntamente com a caracterização de cada espécie ou grupo taxonômico, quanto às características do habitat e o grau de tolerância às condições ambientais, permitem utilizá-los como bioindicadores da qualidade da água, como ressaltam os trabalhos de Roldán-Pérez (1988); Willians & Feltmate (1994); Marques *et al.* (1999); Queiroz *et al.* (2000); Marques & Barbosa (2001); Callisto & Gonçalves Júnior (2002); Figueroa *et al.* (2002); Jesus & Formigo (2002); Houston *et al.* (2002).

A utilização de bioindicadores para avaliação da qualidade da água de sistemas naturais apresenta uma grande vantagem em relação aos métodos físicos e químicos, que medem diretamente a poluição da água. As amostras químicas representam apenas o estado da água em um ponto e em um momento determinados, enquanto que as comunidades biológicas de um rio dependem dele em tempo integral e são sensíveis o bastante para mostrar os efeitos

mesmo de uma poluição pequena ou grande (Alba-Tercedor, 1996; Marques & Barbosa, 2001; Figueroa, 2002). Dentro desse contexto a entomofauna aquática tem papel decisivo no ambiente, tanto na cadeia alimentar como por indicarem a qualidade da água.

Assim, o objetivo deste trabalho foi caracterizar a entomofauna aquática dos córregos e represas Desbarrancado e Joaquim Português (Parque Estadual do Prosa, Campo Grande, MS, Brasil), visando analisar a qualidade da água desses ambientes.

2.Metodologia

Este trabalho foi desenvolvido dentro do perímetro urbano de Campo Grande – MS, em uma unidade de conservação criada em 1981 como Reserva Ecológica Parque dos Poderes e renomeada em 2002, Parque Estadual do Prosa (20º 27' 04,7 "S e 54º 33' 41,6" W, altimetria de 591 metros). A vegetação do parque é de mata secundária, em avançado estágio de regeneração, caracterizada por estrato arbóreo de 5 a 12 metros de altura e estrato arbustivo denso, sendo classificada como cerradão e encontram-se remanescentes de mata ciliar. Os locais estudados foram os córregos Desbarrancado e Joaquim Português, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Anhanduí. Ambos possuem suas nascentes dentro do parque e a partir de sua união, formam o córrego Prosa. O Desbarrancado e Joaquim Português nascem por afloramento do lençol freático e em seus respectivos cursos existe uma pequena represa utilizada para captação de água. Entretanto, antes da divisão do estado (MT/MS, em 1977), a captação de água do Joaquim Português foi desativada e atualmente apenas o Desbarrancado está contribuindo para o abastecimento de água dos bairros da região. Os córregos possuem uma heterogeneidade de habitats, como acúmulo de material orgânico (folhas, galhos e troncos) em alguns pontos e pedras e areia em outros, entretanto, no Joaquim Português os locais de menor correnteza acumulam areia em função do processo erosivo acima da nascente; e a 50 m da sua represa encontra-se um cano de esgoto que vaza esporadicamente, lançando dejetos no córrego aumentando a turbidez da água.

As coletas foram realizadas quinzenalmente, no período de novembro de 2001 a maio de 2002, utilizando os métodos (varredura e deriva) simultaneamente, visando obter material suficiente para determinar grupos bioindicadores de qualidade de água dos córregos e de suas represas. No método de varredura foi utilizado uma rede entomológica triangular com malha de 0,2 ìm. No metodo de deriva utilizou-se uma peneira de 90 cm de diâmetro, revestida com a mesma malha. Para realização das coletas, os locais de estudo foram divididos do seguinte modo: 5 trechos (A, B, C, D, E) com intervalos de 50 m nos córregos e 2 trechos contínuos nas represas, sendo que o trecho A e B ficaram à jusante da represa e C, D e E à montante. Em cada trecho foram coletadas 3 amostras de cada método (varredura e deriva). Uma amostra consistiu em introduzir a rede 10 vezes nas margens coletando todo o material que ficava retido na rede; simultaneamente a peneira foi colocada, durante 5 minutos, logo abaixo do ponto de coleta por varredura (método de deriva). Todas as coletas foram feitas em sentido contrário à correnteza dos córregos.

Os materiais coletados foram triados manualmente em bandejas transparentes e fixados e conservados em álcool 80%. Para a identificação utilizou-se a seguinte literatura: Strixino & Trivinho-Strixino (1982); Merrit & Cummins (1984), Roldán-Pérez (1988); Trivinho-Strixino & Strixino, (1995). A partir dos dados coletados calculou-se a abundância relativa, índice de similaridade (Jaccard) e diversidade (Shannon-Weaver) e analisou-se a qualidade da água, utilizando o IBF, Índice Biótico de Famílias de Hilsenhof (1988), adaptado para a América Latina por Hauer & Lamberti (1996 *apud* Figueroa *et al.*, 2002).

3.Resultados e Discussão

Os resultados mostram que as ordens de maior riqueza de famílias foram, respectivamente, Heteroptera (21,4%), Coleoptera (21,4%), Diptera (19%) e Trichoptera (16,6%). As famílias mais abundantes correspondem a Chironomidae (35,18%) e Leptophlebiidae (14,89%). Dentre os Chironomidae, Tanypodinae e Chironominae foram as subfamílias mais representativas, com respectivamente 19,73% e 15% e as mais abundantes em todos locais. O índice de similaridade indicou que há 71,8% de similaridade entre os córregos Desbarrancado e Joaquim Português e 60% entre as represas. Ao se comparar o índice de diversidade desses ambientes observou-se que os córregos apresentam maior diversidade que as represas. O córrego com maior índice foi o Desbarrancado (H' = 2,367) e, entre as represas, foi a do Desbarrancado (H' = 1,831). Diversos fatores podem explicar a riqueza de espécies em ecossistemas aquáticos, como as características dos locais de estudo e a heterogeneidade ambiental, compostos por uma diversidade de biótopos e diferentes substratos, que criam condições propícias para uma grande variedade de habitats (Kikuchi, 1996) e consequentemente essas características associadas à concentração de oxigênio, velocidade da água, estabilidade do substrato, disponibilidade de alimento, constituem importantes fatores que influenciam na distribuição de insetos em um corpo aquático (Whitton, 1975; Hynes, 1976; Hart, 1992; Zamora-Muñoz *et al.*, 1993; Flecker & Feifarek, 1994; Bispo, 2002). Neste trabalho esses fatores podem explicar a maior riqueza e diversidade de taxa dos córregos Desbarrancado e Joaquim Português, pois recebem grande quantidade de material proveniente da vegetação marginal servindo como substrato, abrigo e alimento para sua comunidade. Por outro lado, o córrego Desbarrancado tem, em grande parte de sua extensão, substratos rochosos, que possibilitam a melhor oxigenação da água. De acordo com Bispo (2002) a velocidade da água é um fator importante na distribuição dos organismos aquáticos, pois eles encontram microhabitats protegidos da correnteza, pelas pedras, troncos e galhos, onde são continuamente providos com um fluxo de água bem oxigenada.

A partir dos dados quali-quantitativos da entomofauna aquática calculou-se o IBF. Os valores do IBF mostram que a qualidade da água dos córregos é superior as das represas. O córrego Desbarrancado ocupa a classe III, tendo qualidade "boa" de água; a Represa Desbarrancado apresentou "relativa má qualidade" da água (classe V); o córrego Joaquim Português obteve "qualidade regular" da água (classe IV), enquanto que a represa do Joaquim Português mostrou "muito má qualidade", ocupando a classe VII. O córrego Desbarrancado apresenta abundância de famílias susceptíveis a poluição orgânica e que estão diretamente relacionadas ao menor grau de deterioração da água, da mata galeria e da interferência antrópica no córrego. Enquanto a sua represa apresentou um grande número de Libellulidae, sendo um grupo de insetos muito resistente à poluição orgânica, diminuindo a qualidade da água. O córrego Joaquim Português apesar de ter muitas características semelhantes ao Desbarrancado apresentou água de qualidade regular segundo o IBF. As mesmas famílias indicadoras de boa qualidade também ocorreram neste córrego, porém em menor abundância que o Desbarrancado, enquanto que Chironomidae e Libellulidae foram mais abundantes e tolerantes, elevando assim o valor do IBF do Joaquim Português. A represa do Joaquim Português, por sua vez, é influenciada pelo vazamento de esgoto que pôde ser confirmada pela presença das famílias típicas de locais eutróficos (Chironomidae e Libellulidae) e também pela ausência de famílias menos tolerantes a déficits de oxigênio, como Perlidae e Leptophlebiidae.

Portanto, os locais estudados diferem entre si, segundo o nível de interferência humana e qualidade de água, pois apesar de semelhantes aspectos como vegetação, mata ciliar e características do substrato, cada córrego e represa apresentou riqueza de taxa diferentes. Nos trechos de má qualidade de água, a riqueza decresce, porque os taxa menos tolerantes e moderadamente tolerantes são excluídos ou apresentam menor abundância. Os taxa de maior tolerância à poluição proliferam rapidamente, pois são capazes de

tolerar níveis baixos de oxigênio por longos períodos de tempo, que de acordo com Figueroa *et al.* (2002) resultam em um rápido aumento populacional.

4.Conclusão

A entomofauna aquática foi mais rica e abundante nos córregos, possivelmente por terem maior quantidade de microhabitats, no entanto a qualidade de água do Joaquim Português é inferior ao Desbarrancado, porque recebe mais fatores de degradação que o Desbarrancado, conseqüentemente a sua represa apresenta água de muito má qualidade. Assim a retirada dos fatores de perturbação do Joaquim Português poderá contribuir para uma recuperação significativa da qualidade do seu curso d'água. Neste trabalho verificou-se que a riqueza da comunidade de insetos aquáticos está influenciada pela heterogeneidade ambiental, pois a entomofauna aquática está estruturada segundo as características do meio (natureza do substrato, níveis de oxigênio, disponibilidade de alimento, diversidade de biótopos e habitats, entre outros) e estão sujeitas às suas modificações e perturbações.

Assim, conclui-se que, a riqueza da comunidade de insetos aquáticos está influenciada pela heterogeneidade ambiental, pois a entomofauna aquática está estruturada segundo as características do meio (natureza do substrato, níveis de oxigênio, disponibilidade de alimento, diversidade de biótopos e habitats, entre outros) e estão sujeitas as suas modificações e perturbações.

5.Referências Bibliográficas

Alba-Tercedor, J. (1996). *Macroinvertebrados Acuaticos y Calidad de Las Aguas de Los Rios.* IV Simpósio del Agua em Andalucia (SIAGA), almeria, vol II: 203-213. ISBN: 84-7840-262-4

Bispo, P. C.(2002) *Insetos Aquáticos. Museu de Zoologia – USP.* In: http://www.biotasp.org.br, em 07/09/2002.

Callisto, M. & Gonçalves Júnior, J. F. (2002). *A Vida nas Águas das Montanhas.* Ciência Hoje, vol. 31. Nº 182. p. 68-71.

Figueroa, R., Valdovinos C., Araya E. & Parra, O. (2002). *Macroinvertebrados Bentónicos como Indicadores de Calidad del Agua de Ríos de Sur de Chile.* Rev. Chil. Hist. Nat. (in press).

Flecker, A. S. & Feifarek, B. (1994), *Disturbance and temporal variability of invertebrate assemblages in two Andean streams.* Freshw. Biol. 31: 131-142.

Hart, D. D. (1992). *Community organization in streams: the importance of species interactions, physical factors, and chance.* Oecologia 91: 220-228.

Hilsenhoff, W. L. (1988) *Rapid Field Assesment of Organic Pollution with a Family Level Biotic Index.* Journal of the North American Benthological Society 7:65 – 68.

Houston, L.; Barbour, M. T.; Lenat, D. & Penrose, D. (2002), *A multi-agency comparison of aquatic macroinvertebrate-based stream bioassessment methodologies.* Ecological Indicators 1: 279-292.

Hynes, H. B. N. (1976). *Biology of Plecoptera*. Annu. Rev. Entomol. 21: 135-153.

Jesus, T. & Formigo, N. (2002) *Estudo da Qualidade Biológica do Rio Febros.* In: http://www.us.es/ciberico/porto1x13tjesus.pdf. em 15/06/2002.

Kikuchi, R. M. (1996) *Composição e Distribuição das Comunidades Animais em um Curso de Água Corrente* (Córrego Itaúna, Itatinga – SP). Dissertação de Mestrado. Botucatu, SP. p. 134.

Marques, M. G. S. M., Ferreira, R. L. E Barbosa, R. A. R. (1999) *A Comunidade de Macroinvertebrados Aquáticos e Características Limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG*. Rev. Bras. Biol., maio, vol. 59, nº 2, p. 203 – 210. ISSN 0034 – 7108.

Marques, M. M. & Barbosa, F. (2001) *Na Fauna do Fundo, O Retrato da Degradação.* Ciência Hoje, vol. 30, nº 135. p. 72 – 75, set.

Melo, A. S. (1998). *Macroinvertebrados Associados a Pedras em Riachos: Padrões de Diversidade ao Longo de uma Bacia Hidrográfica.* Dissertação de Mestrado. Campinas, SP. p. 49.

Merrit, R. W. & Cummins, K. W. (1984) *An Introdution to the Aquatic Insects of North America.* 2ª ed. Duduque, Kendall/Hunt. 722 p.

Queiroz, J. F., Trivinho-Strixino E Nascimento, V. M. C. (2000). *Organismos Bentônicos Bioindicadores da Qualidade das Águas da Bacia do Médio São Francisco.* Comunicado Técnico Embrapa Meio Ambiente. Nº 3, novembro. ISSN 1516-8683

Roldán-Pérez, G. (1988). *Guia para el Estudio de Los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia.* Universidad de Antioquia Facultad de Ciências Exactas Naturales. Centro de Investigaciones, CIEN. Pama Editores Ltda. Bogotá, Colombia. p. 217.

Strixino, G. & Trivinho-Strixino, S. (1982). *Insetos Aquáticos, Guia de Identificação.* UFSCAR. Departamento de Ciências Biológicas. p. 69.

Trivinho-Strixino, S. & Strixino, G. (1995) *Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo.* Guia de Identificação e diagnose dos gêneros. São Carlos: PPG-ERN/UFSCAR. 229 p.

Zamora-Muñoz, C.; Sanchez-Ortega, A. & Alba-Tercedor, J. (1993). *Physico-Chemical Factors that Determine the Distribution of Mayflies and Stoneflies in a High-Mountain Stream in Southen Europe (Sierra Nevada, Southern Spain).* Aquatic Insects 15 (1): 11-20.

Williams, D. D. & Feltmate, B. W. (1994), *Aquatic Insects*. 1º ed. Wllingford, Canadá. Cab International. p. 358.

Whitton, B. A. (1975), *River Ecology.* University of California Press, Inglaterra, 725 p.

Levantamento de Plantas Medicinais na Área Urbana de Pitangui, Mg – Brasil.

Lívia Moreno Fagundes[1], Cláudio Gonçalves Silva[2], Élcia Mara Severino[3]

[1]Mestranda do Departamento de Engenharia Florestal, da Universidade Federal de Lavras – UFLA, Lavras – MG, Autora correspondente, e-mail: liviamf2002@yahoo.com.br; [2]Doutorando do Departamento de Entomologia da UFLA, Lavras – MG; [3]Escola Superior de Biologia e Meio Ambiente, Iguatama – MG.

1. Introdução

A intensa atuação humana sobre províncias fitogeográficas têm sido observadas em função de sua conseqüência sobre o meio ambiente. Em Minas Gerais a exploração dos recursos naturais teve início com o ciclo do ouro no século XVII (Zemella, 1990).

A destruição de ecossistemas e conseqüente extinção de espécies tem sido discutida por grupos conservacionistas, assim como o conhecimento popular do uso de espécies vegetais. Estudos na área de etnobotânica encontram-se reportados nos trabalhos de (Siqueira, 1992; Rodrigues, 1998; Coelho et al., 2000), que tiveram como objetivo conhecer a relação estabelecida entre a comunidade e a vegetação existente no local, o que. pode colaborar para o resgate e preservação da cultura popular, além de fornecer informações para utilização dos ecossistemas naturais de forma sustentável.

A etnobotânica progrediu bastante como uma disciplina científica que focaliza a inter-relação pessoas/plantas. Investigações nessa área têm contribuído, para o manejo e conservação dos recursos naturais, no conhecimento da diversidade de plantas economicamente importantes em seus respectivos ecossistemas, (Albuquerque, 2002).

De acordo com Schultes & Reis, (1995), a etnobotânica é uma etnociência natural, visto que pode ser entendida como uma interface entre as ciências humanas e uma ciência natural ou biológica, a botânica. Segundo Albuquerque, (2002), entende-se por etnobotânica o estudo da inter-relação direta entre pessoas de

culturas viventes e as plantas do seu meio; aliando-se fatores culturais e ambientais, bem como as concepções desenvolvidas por essas culturas sobre as plantas e seu aproveitamento.

Pouco se conhece sobre a utilização da vegetação pela população local. Este estudo teve como objetivo conhecer as plantas medicinais e seu uso pela população urbana de Pitangui, MG – Brasil.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido durante os meses de Janeiro e Fevereiro de 2003, na zona urbana da cidade de Pitangui – MG, localizada a (19º40´24´´S e 44º53´32´´W), sendo realizado por meio de entrevistas. Foram amostrados 13 bairros na cidade e em cada um deles realizou-se 10 entrevistas. Coletou-se exemplares de todas as espécies botânicas vivas ou mortas indicadas pelos moradores como medicinais, sendo que todo o material estava na fase reprodutiva e/ou vegetativa , exemplares esses encontrados em quintais e remanescentes florestais da região. Após a coleta, o material foi prensado e seco. A identificação do material foi realizada com a utilização de coleções botânicas existente no Herbário ESAL e Horto de Plantas Medicinais da UFLA, assim como por meio de consultas à literatura e a especialistas. Para a coleta dos dados foram utilizadas questões semi-estruturadas ou abertas e a amostragem foi do tipo não probabilística (Alencar & Gomes, 1998).

3. Resultados e Discussão

Foram coletadas e identificadas 137 espécies de plantas, distribuídas em 53 famílias. Entre as espécies amostradas, *Ocimum gratissimum* L., *Matricaria chamomillai* L., *Punica granatum* L. e *Aloe vera* L. (10); *Bidens pilosa* L. (11); *Ruta graveolens* L. (12); *Cotyledon orbiculata* L. (15); *Rosmarinus officinalis* L. (23); *Phyllanthus niruri* L. (24); *Melissa officinalis* L. (25); *Mentha viridis* L. (27); *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf (30); *Plantago major* L. (33); *Mentha crispa* L. (35); *Foeniculum vulgare* Mill. (44); *Mentha pulegium* L (51); *Vernonia condensata* Baker (57); *Achyrocline satureioides* (Lam.) DC. (64) foram as que apresentaram maior quantidade de indicação para uso.

Dentre as famílias coletadas as de maior número de citações foram: Lamiaceae (191), Asteraceae (188), Apiaceae (52), Poaceae (40), Plantaginaceae (33), Rutaceae (29), Euphorbiaceae (27), Crassulaceae (22) e outras com valores menores.

Das espécies amostradas, as acima citadas foram classificadas de acordo com sua indicação pela população urbana de Pitangui.

Fígado: *Bidens pilosa* L. (Asteraceae), *Vernonia condensata* Baker (Asteraceae); Rins: *Phyllanthus niruri* L. (Euphorbiaceae), *Vernonia condensata* Baker (Asteraceae); Colesterol, triglicérides e diabetes: *Aloe vera* L. (Aloeaceae), *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf (Poaceae); Câncer: *Aloe vera* L. (Aloeaceae); Diarréia: *Foeniculum vulgare* Mill. (Apiaceae), *Vernonia condensata* Baker (Asteraceae), *Achyrocline satureioides* (Lam.) DC. (Asteraceae); Dor e cólicas: *Punica granatum* L. (Punicaceae), *Cotyledon orbiculata* L. (Crassulaceae), *Plantago major* L. (Plantaginaceae), *Foeniculum vulgare* Mill. (Apiaceae), *Mentha pulegium* L. (Lamiaceae), *Vernonia condensata* Baker (Asteraceae), *Achyrocline satureioides* (Lam.) DC. (Asteraceae); Garganta: *Punica granatum* L. (Punicaceae), *Plantago major* L. (Plantaginaceae); Calmante: *Ocimum gratissimum* L. (Lamiaceae), *Matricaria chamomilla* L. (Asteraceae), *Rosmarinus officinalis* L. (Lamiaceae), *Melissa officinalis* L. (Lamiaceae), *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf (Poaceae), *Mentha crispa* L. (Lamiaceae), *Foeniculum vulgare* Mill (Apiaceae); Estômago: *Ocimum gratissimum* L. (Lamiaceae), *Punica granatum* L. (Punicaceae), *Cotyledon orbiculata* L. (Crassulaceae), *Mentha crispa* L. (Lamiaceae), *Vernonia condensata* Baker (Asteraceae), *Achyrocline satureioides* (Lam.) DC. (Asteraceae); Gripe: *Ocimum gratissimum* L. (Lamiaceae), *Mentha viridis* L. (Lamiaceae), *Plantago major* L. (Plantaginaceae), *Mentha crispa* L. (Lamiaceae), *Mentha pulegium* L. (Lamiaceae).

4. Conclusão

Na zona urbana de Pitangui foi observado que essas plantas possuem ampla aceitação e utilização pela comunidade de maneira geral, sendo que em muitos casos uma única espécie pode ser indicada para a cura de várias doenças.

5. Referências Bibliográficas

ALBUQUERQUE, U. P. Introdução à etnobotânica, Recife: Bagaço, 2002. 87p.

ALENCAR, E.; GOMES, M.A.O. Metodologia de pesquisa social e diagnóstico rápido participativo. Lavras: UFLA/FAEPE, 1998.

COELHO, M. F. B.; CASALI, V. W. D.; SANTOS, R. H. S.; AZEVEDO, R. A. B. Plantas medicinais na Serra do Brigadeiro, Minas Gerais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE ETNOBIOLOGIA E ETNOECOLOGIA, 2000, Piracicaba.

RODRIGUES, V. E. G. Levantamento florístico e etnobotânico de plantas medicinais dos cerrados na região do Alto Rio Grande, Minas Gerais. Lavras: UFLA, 1998. (Dissertação – Mestrado em Engenharia Florestal).

SCHULTES, R.E. & REIS, S.V. (eds). Ethnobotany: evolution of a discipline. Dioscorides Press, 1995.

SIQUEIRA, J. C. Plantas do cerrado na medicina popular. SPECTRUM, São Paulo, v. 2, n. 8, p. 41-44, 1992.

ZEMELLA, M. P. O abastecimento da capitania de Minas Gerais no século XVIII. 2.ed. São Paulo: HUCITEC, 1990.

Distribuição atual de *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae) no Brasil

Livia Rodrigues[1]; Helen Waldemarin[1]; Manuel Muanis[1] & Nina Cadete[1]

[1] Projeto Ecolontras - Associação Ecológica Ecomarapendi (livrodrigues@msn.com)

Introdução

A lontra é um mamífero de hábito semi-aquático que pertence à família Mustelidae, subfamília Lutrinae. Possui ampla distribuição, com exceção às regiões polares, desérticas e ao continente australiano (Foster-Turley *et al*, 1990). A *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) ou lontra neotropical ocorre desde o México até o norte da Argentina (Chehébar, 1990), podendo ser encontrada em diferentes habitats, como por exemplo: estuários, rios, lagos e costões marinhos (Colares & Waldemarin, 2000). Alimenta-se principalmente de peixes e crustáceos (Quadros & Monteiro-Filho, 2001) e apresenta hábito noturno e solitário em boa parte de sua distribuição apesar de ser diurna em outras (Soares, 2001). O conhecimento da distribuição da espécie é uma importante ferramenta para programas de conservação e proteção das espécies, além de ser um critério utilizado pela IUCN para avaliar o status de conservação de espécies. A intensificação de estudos de distribuição foi uma das recomendações do último International Otter Colloquium, realizado em Valdívia, Chile, em 2001, onde foi constatada a necessidade da padronização dos métodos de análise de distribuição, que pode ser avaliada por sinais típicos da presença de lontra neotropical, principalmente pegadas e fezes, além de observações direta e coleta de animais mortos ou vivos. O presente trabalho visa determinar a distribuição atual da *Lontra longicaudis* no Brasil, baseado em materiais de coleções zoológicas, trabalhos apresentados em congressos e publicações que observaram a presença de lontra neotropical através de métodos indiretos ou diretos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foi feito um levantamento bibliográfico de trabalhos apresentados nos Congressos Brasileiros de Zoologia, Congressos de Ecologia do Brasil, Congressos de Mastozoologia e Reuniões de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, monografias, teses e publicações datados a partir de 1980 (aproximadamente dos últimos vinte anos) onde informavam a presença de lontra através de observações diretas (visualizações e coleta de animais mortos ou vivos) ou indireta (vestígios e questionários

com moradores locais) e uma revisão de materiais depositados em coleções zoológicas com data da coleta a partir de 1980. Os dados consultados foram organizados em uma planilha do Microsoft Excel para serem analisados e mapeados. A distribuição encontrada foi comparada com os mapas de distribuição apresentados por Emmons (1990) e Foster-Turley *et al*. (1990).

Resultados

A maioria dos trabalhos consultados são datados entre 1990 e 2002 (78,1%, N=64), sendo considerados recentes, mas também foram levados em consideração trabalhos datados entre 1980 e 1990. Através dos dados consultados, observamos a presença de lontra neotropical em 13 estados brasileiros, dentre eles estão Amazônia (Marsicano *et al*, 1986; Rosas *et al*, 1991), Pará (Souza *et al*, 1984), Maranhão (Oliveira *et al*, 2001), Pernambuco (D'Angelo *et al*, 1990), Bahia (Rodrigues, 2003), Espírito Santo (Helder-José & De Andrade, 1997; Amado *et al*, 2002), Minas Gerais (Silva *et al*, 1990; Oliveira *et al*, 2002; Fiuza *et al*, 2003) Rio de Janeiro (Fragoso *et al*, 1996; Waldemarin *et al*, 2002), São Paulo (Pardini, 1996; Colares & Waldemarin, 1998; Quadros & Monteiro-Filho, 1998; Josef & Prado, 2002), Paraná (Oliveira *et al*, 1987; Vidolin, 2001; Quadros *et al*, 2002), Santa Catarina (Blacher, 1987; Quadros & Monteiro-Filho, 2001; Alarcon, 2002; Carpeggiani & Simões-Lopes, 2003), Rio Grande do Sul (Waldemarin, 1997; Kilca *et al*, 2002; Pedo *et al*, 2002; Kasper *et al*, 2002) , Mato Grosso (Dalponte & Cintra, 1986; Nicácio & Shiraiwa, 2001) e Mato Grosso do Sul (Schweizer, 1992; Oliveira *et al*,2001; Soares, 2001). A ocorrência da lontra foi observada em pontos restritos dentro de cada estado, não sendo observado uma distribuição contínua em todos os estados citados acima. Os estados que possuem um maior número de dados com relação à presença de lontra são Rio Grande do Sul e Santa Catarina, onde foi constatada a presença da espécie em um maior número de localidades distintas. Em 32,9% dos trabalhos consultados a presença da espécie estudada foi avaliada por mais de um método, sendo usado em conjunto métodos de observação direta e indireta. A maior parte dos estudos utilizou métodos de observação indireta para a detectar a presença de lontra, sendo que dentre os métodos indiretos a observação de vestígios foi o mais utilizado (78,1%, N=64), sendo fezes o principal vestígio usado (48,4%, N=31). Nos estados do Espírito Santo e Pará, a presença de lontra neotropical foi constatada apenas por observações indiretas. Apesar de 14,6% dos trabalhos constatarem a presença de lontra a partir de questionários com moradores locais e 6,1% dos estudos através de revisões bibliográficas, observamos que nesses casos os autores utilizaram mais um método como observação direta ou observação de vestígios, para confirmação da informação. Os métodos de observação direta foram utilizados em menor freqüência (28,1%, N=23). Observação direta refere-se a observação dos indivíduos em seu habitat natural ou a coleta de exemplares em trabalhos de campo. No presente trabalho também levamos em consideração exemplares depositados em coleções zoológicas que continham informações de sua origem (17,1%, N=14) (Rodrigues, 2003).

Conclusão

O uso de vestígios para identificar a distribuição de lontras, principalmente utilizado nos trabalhos consultados, concorda com o método mais amplamente utilizado para estudos de lontras em geral (Reuther *et al*, 2000). O fato das fezes terem sido o vestígio mais utilizado, provavelmente está relacionado ao fato delas apresentarem odor e aparência característica, sendo facilmente encontradas. A baixa freqüência das observações diretas dos indivíduos refere-se principalmente ao fato da espécie apresentar hábito noturno na maior parte de sua distribuição, dificultando seu encontro e observação. A maior variedade de localidades distintas onde foram detectadas as presenças de lontra neotropical nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina provavelmente está relacionada ao maior número de trabalhos realizados nessa região. A maioria dos estados, onde foi detectada a presença da lontra neotropical no presente trabalho já constavam em mapas de distribuição anteriores (Emmons, 1990; Foster-Turley, 1990) com exceção do estado de Pernambuco, que não constava em nenhum mapa de distribuição anteriormente. Apenas um trabalho foi encontrado constatando a presença de lontra em um rio da região. Essa informação é de grande importância por demonstrar a necessidade em intensificar estudos nessas áreas onde teoricamente a espécie não ocorre, para pelo menos confirmar sua ausência. Em todos os trabalhos consultados apenas a presença de lontra neotropical foi apresentada, apesar de dados de ausência da espécie serem de extrema importância para a elaboração de estratégias de conservação e manejo da espécie. Apesar da espécie ser considerada com ampla distribuição, ela ocorre em corpos d'água o que faz com que a distribuição seja linear, diminuindo significativamente a área de distribuição, já que esta não é contínua (Reuther *et al*, 2000). É de grande importância que os estudos de distribuição sejam realizados através de uma metodologia padronizada, com padronização desde do tamanho da área de estudo até do número de dados a serem coletados em campos, referente a observações diretas e indiretas, proporcionando a possibilidade de comparação entre as áreas estudadas e de dados de uma mesma área ao longo do tempo, avaliando, assim, o acréscimo ou decréscimo da área de distribuição da espécie como um todo ou populações específicas.

Referências Bibliográficas

Alarcon, G. 2002. Ecologia e conservação da lontra, *Lontra longicaudis*, na área de Proteção Ambiental de Anhatomirim, Santa Catarina. Universidade Federal de Santa Catarina, SC. Monografia

Amado, M.V.; Nunes, S.F & Mendes, S.L. 2002. Dieta da Lontra Neotropical, *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818), na Represa da Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica- ES. *In:* XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia. 17-22/02/2002. Itajaí – Santa Catarina. Resumos.

Blacher, C. 1987. Ocorrência e preservação de *Lutra longicaudis* (Mammalia-Mustelidae) no litoral de Santa Catarina. Bol. FBCN. 22:105-117.

Carpeggiani, B.P. & Simões-Lopes, P.C. 2003. Variação Sazonal de Atividade de *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) no Manguezal de Ratones – Ilha de Santa Catarina. *In:* II Congresso Brasileiro de Mastozoologia. 26-29/06/2003. Belo Horizonte – MG. Resumos.

Chehébar, C. 1990. Action Plan for Latin American Otters. *In:* Foster-Turley, P; Macdonald, S. & Mason, C. Otters: An Action Plan for their Conservation. Otter Specialist Group / IUCN.

Colares, E.P. & Waldemarin, H.F. 1998. Neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in the Paranapanema River Hydroeletrics, São Paulo State, Brazil. *In*: VII International Otter Colloquium. 14 a 19/03/1998. Trebon - República Tcheca. Resumos.

Colares, E.P. & Waldemarin, H.F. 2000. Feeding of the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in the coastal region of the Rio Grande do Sul State, Southern Brazil. IUCN Otter Specialist Group Bulletin. 17(1): 6-13.

D' Angelo, G.C; Almeida, R.T.; Silva, F.J.L. & Pimentel, G.P. 1990. Ocorrência de *Lutra longicaudis* (Mammalia-Mustelidae) no estado de Pernambuco, Brasil. *In:* IV Reunion de Trabajo de Especialistas en Mamiferos Acuaticos da America del Sur. 12-15/11/1990. Valdivia – Chile. Resumos.

Dalponte, J. C. & Cintra, R. 1986. Ocorrência de espécies de mamíferos no Pantanal Matogrossense. *In:* XIII Congresso Brasileiro de Zoologia. 02-07/02/1986. Cuiabá – MT. Resumos.

Emmons, L.H. 1990. Neotropical rainforest mammals: A field guide. Ilustrações de François, F. University of Chicago Press. 281pp.

Fiuza, D.; Srbek-Araujo, A.C.; Vianna, J.A. & Prado, F.B. 2003. Padronização de metodologia para avaçliação da ocorrência de

Lontra longicaudis no estado de Minas Gerais: Estudo preliminar. *In:* II Congresso Brasileiro de Mastozoologia. 26-29/06/2003. Belo Horizonte – MG. Resumos.

Foster-Turley, P.; Macdonald, S. & Mason, C. F. 1990. Otters: An action plane for their conservation. IUCN/SSC Otter Specialist Group. 126p.

Fragoso, A.B.L.; Lailson-Brito, J.Jr. & Gurgel, I.M.G.N. 1996. Ocorrência de *Lutra longicaudis* (Olfers,1818) Carnivora: Mustelidae) na Ilha Grande, RJ, Brasil. *In*: XXI Congresso Brasileiro de Zoologia. 05-09/02/1996. Porto Alegre – RS. Resumos.

Helder-José & De Andrade, H.K. 1997. Food and feeding habitats of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae). *Mammalia*. 61(2): 193-203.

Josef, C. & Prado, P.I.K.L. 2002. Comunicação odorífera por deposição de fezes entre Lontras (Lontra longicaudis). *In:* X Reunión de Trabajos de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur y IV Congreso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamiferos Acuaticos. 14-19/10/2002. Valdivia - Chile. Resumos.

Kasper, C.B.; Marder, E.;Grillo, H.C.Z. & Altmann, A. 2002. Inventário preliminar da mastofauna na área de entorno da PHC Salto Forqueta, RS. *In:* XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia. 17-22/02/2002. Itajaí – Santa Catarina. Resumos.

Kilca, R.V; Schinestsck, C.F.; Piske, A.D.; Gonçalves, G.G.; Dornelles, J.E.F. & Fabian, M.E. 2002. Mastofauna da Mata de Galeria do Rio Piratini, RS: Estudo Preliminar. *In:* XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia. 17-22/02/2002. Itajaí – Santa Catarina. Resumos.

Marsicano, G.; Rosas, M .M.; Rosas, F. C. W. & Souza; R. H. S. 1986. Contenção de Lontra Amazônicas com Cloridrato de Ketamina. A Hora Veterinária: 6 (31).

Nicácio, M.P. & Shiraiwa, C.S.M. 2001. Base de dados da Ordem Carnivora no estado de Mato Grosso. I Congresso Brasileiro de Mastozoologia. 06-09/09/2001. Porto Alegre – RS. Resumos.

Oliveira, K.; Muller, Y.; Lorini, L.; Boring, C. M. & Borges, C. R. S. 1987. Mamíferos ocorrentes de São Matheus do Sul, Paraná. *In:* XIV Congresso Brasileiro de Zoologia. 01-06/02/1987. Juiz de Fora – MG. Resumos.

Oliveira, M.F.; Manzatti, L. & Nishie, M.J. 2001. Mamíferos de remanescentes de Cerrado da Região de Três Lagoas, MS. *In:* V Congresso de Ecologia do Brasil. 04-09/11/2001. Porto Alegre – RS. Resumos.

Oliveira, T.G.; Mesquita, J.W.C. & Ferreira, F.M.L. 2001. Biogeografia dos carnívoros no estado do Maranhão. *In:* I Congresso Brasileiro de Mastozoologia. 06-09/09/2001. Porto Alegre – RS. Resumos.

Oliveira, V.B.; Meyer, R.L.; Camara, E.M.V.C. & Oliveira, L.C. 2002. Novo registro de Lontra longicaudis no Parque Nacional da Serra do Cipó, Minas Gerais, Brasil. *In:* XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia. 17-22/02/2002. Itajaí – Santa Catarina. Resumos.

Pardini, R. 1996. Estudo sobre a ecologia da L*ontra longicaudis* no Vale do Alto Rio Ribeira, Iporanga, SP (Carnivora: Mustelidae). USP. São Paulo. Dissertação.

Pedó, E.; Tomazzoni, A.C & Hartz, S.M. 2002. Levantamento das Espécies de Mamíferos (Mammalia)na Reserva do Lami, Porto Alegre, RS. *In:* XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia. 17-22/02/2002. Itajaí – Santa Catarina. Resumos.

Quadros, J. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2001. Diet of the neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in Atlantic Forest Area, Santa Catarina State, Southern Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment 36(1): 15-21

Quadros, J.; Tiepolo, L.M.; Pries, D.C. & Lorenzetto, A. 2002. Mamíferos da Estação Ecológica de Guaraguaçu, Paranaguá, Paraná. *In:* XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia. 17-22/02/2002. Itajaí – Santa Catarina. Resumos.

Reuther, C.; Dolch, D.; Green, R.; Jahrl, J.; Jefferies, D.; Krekemeyer, A.; Kucerova, M.; Madsen, A.B.; Romanowski, J.; Roche, K.; Ruiz-Olmo, J.; Teubner, J. & Tindade, A. 2000. Surveying and Monitoring Distribution and Population Trends of the Eurasian Otter (*Lutra lutra*). pp: 149.

Rodrigues, L. Levantamento de materiais de *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) e *Pteronura brasiliensis* (Zimmermann, 1780) presentes em coleções zoológicas. Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ. Relatório Técnico.

Rosas, F.C.W; Colares, E.P; Colares, I.G. & Silva, V.M.F. 1991. Mamíferos Aquáticos da Amazônia Brasileira. *In:* Bases Científicas para estrategias de preservação e desenvolvimento da América: Fotos e Perspectivas. Manaus. Pp: 405-411.

Schweizer, J. 1992. Ariranhas no Pantanal. Ecologia e comportamento da *Pteronura brasiliensis*. Editora Brasil Natureza (EDIBRAN), Curitiba, Brasil. 200pp.

Silva, L. F. B. M.; Oliveira, P. P.; Costa, L. P.; Leite, Y. L. R. & Pequeno, P. H. A. 1990. Estudo da mastofauna na área de influência da UHE de Santa Rita, MG. *In*: XVII Congresso Brasileiro de Zoologia. 28/01-02/02/1990. Londrina – Paraná. Resumos.

Souza, R. H. S.; Marsicano, G. & Best, R. C. 1984. Nota preliminar sobre hábito alimentar da lontra (*Lutra enudris*). *In:* XI Congresso Brasileiro de Zoologia. 12-17/02/1984. Belém – PA. Resumos.

Soares, P. 2001. Uso do espaço, dieta e comportamento de *Lontra longicaudis* (Mustelidae) na Fazenda Rio Negro, Pantanal Sul – Matogrossense. Ecologia do Pantanal: Curso de Campo: 206-212.

Vidolin, G.P. 2001. Ocorrência e uso do habitat por carnívoros na Reserva Natural Salto Morato (RNSM), Guaraqueçaba, Paraná. *In:* I Congresso Brasileiro de Mastozoologia. 06-09/09/2001. Porto Alegre – RS. Resumos.

Waldemarin, H.F. 1997. Estudo da ecologia de lontras (*Lontra longicaudis*) no Parque Nacional da Lagoa do Peixe: Manejo e Conservação. Fundação Universidade do Rio Grande. Rio Grande – RS. Monografia.

Waldemarin HF, Moulton, T.P.; Rodrigues, L. Muanis, M. & Cadete, N.N. 2002. Características e Frequencia de uso dos pontos utilizados pela Lontra (*Lontra longicaudis*) nas margens do rio Mambucaba, RJ, SE do Brasil. *In:* X Reunión de Trabajos de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur y IV Congreso de la Sociedad Latinoamericana de Especialistas en Mamiferos Acuaticos. 14-19/10/2002. Valdivia - Chile. Resumos.

Avaliação do efeito fitotóxico de extratos vegetais em populações de fungos.

Luciana Barbosa Silva, Ana Maria Mapeli, Vanessa P. R. Ramos, Walber L. Gavassoni, Lílian M. A. Bacchi, Wedson D. Fernandes e Marize T. L. P. Peres.
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
(lubarbosabio@hotmail.com)

1. Introdução

A exploração da atividade biológica de compostos secundários presentes no extrato bruto de plantas pode constituir, ao lado da indução de resistência, em mais uma forma potencial de controle alternativo de doenças em plantas cultivadas (Stangarlin et al., 2003).

Trabalhos desenvolvidos com extratos brutos obtidos a partir de plantas da flora nativa têm indicado o potencial das mesmas no controle de fitopatógenos, tanto por sua ação fungitóxica direta, inibindo o crescimento micelial e a germinação quanto pela indução de fitoalexinas, que correspondem a metabólitos secundários,

antimicrobianos, capazes de impedir ou reduzir a atividade de agentes patogênicos (Stangarlin et al., 2003 e Peres et al, 1997).

Considerando os estudos já realizados com fungo, o presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar o efeito *in vitro* de extratos etanólicos de *Sticherus penninger*, *Lycopodiella camporum* e *Croton urucurana* sobre o crescimento micelial do fungo *Sclerotinia sclerotiorum*, o qual foi selecionado por causar grandes prejuízos à agricultura.. Além disso, as duas primeiras espécies foram testadas quanto à influência na germinação carpogênica.

2. Métodos

As Pteridófitas *Sticherus penninger* e *Lycopodiella camporum* foram coletadas durante o verão (março de 2001) em matas nativas na Fazenda Curupi, com 200 ha de extensão, no município de Ponta Porã – MS Brasil, (22º01'30,2''–22º01'41, 1''S e 55º39'11,8"–55º39'26,2"W), a 62m de altitude na rodovia estadual que liga os distritos de Itahum ao município Cabeceira do Apa. Esse fragmento protege as nascentes do córrego São José que deságua no rio Dourados. A espécie *Croton urucurana* Baillon, (Euphorbiaceae), foi coletada no mês de maio de 1994, na região de Dourados, sul do Mato Grosso do Sul. O material botânico foi identificado pelo Profº Cláudio A. Conceição, da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS).

O material vegetal das espécies coletadas (frondes verdes/casca do caule), foi armazenado no freezer e quando da utilização, pesado e triturado em liquidificador. Após a maceração em etanol p.a., e evaporação do solvente, obteve-se o extrato etanólico bruto, o qual foi armazenado em geladeira.

Os experimentos foram conduzidos no Laboratório de Fitopatologia do Departamento de Ciências Agrárias da UFMS. Os experimentos *in vitro* foram escolhidos, pois a maioria dos trabalhos é baseada em observações de laboratório e pouca informação está disponível em situações do campo (Ferreira e Boley, 2003). O fungo utilizado no experimento foi cedido pelo profº Drº Walber Luiz Gavassoni, do Laboratório de Microbiologia da UFMS.

Os escleródios foram esterilizados com hipoclorito a 2% e álcool 50%, sendo lavados com água destilada estéril. Em seguida, foram colocados em meio contendo BDA (Batata Dextrose e Ágar). As placas foram incubadas a 25ºC.

Após o crescimento micelial, os discos de micélio foram repicados e colocados no centro de cada placa de Petri com BDA, sendo que os discos de papel filtro foram embebidos nos extratos nas concentrações: 0, 250, 500 e 1000mg/L e colocados nas extremidades de cada placa. Estas foram vedadas e incubadas a 25ºC. As medidas do crescimento micelial foram realizadas após 18h., 24h., 42h., 48h., 66h. e 72h. do início do experimento.

O delineamento utilizado foi inteiramente casualizado, com 4 níveis e 10 repetições.

Para avaliar a germinação carpogênica do fungo *Esclerotinia sclerotiorum*, utilizou-se como meio, 5g de ágar diluído em 400mL de água destilada estéril e autoclavada à 120º C/ATM/20min.

Para preparar as concentrações de 1000, 500 e 250mg/L, pesou-se, respectivamente, 0,5; 0,25 e 0,125g dos extratos de *Sticherus penniger* e *Lycopodiella camporum*, sendo estes diluídos em 100mL de água destilada estéril.

O ágar-água (400mL), após autoclavagem, foi resfriado e recebeu 100mL da solução do extrato. A mistura foi homogeneizada e distribuída nos gerbox, sendo que cada um recebeu 1 camada de 20mL da solução e, em seguida, 20 escleródios, dispostos 4x5. Após estarem bem fixados, adicionou-se mais uma camada de 50mL da solução ágar-água-extrato. As caixas gerbox foram acondicionadas em germinador a 18ºC, com fotoperíodo de aproximadamente 12h.

Utilizou-se o delineamento experimental inteiramente casualizado, com 4 níveis e 5 repetições.

Os dados obtidos dos ensaios do crescimento micelial e da germinação carpogênica foram submetidos à Análise de Variância, com F significativo a 1% e as médias submetidas ao Teste de Duncan.

2. Discussão e Resultados

As espécies *Sticherus penniger, Lycopodiella camporum e Croton urucurana* são predominantes na flora sul mato-grossense sendo encontradas em estado nativo bem como utilizadas na medicina popular, pois apresentam várias propriedades terapêuticas como antiinflamatória, anti-reumática, anticarcinogênica, antimicrobiana, inseticida e outras.

O processo empregado na aquisição dos extratos visou à obtenção do maior número de constituintes químicos, evitando-se uma possível decomposição dos mesmos por terem sido utilizadas condições mais brandas tanto na preparação dos vegetais como também na posterior obtenção dos extratos, onde se empregou o processo de extração a frio.

As medidas do crescimento micelial de *Esclerotinia sclerotiorum*, referentes aos tratamentos não revelou diferenças significativas entre a testemunha e as concentrações dos extratos ensaiados. Os tratamentos não diferiram significativamente entre si, apesar das concentrações coincidirem com as utilizadas por Castro et al. (2003) ao verificar que extrato de camomila desempenha efeito fungitóxico sobre o crescimento micelial de *Rhizoctonia solani* e *Colletotrichum lindemuthianum*. Os resultados obtidos não coincidem com os encontrados por Wedge (2000), nos quais lactonas sesquiterpênicas apresentaram tanto estímulo (42%) quanto inibição (97%) para o crescimento micelial do fungo *Botrytis cinerea*.

Os resultados alcançados não se equiparam com os de Lazzaretti (1994), pois este verificou total inibição do crescimento micelial de *Sclerotinia sclerotiorum*, em relação a quatro isolados de *Bacillus subtilis*.

Os resultados obtidos também diferiram dos encontrados por Shan et al. (2002) buscando alternativas para o controle de pragas agrícolas testou extratos etanólico e metanólico de *T. vulgaris* L., nas concentrações de 5, 50 e500ppm, objetivando avaliar o crescimento e/ou inibição micelial das espécies fúngicas *Bipolaris sorokiana*, *Alternaria alternata* e *Colletotrichum gloeosporioides*. Todos os extratos mostraram-se significativamente eficazes em todas as concentrações. Além disso, observaram que para o extrato etanólico a inibição foi de 47,75%, 33,25% e 14,33% à 500ppm, para *B. sorokiana*, *C. gloeosporioides* e *A. alternata*, respectivamente, e, para o extrato metanólico, 46,64%, 22,68% e 8.00%.

Tais resultados podem ser decorrentes da contaminação por parte de outros microorganismos uma vez que não havia filtro para esterilizar os extratos, pois os mesmos não podem ser autoclavados, devido à alta temperatura inativar alguns compostos químicos. Outra explicação possível é ausência de metabólitos secundários capazes de interferirem na granulação citoplasmática, desorganização dos conteúdos celulares, ruptura da membrana plasmática e inibição de enzimas fúngicas (Lo et al., 1996 *in* Tu, 1997).

Diversos fatores podem ser atribuídos ao crescimento micelial dos fungos na presença dos extratos utilizados, tais como: a quantidade de extratos não foi suficiente para inibir o crescimento micelial; o fungo estudado pode ser menos sensível aos metabólitos produzidos; estes podem ser degradados naturalmente ou por enzimas dos fungos, perdendo suas características antagônicas; pode ocorrer uma adaptação ou resistência do fungo aos metabólitos, os quais podem ser constituídos por substâncias químicas diferentes, sendo que cada uma apresenta características distintas quanto a termoestabilidade, degradação, volatilização entre outros. Assim, cada fungo pode apresentar sensibilidade a diferentes compostos químicos produzidos pelas plantas, demonstrando respostas diferentes em vários bioensaios (Tu, 1997).

O fungo apresentou susceptibilidade em relação aos extratos e concentrações no que se refere à germinação carpogênica, sendo que o grau variou de acordo com as espécies e as concentrações.

Com relação ao número de escleródios com apotécio pode-se verificar que tanto os extratos de *Lycopodiella camporum* quanto o de *Sticherus penniger* apresentaram diferença significativa entre a testemunha e as concentrações, em ambos os casos observou-se

inibição, sendo que a concentração de 500mg/L de *L. camporum (-* 61.7%) e 1000mg/L de *S. penninger* (-97.06%) apresentou maior efeito inibidor. Porém, as concentrações não diferiram entre si. Para os escleródios com primórdios observou-se que as concentrações diferiram do controle significativamente exceto a concentração de 250mg/L da *Lycopodiella camporum*, verificando que a concentração de 1000mg/L inibiu em –55.5% e –-77.77% para as espécies *L. camporum e S. penninger*, respectivamente, havendo diferença entre as concentrações .

No que se refere ao número de apotécio formado, ambos os extratos tiveram o mesmo efeito, pois a testemunha diferiu significativamente das concentrações, porém estas não apresentaram diferenças entre si. A concentração de 500mg/L do extrato de *L. camporum* apresentou inibição de –82.4% e a de 1000mg/L de *S. penninger* –97.98%. Tal fato não ocorreu quando se analisou o número de primórdios formados, já que todas as concentrações diferiram da testemunha e entre si, no caso da *S. penninger*; entretanto, apenas as maiores concentrações de *L. camporum* apresentaram diferença significativa em relação ao controle. Além disso, observou-se que as espécies interferiram significativamente ao se somar apotécio e primórdio, havendo diferenças entre as concentrações.

Conclusão

Os extratos brutos de *Sticherus penninger*, *Lycopodiella camporum* e *Croton urucurana* não alteraram o crescimento micelial *in vitro* do fungo fitopatogênico *Sclerotinia sclerotiorum*.

Os extratos brutos de *Sticherus penninger e Lycopodiella camporum* apresentam efeito fungitóxico sobre *Sclerotinia sclerotiorum*, evidenciado pela inibição da germinação carpogênica *in vitro* desse fungo, demonstrando a sensibilidade deste aos metabólitos das espécies estudadas.

Portanto, é de extrema importância que pesquisas nesta área sejam realizadas, juntamente com o fracionamento cromatográfico, a determinação de dosagem e intervalo de aplicação que sejam mais eficientes e que não provoquem prejuízos ao ambiente. Desenvolvendo, assim, tecnologia que possa ser repassada para pequenos produtores rurais, ou para aqueles interessados no «cultivo orgânico», onde formas alternativas de controle de doenças são necessárias.

5. Referências Bibliográficas

CASTRO, S.C., SILVA, J.C., FORTES, N.L.P. 1999. Uso de extrato de camomila no controle de R*hizoctonia solani* e C*olletotrichum lindemuthianum. IV Encontro de Iniciação Científica*. Disponível em: < http://www.unitau.br/prppg/inicient/iveic/resubioc/bioc11.htm>. Acesso: 21/01/2003.

FERREIRA, S.A., BOLEY, R.A. Disponível em: < http://www.extento.hawaii.edu/kbase/crop/Type/s_scler.htm>. Acesso em 21/01/2003.

LAZZARETTI, E., MENTEN, J.O.M., e BETTIOl, W. 1994. *Bacillus subtilis* antagônicos aos principais patógenos associados às sementes de feijão e trigo. *Fitopatol*. Venez. 7:42-46.

PERES, M.T.L.P., MONACHE, D. et al. 1997. Chemical composition and antimicrobial activity of *Croton urucurana* Baillon (Euphorbiaceae). *Journal of Ethopharmacology*. 56: 223-226.

SHAN, A.Y.K.V., CARDOSO, M.G., SOUZA, P.E. et al. 2002. Atividade fungitóxica dos extratos etanólico e metanólico de folhas de *T. vulgaris* L. *25ª Reunião da Sociedade Brasileira de Química (Livro de Resumos)*. Poços de Caldas –MG. 1:QB 031.

STANGARLIN, J.R., SCHWAN-ESTRADA, K.R.F., CRUZ, M.E.S., NOZAKI, M.H. Plantas medicinais e controle alternativo de fitopatógenos. Disponível em: < http://www.biotecnologia.com.br/bio/11_c.htm>. Acesso: 19/01/2003.

TU, J.C. 1997. An integrated control of white mold (*Sclerotinia sclerotiorum*) of beans, with emphasis on recent advances in biological control. *Botanical Bulletin of Academia Sinica*. 38:73-76.

WEDGE, D.E., GALINDO, J.C.G., MACIAS, F.A. 2000. Fungicidal activity of natural and sunthetic sesquiterpene lactona analogs. *Phytochemistry*. 53: 747 – 757.

Padrões Moleculares de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) nas Bacias Hidrográficas do Rio Grande do Sul

Luciane Maria[1,2]; Walter Nisa-Castro-Neto[1]; Jorge Abdala Dergam[1] & Luiz Glock[1]

1- Grupo de Pesquisa em Dinâmica de Populações; Faculdade de Biociências; Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul; Ipiranga, 6681; Porto Alegre, RS Brasil; CEP 90610-001. [atratus@terra.com.br][1,2]; [nisacn@terra.com.br][1]; luizglock@yahoo.com][1,3].

2- Instituto das Ciências da Saúde; Centro Universitário Feevale; RS 239, 2755; Vila Nova, Novo Hamburgo, RS, Brasil; CEP 90510-250.

3- Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil; CEP. 36571-000. [dergam@ufv.br]

Introdução

O Estado do Rio Grande do Sul é formado por duas grandes bacias hidrográficas, as também abrangem outros estados e países. A bacia do Uruguai (BHU) ocupa cerca de 177494 km^2 do território nacional, correspondendo a 25,6% da área do Estado, com direção predominante leste para oeste (ANEEL - SRH/IBAMA/MMA, 1998). A bacia hidrográfica do Atlântico Sul – Trecho Sudeste (BHAS - TS) ou Região Hidrográfica Costeira do Sul está localizada na Área Oeste da Região Sul do Brasil, compreendida entre as longitudes 44º W a 54º W e latitude de 22º S a 32º S. A bacia apresenta uma área de drenagem em território nacional de 224000 km^2, correspondendo a 74,4% da área do Estado (ANEEL - SRH/IBAMA/MMA, 1998).

A BHU está localizado em terreno de planalto arenítico basáltico. A BHAS é considerada exemplo de região influenciada por processos geomorfológicos do Quaternário (Schwarzbold and Schafer, 1984). Beurlen (1978) e Kullander (1983) indicam um isolamento relativamente recente entre as bacias do rio Uruguai e o Paraná, refletido na semelhança faunística entre estas drenagens; alguns autores incluem a bacia do Uruguai como integrante da bacia Paraná-Paraguai.

O Rio Grande do Sul (RS) apresenta uma ampla biodiversidade de peixes de água doce, embora o o número total seja ainda desconhecido. Nesta região, as comunidades ícticas sofrem ameaças características das faunas de água doce de todo o planeta como destruição de ambientes, poluição, introdução de espécies exóticas e super exploração de recursos (Moyle e Cech, 1966). A avaliação da perda dos recursos ícticos só pode ser estimada numa perpectiva mais objetiva quando as faunas das bacias forem conhecidas sob uma perpectiva ecológica e histórica.

Avaliações preliminares permitem elaborar planos de conservação e manejo da biodiversidade, de restauração ecológica e de ordenamento de recursos pesqueiros. As abordagens de conservação e restauração devem manter os processos ecológicos e evolutivos que modelaram o padrão de biodiversidade inicial no ecossistema (Meffe e Carroll, 1994). O Estado apresenta amplos sistemas lóticos e lênticos, que carecem de avaliações dos padrões de distribuição da ictiofauna e as diversas influências que estes organismos sofrem.

Devido aos seus hábitos sedentários e ampla distribuição, o complexo de espécies *Hoplias malabaricus* representa um modelo muito informativo dos processos de vicariância e dispersão entre e dentro das bacias, em amplas escalas temporais e espaciais e que se refletem nos aspectos cromossômicos e moleculares das populações (Dergam et al., 1998; Dergam *et al.*, 2002). Estes peixes estão adaptados à sobrevivência em ambientes com características ecológicas variadas, embora sejam especialmente abundantes em ambientes

lênticos de portes variados (Dergam *et al.*, 1998). A espécie apresenta hábitos noturnos e durante o dia aninha-se em locais com vegetação bastante densa (Bussing, 1985). Considerando estas características, objetivou-se uma análise da variação geográfica de *H. malabaricus* coletadas em 8 localidades (N = 51 espécimes) no Estado.

Método

As amostras foram coletadas de feveiro a julho de 2003, observando as recomendações de Feijó *et al.* (2001) para experimentação com animais silvestres. As artes de pesca foram redes de emalhe, espinhéis, "bóias-loucas", linha, caniço e pesca elétrica (Dergam, 1996; Querol, 1993). Amostras de tecido branquial direito foram retiradas de espécimes vivos ou moribundos e fixadas imediatamente em etanol 99% (Dergam *et al.*, 2002) em relação de volume 1 tecido:20 fixador, sendo o etanol renovado após 2h (Nisa-Castro-Neto, 2001). Os espécimes foram fixados em formol 10%, transferidos para álcool 70% para posterior tombamento na coleções de museus.

O DNA foi extraído das brânquias com o protocolo de CTAB (Dergam *et al.*, 2002). O protocolo de RAPD foi realizado conforme Dergam et al. (2002), utilizando os primers A02, C08 e L18 (Operon Technologies).

Resultados e Discussão

As amostragens foram realizadas de fevereiro a julho de 2003 e as análises de DNA durante o mês de julho. Amostraram-se 51 exemplares de traíras em 8 cidades do RS, abrangendo as duas bacias hidrográficas.

Na BHAS – TS Lagoa dos Barros 25 (18,8%); Lagoa dos Pombas 5 (3,8%); Lagoa dos Quadros 17 (12,8%); Tramandaí 1 (0,8%); Arroio do Só, Santa Maria 9 (6,8%); Camobi, Santa Maria 21 (15,8%); São Sepé, Santa Maria 10 (7,5%); Cachoeira do Sul 3 (2,3%); Fazenda Lengler, Taquari 15 (11,3%).

Na BHU Arroio PUCRS II, Uruguaiana 3 (2,3%); Barragem Fazenda, Uruguaiana 15 (11,3%); Barragem Sanchuri 2 (1,5%); Cantão, Uruguaiana 6 (4,5%); Santa Barbara 1 (0,8%). O percentual de coleta para os ambientes foi de 44,8%, 35,1%, 19,4% e 0,7%, refletindo assimrespectivamente, a maior abundância da espécie em ambientes continentais lênticos e com vegetação abundante (Querol, 1993).

Análises de agrupamento evidenciam um alto grau de diferenciação genética entre as amostras de Santa Maria e as do Médio Guaíba, que apresentam um maior grau de caractéres primitivos destas com as lagoas litorâneas e das populações da vertente Leste com as da bacia do rio Uruguai, caractéres derivados, sendo um padrão consistente com o determinado por Dergam *et al.* (1998) para as populações deste complexo nas bacias do Paraná e Iguassu.

Conclusão

Os dados moleculares indicam que, no Estado do Rio Grande do Sul, as populações de traíras apresentam complexos padrões de diferenciação genética.

Referências Bibliográficas

ANEEL – SRH-IBAMA-MMA (Agência Nacional de Energia Elétrica - Secretaria de Recursos Hídricos / Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis /Ministério do Meio Ambiente). (1998). *Atlas Hidrológico Do Brasil* Versão 1.0. Disponível em: [http://www.ana.gov.br].

Beurlen, K. (1970). *Geologie von Brasilien*. Berlin, Gebrüder Borntraeger, viii+444 p.

Bussing, W.A. (1985). Pattern of distribution of Central American ichthyofauna. p. 453-473. In: F.G. Stehli & S.D. Webb (Eds.), *The Great American Interchange*. Plenum Publ. Corp. New York.

Dergam, J.A. (1996). Phylogeography and character congruence within the *Hoplias malabaricus* Bloch, 1794 (Erythrinidae, Characiformes, Ostariophysi) species complex. Ph. D. Dissertation. Colorado State University, Colorado.

Dergam, J.A.; Suzuki, H.I.; Shibatta, O.A.; Duboc, L.F.; Júlio Jr., H.F.; Caetano-Giuliano, L; Black, W.C. IV. (1998). Molecular biogeography of the neotropical fish *Hoplias malabaricus* (Erythrinidae, Characiformes) in the Iguaçu, Tibagi, and Paraná rivers. Gen. Mol. Biol. 21:493-496.

Dergam, J.A.; Paiva, S.R.; Schaeffer, C.E.; Godinho, A.L.; Vieira, F. (2002). Phylogeography and RAPD-PCR variation in *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Pisces, Teleostei) in Southeastern Brazil. Gen. Mol. Biol. 25:379-387.

Feijó, A.; Nisa-Castro-Neto, W.; Glock, L.; Carvalho, C.P. (2001). Ética na Experimentação com Animais Silvestres: Uma Reflexão Necessária. In Annales de la Primer Taller Sobre Métodos Alternativos a la Experimentación Animal en América Latina y el Caribe (AlLTERNATIVAS 2001), Primer Taller Sobre Métodos Alternativos a la Experimentación Animal en América Latina y el Caribe (ALTERNATIVAS 2001), Santiago de Cuba, 2001.

Kullander S (1983) A revision of the South American cichlid genus *Cichlasoma*. The Swedish Museum of Natural History, Stockholm, Sweden.

Meffe, G.K.; Carroll, C.R. (1994). *Principles of Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.

Moyle, P.B.; Cech, J.J. (1996). *Fishes: An Introduction to Ichthyology*. 3ª. Ed. Prentice Hall, Nova Jersey, EUA.

Nisa-Castro-Neto, W. (2001). Análise da Pesca de *Carcharias taurus* Rafinesque, 1810 (Chondrichthyes, Odontaspididae) e seu Declínio nas Regiões Sul e Sudeste do Brasil. 257p. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Querol, E.C. (1993). Biologia y Ecologia de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Pisces, Erythrinidae) en la Cuenca del Rio Uruguay, Brasil. Tese de Doutorado. Universitat de Barcelona, Barcelona, Espanha. 209p.

Schwarzbold, A.; Schäeffer, A. (1984). Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, Brasil. Amazoniana 9:81-104.

Fenologia Reprodutiva e Foliar Qualitativa de uma Área de Floresta na Amazônia Oriental, sob Efeito da Exclusão Artificial de Chuvas

Lucyana Pereira Barros [a]; Noemi Vianna Martins Leão [b] & Daniel Curtis Nepstad [a,c]

[a] Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (lucyana@amazon.com.br) [b] Embrapa Amazônia Oriental [c] The Woods Hole Research Center

1.Introdução

Períodos de seca prolongada associados ao evento El Niño têm sido comuns em regiões tropicais nos últimos anos. (Nepstad et al., 1999)

Assim, é de grande importância o conhecimento sobre o comportamento ecológico-reprodutivo das espécies tropicais, suas respostas a mudanças no regime de chuvas, bem como as condições requeridas por elas para a sua sobrevivência e reprodução.

A fenologia é definida por Evans (1980) como o estudo do período sazonal dos eventos do ciclo de vida ou segundo Huxley et al. (1986) como o estudo das mudanças nas características de comportamento em relação ao meio ambiente.

Lima Júnior & Alencar (1992) definem a fenologia como a descrição das respostas exteriores das plantas (fenofases de floração, frutificação e mudança foliar) aos estímulos ambientais, em particular climáticos.

Vários são os fatores que influenciam a fenologia de uma espécie, população e/ou comunidade. Dentre os abióticos estão a precipitação, a radiação solar, o estresse hídrico, a temperatura e o fotoperíodo (Leão, 1990).

Fournier (1974) cita a importância do registro da variação das características fenológicas das árvores como um indicador da resposta destes organismos às condições climáticas e edáficas de um local.

Wrigth (1996) e Alencar (1998) relatam que o comportamento fenológico em florestas tropicais é freqüentemente regido por variações sazonais na precipitação pluvial.

O estresse hídrico é um fator ecológico, intimamente ligado à fenologia de folhas, flores e frutos em um grande número de espécies em florestas sujeitas a períodos de seca (Opler et al., 1976; Reich & Borchert, 1984; Bullock & Solis-Magallanes, 1990).

As previsões da relação entre o estresse hídrico e a fenologia de florestas dependem de informações sobre a resistência a seca para cada espécie (Borchert, 1994).

Reich & Borchert (1984) estudaram a fenologia de doze espécies arbóreas de uma floresta seca na Costa Rica, associando-a ao estresse hídrico e aos padrões de crescimento dessas espécies. Os autores relacionaram o florescimento ao estresse hídrico, mostrando que, em árvores sempre verdes, as flores podem se abrir durante ou pouco depois do período de crescimento dos brotos e que, na maioria das espécies decíduas tropicais e árvores temperadas, isso se daria após um período de dormência dos botões florais quando, então, as árvores estão sem folhas.

Janzen (1976) e Frankie et al. (1974) constataram que o florescimento ocorre geralmente durante a estação seca nas florestas tropicais decíduas. Isto deve estar relacionado ao fato da abertura das flores ser comandada pela queda das folhas e subsequente rehidratação das árvores previamente com estresse hídrico, conforme observação de Reich & Borchert (1984).

Opler et al. (1976) estudaram a precipitação pluviométrica como um fator na abertura, período e sincronização da antese de árvores e arbustos tropicais. Os autores citados evidenciaram que, através do término do estresse hídrico e da repentina redução da temperatura, provocados pela precipitação ocorrida no final da estação seca, havia uma paralisação da dormência e o início dos estádios finais do desenvolvimento dos botões florais para muitas espécies.

Pires-O'Brien & O'Brien (1995) estudaram a sazonalidade da fenologia em árvores na região do Jari (PA), relacionando o número de árvores com copas inteiras e folhas velhas com o regime local de chuvas. Nesse estudo houve forte correlação entre a sazonalidade da floração no período seco, e da frutificação, no período chuvoso. No entanto, para Wright, (1996) o conhecimento sobre as respostas fenológicas de florestas tropicais à sazonalidade é de certa forma limitado.

Devido o reduzido conhecimento sobre o assunto, estão sendo desenvolvidos estudos com o objetivo de comparar a fenologia reprodutiva e foliar qualitativa de árvores e cipós e palmeiras de uma área de um hectare, na Floresta Nacional do Tapajós, em Belterra – PA, submetida à exclusão artificial de chuvas (tratamento) com a de outra área adjacente, também de um hectare, sem exclusão de chuvas (controle).

2. Metodologia

Os estudos foram conduzidos em 02 parcelas de 01 hectare cada (parcelas tratamento e controle) da Floresta Nacional do Tapajós, em Belterra – PA.

A chuva foi excluída com auxílio de painéis plásticos distribuídos sobre a parcela tratamento, durante períodos de chuvas intensas, e drenados por calhas de madeira. Cerca de 80% da água da chuva era excluída do solo, através do sistema acima citado.

O estudo dos eventos fenológicos iniciou-se no mês de agosto de 1999, e a primeira exclusão no final do mês de janeiro à julho de 2000 e a segunda de janeiro a início de julho de 2001.

Nesse trabalho, foi considerado o período entre agosto de 1999 à setembro de 2001.

Ao longo do perímetro da parcela tratamento, foi escavada uma trincheira que serviu de barreira ao movimento horizontal da água no solo e ao acesso das raízes à água estocada fora dos limites da mesma.

Foi realizado um inventário florestal em 100% das árvores com DAP > 10 cm; dos cipós, com DAP > 5 cm; e, das palmeiras, com altura > 1m.

As observações foram repetidas quinzenalmente em cada árvore, cipó e palmeira, no período de agosto de 1999 à setembro de 2001, num total de 58 observações.

Os eventos considerados foram: floração (botão floral e flor), frutificação (fruto verde, fruto maduro e disseminação) e desfolha (parcial e total).

Nesse trabalho, o período de floração foi considerado desde o aparecimento dos primeiros botões florais até a queda das flores e o de frutificação, caracterizado pela formação dos frutos jovens até a disseminação das sementes.

Para a caracterização da desfolha foi observada a presença de folhas novas, folhas maduras, desfolha parcial e desfolha total.

3. Resultados e Discussão

Na parcela tratamento foram identificadas 169 espécies distribuídas em 47 famílias e 119 gêneros, na parcela controle, foram encontradas 191 espécies, 49 famílias e 124 gêneros.

As parcelas apresentaram comportamento semelhante nos meses de agosto e setembro de 1999.

De outubro de 1999 a fevereiro de 2000, observou-se um acentuado aumento de florescimento nas espécies da parcela controle, o que pode ser explicado pela diferença de diversidade entre espécies.

Após o início da exclusão das chuvas, no mês de fevereiro de 2000 foi registrada a manutenção do percentual de florescimento nas duas parcelas, semelhante ao comportamento nos meses de outubro a dezembro de 1999, sugerindo que o tratamento de indução de seca ainda não havia causado efeito, pois esperava-se um aumento de florescimento na parcela sob exclusão de chuva, o que não se observou provavelmente em razão do pouco tempo de exclusão.

Em março de 2000, observou-se uma redução do número de espécies (4%, tratamento e 2%, controle) florescendo nas duas parcelas, com ligeira superioridade da parcela tratamento.

Em abril de 2000, ao contrário do esperado, somente foi registrado florescimento na parcela controle.

Durante os meses de maio, junho e julho de 2000, quando foi registrada uma redução da precipitação pluvial na área experimental, a floração ocorreu nas duas parcelas, com superioridade na parcela controle.

A partir da época de florescimento no segundo semestre de 2000, o número de espécies na parcela controle que apresentou floração nos meses de agosto, setembro, outubro e dezembro, foi superior ao mesmo período em 1999.

Com relação à parcela tratamento observou-se um aumento do florescimento nos meses de agosto à dezembro de 2000, podendo-se inferir que este tenha ocorrido pelo efeito da exclusão de chuvas.

Antes do período de exclusão (agosto a dezembro de 1999) a parcela tratamento apresentou tendência para uma maior produção de frutos.

Durante o período de exclusão de chuvas (fevereiro a julho de 2000), as espécies da parcela tratamento foram afetadas, diminuindo drasticamente a produção de frutos, sugerindo que o estresse hídrico estaria alterando a frutificação.

Verificou-se que a intensidade na queda das folhas das espécies caducifólias (espécies apresentando desfolha total) e semi-caducifólias (espécies apresentando desfolha parcial) da parcela tratamento, aparentemente não evidenciou efeito nos períodos de exclusão de chuvas (fevereiro a julho de 2000 e janeiro a julho de 2001). Pode-se inferir que este evento, ainda permanece sob o efeito da precipitação pluviométrica da região.

4. Conclusão

Os resultados obtidos, sugerem que o período de exclusão de chuvas (vinte e cinco meses) ainda não foi suficiente para caracterizar os eventos fenológicos.

No entanto, é possível inferir que a parcela tratamento foi aparentemente afetada, durante os períodos de exclusão de chuvas (fevereiro a julho de 2000 e janeiro a julho de 2001), através da redução do número de espécies em frutificação.

5. Referências Bibliográficas

Alencar, J. da C. (1998). Fenologia de espécies arbóreas tropicais na Amazônia central. In:

GASCON, C.; MOUTINHO, P. (Eds.). Floresta amazônica: dinâmica, regeneração e manejo.

Manaus: INPA, p. 25-40.

Borchert, R. (1994). Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. Ecology, v.75, p.1437-1449.

Bullock, S.H.; Solis-Magallanes, J.A. (1990). Phenology of canopy trees of a tropical deciduous forest in Mexico. Biotropica, v.22, p.22-35.

Evans, L.T. (1980). The natural history of crop yeild. American Science, v. 68, p. 388-397.

Frankie, G.W.; Baker, H.G.; Opler, P.A. (1974). Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowands os Costa Rica. J. Ecol., 62: 881-919.

Huxley, P.A. ; Akunda, E.; Repollo, A. (1986). Climate and plant responses: a note on the use of phenological data for the design and management of agroforestry systems. Nairobi, ICRAF, 19p.

Janzen, D.H. (1976). Seeding patterns os tropical trees. In: TOMLINSON, P.B. & ZIMMERMANN, M.H. Tropical trees as living systems. London. Cambridge University Press, p. 83-128.

Leão, N.V.M. (1990). Disseminação de sementes e distribuição espacial de espécies arbóreas na Floresta Nacional do Tapajós, Santarém-Pará. Piracicaba, 129p. (Mestrado – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"/USP).

Lima Junior, M. de J. V. & Alencar, J. da C. (1992). Fenologia de duas espécies do gênero *Corythophora* da família Lecythidaceae na Reserva Florestal Ducke, Manaus-AM. In:

CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo. Anais. São Paulo: Instituto Florestal, v.4, p. 233-240.

Nepstad, D.C., Moreira, A. & Alencar, A.A. (1999). A floresta em chamas: origens, impactos e prevenção de fogo na Amazônia. Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil, Brasília, 202p. il.

OpleR, P.A.; FrankiE, G.W.; Backer, H.G. (1976). Rainfall as a factor in the release, timing and synchronization of anthesis by tropical trees and shrubs. Journal of Biogeography, v.3, p.231-236.

Pires-O'brien, M.J. & O'brien, C.M. (1995). Aspectos evolutivos da fenologia reprodutiva das árvores tropicais. Belém: FCAP. Serviço de Documentação e Informação, 25p.

Reich, P.B.; Borchert, R. (1984). Water stress, and tree phenology in a tropical dry forest in the lowlands of Costa Rica. Journal of Ecology, v.72, p.61-74.

Wright, S.J. (1996). Phenological responses to seasonality in tropical forest plants. In: MULKEY, S.S.; CHADZON,R.L.; SMITH, A.P. (Eds.). Tropical forest plant ecophysiology. New York: Chapman & Hall, p. 440-460.

A Participação do Instituto de Botânica na Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo

Luiz Mauro Barbosa[a], Adriana Potomati[a] & Karina Cavalheiro Barbosa[b]

[a] Instituto de Botânica (lmbecol@terra.com.br) [b] Pós-graduanda UNESP-Rio Claro

1.Introdução

Nos dias atuais é impossível discutir caminhos para a auto-sustentabilidade institucional, nos moldes do século passado, contando sempre com o governo de forma paternalista nas ações necessárias à pesquisa e ao desenvolvimento do Estado. Nas questões ambientais é preciso que as potencialidades intrínsecas dos Institutos de Pesquisas tanto nas atividades de pesquisas quanto nos serviços ambientais, voltados ao melhor atendimento da comunidade em geral, sejam balizadores das políticas públicas. É preciso também que as discussões se aflorem a luz de temas completamente explorados pela comunidade, seja embasada em conhecimentos e experiências adquiridas ao longo dos anos, seja em discussões entre a comunidade científica, os demais atores envolvidos, ou seja: o "Estado" como agente gerenciador, educador, formador de diretrizes e licenciador das questões ambientais e a sociedade, como demandante da eficiência nestas ações.

Para o Estado de São Paulo, a recuperação de áreas degradadas vem sendo uma ação cada vez mais pesquisada e, seguramente, dependente de um conjunto de ações que visam proporcionar o restabelecimento de condições de equilíbrio e sustentabilidade anteriormente existentes em um ecossistema natural. A recuperação é uma atividade que exige uma abordagem sistemática de planejamento e visão em longo prazo e não apenas uma tentativa limitada de remediar um dano que na maioria das vezes poderia ter sido evitado. Com a consciência da extinção em massa de espécies no mundo todo, está crescendo a importância de se manter a diversidade biológica. A intervenção, nestas áreas degradadas, através de técnicas de manejo, pode acelerar o processo de regeneração, permitir o processo de sucessão e evitar a perda de biodiversidade (Barbosa & Potomati, 2003).

A necessidade de se produzir e sistematizar conhecimentos sobre repovoamento vegetal para proteção de sistemas hídricos e a promoção da conservação de espécies vegetais, especialmente arbóreas de ocorrência regional, utilizando modelos e composições específicas para plantios mais adequados a cada situação de degradação nos diferentes biomas do Estado, levaram a SMA a desenvolver projetos ligados a políticas públicas que acabaram por subsidiar diversas resoluções da Secretaria (Barbosa, 2002). Essas medidas trazem diretrizes norteadoras do processo de repovoamento florestal heterogêneo no Estado, proporcionam um melhor planejamento e gerenciamento dos trabalhos de licenciamento ambiental, estabelecendo diretrizes de pesquisas e de projetos que podem subsidiar as avaliações de impactos ambientais, ou definindo parâmetros, normas e procedimentos mais eficazes para o licenciamento ambiental. (Barbosa et al., 2003).

A proposta desenvolvida neste projeto visa a aplicação de resultados consistentes para elaboração de políticas públicas que sejam mais efetivas, ou seja, que subsidiem um planejamento ambiental mais adequado e inter-relacionado ao modelo de desenvolvimento de nossa sociedade, especificamente no que diz respeito às áreas degradadas e/ou alteradas de nosso Estado, que vem comprometendo seriamente os recursos naturais tais como a água, o ar, o solo e a biodiversidade.

Este trabalho pretende mostrar a contribuição que o Instituto de Botânica de São Paulo tem dado para a Recuperação de áreas degradadas associando questões técnicas envolvendo a conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos, promovendo a geração de empregos e trabalhando a capacitação e formação de agen-

tes multiplicadores através de cursos e seminários, sempre com o intuito de subsidiar políticas públicas do governo paulista, como pode ser observado nos resultados já obtidos no Projeto: "Modelos de Repovoamento Vegetal para Proteção de Sistema Hídricos em Áreas Degradadas dos Diversos Biomas do Estado de São Paulo", que é apoiado pela FAPESP.

2. Material e Métodos

Para que o desafio desta proposta pudesse ser atendido, as atividades foram desenvolvidas de modo que os produtos técnico-científicos advindos do projeto fossem transferidos para a sociedade visando mudanças imediatas e melhorias no quadro das políticas públicas envolvendo a recuperação de áreas degradadas executados ou em execução no Estado de São Paulo.

Deste modo, procurou-se desenvolver formas de divulgação e disseminação dos resultados, com o objetivo de levar as informações e ainda propiciar maior integração entre a comunidade científica e a comunidade atuante na prática da recuperação de áreas degradadas, como o setor governamental, o setor privado, além de as demais comunidades envolvidas, na tentativa de estabelecer uma maior interface entre produto científico gerado e a sua aplicação no desenvolvimento coerente no Estado de São Paulo.

As informações geradas até o momento estão sendo concomitantemente transferidas para as diversas comunidades nas mais variadas formas, como exemplificamos a seguir:

1. Elaboração de propostas, articulações para edição de critérios e procedimentos técnicos científicos, demonstrando a importância das informações geradas no projeto e consolidando através de mecanismos legais o estabelecimento de parâmetros que movimentem a sociedade para a utilização dos resultados minimizando os problemas enfrentados com recuperação de áreas degradadas em todo o Estado de São Paulo.

2. Palestras ministradas em vários setores para os mais diferenciados públicos, como Universidades governamentais e privadas; órgãos da própria Secretaria de Estado do Meio Ambiente e outras Secretarias de Estado como: a Secretaria da Agricultura e Abastecimento (SAA); ou a Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras (SRHSO), além do setor privado como o empresarial e o rural.

3. Transferência direta para a comunidade científica, via apresentações na forma de palestras, discussão em mesa redonda e/ou painéis em Congressos, Seminários, Workshops, além de artigos científicos publicados, encaminhados, e/ou em fase de redação para posterior publicação em veículo de comunicação abrangente.

4. Identificação de outros projetos para publicação de cursos científicos e tecnológicos que sejam relevantes e relacionados ao tema, com articulações efetuadas com o intuito de integrar equipes e com efeito somatório do potencial de conhecimentos a serem adquiridos, impedimento de ações sobrepostas e promovendo discussões de resultados obtidos que possam levantar o melhor conhecimento das lacunas e das formas de separá-las.

5. Busca e estabelecimento de parcerias, em especial com universidades, empresas privadas, prefeituras e outros órgãos do setor governamental como a SAA e SRHSO.

6. Integração com outras áreas do conhecimento, tais como, jornalismo, propaganda e marketing, informática, entre outras, objetivando ampliar a interdisciplinaridade de nossa equipe, com relação a esta questão ambiental, enfocando principalmente a transferência de resultados para a sociedade de forma mais eficaz.

7. Articulações para envolvimento da mídia escrita e falada no intuito de levar os produtos do projeto de forma popular para que possam sensibilizar e despertar interesse na sociedade em geral sobre os problemas ambientais, aos quais se procura por soluções sustentáveis.

3. Discussão e Resultados

Os resultados obtidos nesta proposta envolvendo políticas públicas geraram parâmetros para implementação de uma política de recuperação da cobertura florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo capaz de aumentar a base legal envolvendo a conservação dos recursos naturais em todo o Estado.

Um dos principais resultados da transferência do conhecimento gerado para a sociedade foi através da redação e edição da Resolução SMA 21 de 21.11.2001, que "Fixa orientação para o reflorestamento de áreas degradadas e dá providências correlatas", numa tentativa de solucionar, ou pelo menos minimizar, de forma rápida e eficaz, as lacunas diagnosticadas, visando a conservação dos recursos naturais. Esta Resolução é um instrumento técnico de base científica que aponta recomendações e/ou exigências de aspectos técnicos importantes sobre a recuperação de áreas degradadas, nos diversos biomas e ecossistemas do Estado de São Paulo, considerando a particularidade de cada um deles, além dos condicionantes das áreas degradadas e de seu entorno. Uma lista exemplificativa e espécies e formas de plantio são disponibilizadas já na referida Resolução.

Outras formas de transferência de resultados ocorreram através de:

a) Palestras para público diversificado e interessado nas questões ambientais n o Estado de São Paulo;

b) Trabalhos ou artigos técnicos científicos publicados ou apresentados em Congressos;

c) Organização e realização de um Workshop sobre Recuperação de Áreas Degradadas envolvendo empresa privada e comunidade científica;

d) Disponibilização de Web Site com banco de dados e informações importantes sobre o projeto;

e) Divulgação na forma comunicação social;

f) Cursos de capacitação e treinamento oferecendo a multiplicação destas informações (técnicos e professores) nas diversas regiões do Estado;

g) Articulação com órgãos governamentais envolvidos diretamente no setor de Recuperação de Áreas Degradadas como licenciadores, de educação ambiental e de assistência técnica e desenvolvimento rural da SMA e SAA.

O estabelecimento de parcerias permitiu ampliar a transferência de conhecimento para a sociedade de uma forma mais próativa. O envolvimento de parceiros de diversos setores com atuação variada como a ESALQ / USP – universidade pública, a International Paper – empresa privada, Prefeituras Municipais de Mogi-Guaçu e Ilha Comprida - executores de políticas públicas locais, Faculdades Integradas Rio Branco – universidade privada, resultou na promoção de ações integradas levando a uma discussão consistente de problemas ambientais regionais e orientação para alternativas de produção auto-sustentáveis, através de políticas públicas embasadas no conhecimento técnico-científico.

4. Conclusões

Um marco nos resultados deste projeto é o fato de não apenas gerar importantes informações e experiências, mas também sistematizá-las e integrá-las, gerando melhores subsídios e maiores articulações das iniciativas destinadas a promover a preservação e a recuperação e/ou restauração da cobertura vegetal do Estado de São Paulo.

Neste sentido, pode-se concluir que a busca por instrumentos que possam aglutinar, sistematizar e disseminar os conhecimentos aqui obtidos e com objetivos conservacionistas, auto sustentáveis é que propiciará o uso dos conceitos e práticas mais adequadas para tratar dos problemas decorrentes direta ou indiretamente do desmatamento e mau uso do solo que acabam comprometendo as condições ambientais e da qualidade de vida, incluindo aqui a possibilidade de geração de empregos.

A transformação do conhecimento adquirido em instrumento de política operacional para propiciar soluções ambientais e de desenvolvimento sustentável deve, hoje, tornar-se uma função importante e consciente para os "geradores de conhecimento".

5. Referências Bibliográficas

Barbosa, L. M. (2002) Diretrizes da Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo para reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BOTÂNICA DE SÃO PAULO, 14., Rio Claro, 2002. *Resumos*. Rio Claro. (resumo expandido para a Mesa Redonda: Recomposição da Vegetação e a Biodiversidade)

Barbosa, L. M. & Potomati, A. - coord. (2003) *Manual prático para recuperação de áreas degradadas e Anais do Seminário Regional sobre Recuperação de Áreas Degradadas: Conservação e Manejo de Formações Florestais Litorâneas*. Ilha Comprida: Secretaria do Meio Ambiente, Prefeitura de Ilha Comprida.

Barbosa, L. M.; Barbosa, J. M.; Barbo sa, K. C.; Potomati, A.; Martins, S. E.; Asperti, L. M.; Melo, A. C. G.; Carrasco, P. G.; Castanheira, S. A.; Piliackas, J. M.; Contieri, W. A.; Mattioli, D. S.; Guedes, D. C.; Santos Júnior, N. A.; Silva, P. M. S.; Plaza, A. P.. (2003) Recuperação florestal com espécies nativas no Estado de São Paulo: Pesquisas apontam mudanças necessárias. *Florestar Estatístico*, São Paulo, v. 6, n. 14, p. 28-34.

Grupos Alimentares Funcionais De Insetos Aquáticos No Rio Suzana, Erechim - RS

Luiz Ubiratan Hepp[a]; Rozane Maria Restello[b]; Joseline Molozzi[b]; Roberta Malinowski[b] & André Trevisan[b]

[a] Centro Tecnológico, Universidade Regional Integrada - Campus de Erechim. Av. Sete de Setembro, 1621. Erechim/RS. 99700-000. (lhepp@uri.com.br)

[b] Departamento Ciências Biológicas. URI-Campus de Erechim

1. Introdução

Um rio é um sistema biológico dinâmico constituído por uma massa de água e um conjunto de organismos vivos que dependem uns dos outros e das características físico-químicas do meio aquático em que vivem; qualquer modificação das características deste meio vai afetar os membros das comunidades biológicas, conduzindo a alterações de sua estrutura que se traduzem em variações quanti e qualitativas (MENEGATT, *et al*., 2003).

Programas de monitoramento da qualidade das águas que empregam exclusivamente índices físicos e químicos têm sido alvo de constantes críticas por vários pesquisadores, os quais apontam para a necessidade de se aplicar medidas biológicas para a obtenção de uma abordagem mais ecossistêmica. Na realidade, o ideal é a fusão das duas investigações, a fim de obter informações não apenas sobre as causas da degradação, mas também sobre seus efeitos para os ecossistemas aquáticos, fornecendo maior consistência à tomada de medidas de controle.

Desta forma, o estudo de invertebrados bentônicos, sob o ponto de vista da classificação em grupos alimentares funcionais, pode vir a contribuir para a avaliação da qualidade do ambiente aquático, visto que a diversidade de grupos alimentares, indica uma maior diversidade de recursos alimentares, bem como de hábitats, características estas, que indicam um ambiente aquático saudável e íntegro. O objetivo deste estudo foi identificar os grupos alimentares funcionais de invertebrados bentônicos existentes no trecho urbano do Rio Suzana, no município de Erechim-RS, a fim de contribuir para uma análise biológica da qualidade deste corpo hídrico.

2. Métodos

Os insetos aquáticos foram coletados no período de verão de 2001 (meses de outubro e dezembro) em quatro estações amostrais, situadas em um trecho urbano do Rio Suzana, no município de Erechim-RS, com auxílio de um amostrador Surber (malha 0,025mm), fixados em campo com formol 5%, acondicionados em sacos plásticos e conduzidos até laboratório para triagem e identificação. No laboratório, o sedimento coletado foi lavado com água e triado com uma série de tamizes (malhas 2; 1; 0,5; 0,25mm) para posterior identificação até nível taxonômico de família utilizando chaves de MERRIT & CUMMINS (1996) e FERNANDES & RODRIGUES (2001). O material coletado está depositado na Coleção de Invertebrados Bentônicos do Museu Regional Alto Uruguai da URI - Campus de Erechim. Para classificação dos organismos coletados nos grupos alimentares funcionais foi consultada a classificação proposta por MERRIT & CUMMINS (1996).

3. Discussão e Resultados

Foram colecionados 1343 insetos aquáticos, pertencentes a 17 famílias, distribuídas em 7 ordens da Classe Insecta, sendo Chironomidae (Diptera) a mais abundante, perfazendo 79,22% do total e Corixidae (Hemiptera) a menos abundante com 0,07% do total. Os *taxa* de organismos colecionados, foram agrupados em quatro grupos alimentares funcionais, sendo eles: Coletores (41,17%), Predadores (35,29%), Fragmentadores e Raspadores (11,76% cada).

Dentre os coletores, pode-se destacar a grande quantidade de Chironomidae, citada anteriormente, a qual indica a possível presença de grande quantidade matéria orgânica presente nas águas e no sedimento dos locais de coleta. Estes organismos são importantes indicadores de ambientes altamente eutrofizados, fato que explica a presença destes organismos nos locais estudados, visto sua função alimentar dentro do corpo hídrico. Os predadores, embora tenham ocorrido em alto número, analisando a diversidade de *taxa*, mostraram-se pouco representativos quando se analisa o número de indivíduos de cada um.

A ocorrência de insetos dos grupos fragmentadores e raspadores, embora, em quantidade reduzida, pode ser explicada devido às características dos pontos de coleta, sendo eles, locais com substrato pedregoso e com correnteza, ótimos locais para estes organismos, porém baixa concentração de matéria orgânica particulada (partículas $>10^3$micras), já que a alta correnteza carreia este material, impossibilitando a colonização dos organismos por estes insetos. Outra questão que pode explicar a baixa ocorrência destes grupos é pelo fato de que as águas não apresentam boa qualidade, característica limitante para a presença de Ephemeroptera, Trichoptera e Coleoptera.

Basicamente, a distribuição de insetos em ambientes lóticos depende da qualidade da água, velocidade da correnteza e disponibilidade de recursos alimentares (CALLISTO *et al*., 2001). OLIVEIRA *et al*. (1999) citam que o tamanho das partículas de matéria orgânica tem grande influência no comportamento alimentar destes organismos, sendo estas, divididas de acordo com o seu tamanho, podendo variar de partículas menos que 0,5µm até partículas com tamanho acima de 1mm.

4. Conclusões

Os resultados indicam que o estudo de grupos funcionais alimentares de invertebrados bentônicos deve ser utilizado para auxiliar na interpretação de dados que visam analisar a saúde de ambientes aquáticos, proporcionando mais informações sobre a estrutura do ecossistema estudado, o que facilitará seu gerenciamento.

5. Referências Bibliográficas

Callisto, M., Moreno, P. & Barbosa, F.A. (2001) Habitat diversity and benthic functional trophical groups at Serra do Cipó, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*. 61(2), 259-266.

Fernandez, H. R. & Domingues, E. (2001). *Guia para la determinación de los artropodos bentónicos Sudamericanos*. Tucumán: UNT.

Menegatt, C., Janesko, V., Hepp, L.U. & Restello, R.M. (2003) Diversidade de invertebrados bentônicos nas microbacias dos Rios Tigre e Campo: Erechim-RS: avaliação preliminar. *Perspectiva*, 27(97): 127-132.

Merritt, R.W. & Cummins, K.W. (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 3rd Ed. Kendall/Hunt Publishing Company.

Oliveira, L.G., Bispo, P.C. & Sá, N.C. (1997). Ecologia de comunidades de insetos bentônicos (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera), em córregos do Parque Ecológico de Goiânia, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 14 (4): 867-876.

Diversidade de Colêmbolos (Hexapoda:Collembola) na Estação Cientifica Ferreira Penna, Melgaço, Parä.

Macambira, M.L.J.
Museu Paraense Emílio Goeldi/CZO
mljardim@museu-goeldi.br

Resumo

Colêmbolos são importantes para os ecossistemas florestais por sua participação no processo de decomposição juntamente com os demais invertebrados de solo, tornando a matéria orgânica disponível à ação de fungos e bactérias, etapa fundamental na ciclagem de nutrientes. Devido a sua sensibilidade às mudanças ambientais, sobretudo ao desmatamento acelerado nos últimos anos, muitas espécies de colêmbolos desapareceram dos ecossistemas florestais, sendo por este motivo imprescindível o estudo da diversidade das espécies na Amazônia brasileira. Este trabalho faz parte do projeto "Pesquisa de longa duração em inventário biológico e estudos de conservação na Floresta Nacional de Caxiuanã", cujo objetivo é o inventário e estudo ecológico e sistemático de espécies-chave da fauna de solo, incluindo Collembola. A primeira amostragem foi realizada durante o mês de julho/2002, utilizando-se como metodologia armadilhas de pitfall para todos os grupos de serrapilheira, além do aspirador manual para os colêmbolos. Todo material foi coletado em quatro áreas de floresta primária de terra firme na Estação Científica Ferreira Penna (ECFP), Pará (Puraquequara, Caiçara, Estação e Curuazinho). Imediatamente após cada coleta os colêmbolos foram fixados em álcool morno e posteriormente acondicionados em vidros contendo álcool a 80% glicerinado. Como resultado preliminar foram identificadas seis famílias, dez gêneros, sete espécies e oito morfoespécies. A família Entomobryidae foi a mais diversificada, sendo o gênero *Lepidosira* o que apresentou o maior número de espécies e *Mastigoceras camponoti* a espécie mais abundante.

Introdução

Os colêmbolos são pequenos artrópodos hexápodos, ápteros, encontrados em todo o mundo (Janssens, 2000). É o segundo grupo de invertebrados numericamente dominante no solo. Ocorrem em todos os continentes, estendendo-se até latitudes mais elevadas. Vivem na folhagem, no solo, em árvores, em troncos em decomposição, na serrapilheira, no litoral marinho e água doce (Petersen & Luxton, 1982; Leinaas & Ambrose, 1992; Guilbert *et al*., 1995; Hopkin, 1997). São conhecidos por atuarem como dispersores de fungos, auxiliando na decomposição da matéria orgânica juntamente com outros invertebrados. Servem de alimento para outros invertebrados e pequenos vertebrados, além de serem bioindicadores de modificações ambientais (Oliveira, 1983, 1994). A Estação Científica Ferreira Penna (ECFP) pertence ao Museu Paraense Emílio Goeldi e tem por finalidade estimular e desenvolver trabalhos científicos em todas as áreas do conhecimento. Este trabalho faz parte do projeto "Pesquisa de longa duração em inventário biológico e estudos de conservação na Floresta Nacional de Caxiuanã" que objetiva além do inventário, estudos ecológicos e sistemáticos de grupos alvos para estudo de biodiversidade na ECFP, e Collembola está incluído nesses grupos. O objetivo deste trabalho é mostrar a diversidade dos colêmbolos na primeira etapa do projeto.

Material e Métodos

Área de Estudo

A Estação Científica Ferreira Penna, está localizada no município de Melgaço, na região setentrional da Floresta Nacional de Caxiuanã, às margens da baía de Caxiuanã (1º42' 30"S e 51º 31' 45"W), a 400 km em linha reta de Belém, Pará (Almeida *et al*., 1993, Bernardi, 1999). Apresenta grande variedade de habitats, que incluem mata de terra firme (85%), igapós (8%) , áreas abertas de campo (2%), capoeiras (3%) e uma rica vegetação aquática (2%) ao longo dos inúmeros igarapés da região (Lisboa *et al*., 1997).Apresenta tipo climático Am (classificação de Kõppen), precipitaçao com média entre 2.000 a 2.500 mm anuais, temperatura média anual de 26ºC e a umidade relativa em torno de 85% (Almeida *et al*., 1993; Lisboa et *al*., 1997).

Metodologia

A primeira amostragem multidisciplinar do projeto foi realizada durante o mês de julho/2002 em quatro áreas determinadas em floresta primária de terra firme: Puraquequara, Caiçara, Estação e Curuazinho. Para amostragem dos colêmbolos.de cada local foram obtidas 20 amostras totalizando 80, obtidas através de aspirador mecânico manual. Imediatamente após cada coleta, os colêmbolos foram fixados em álcool morno, para preservação de características como, por exemplo, a coloração, escamas, etc. Posteriormente foram acondicionados em vidros contendo álcool a 80% glicerinado e parte do material clarificado em lactofenol e montados entre lâmina e lamínula para identificação.

Resultados e Discussão

No total foram obtidas 80 amostras com 816 indivíduos pertencentes a quinze espécies, distribuídas em doze gêneros e seis famílias. Foram classificados de acordo com sua ocorrência ecológica, como colêmbolos epigêicos (que vivem na serrapilheira) e hemiedáficos (vivem entre a serrapilheira e o horizonte orgânico do solo). As espécies epigêicas foram dominantes em relação as hemiedáficas. A família Entomobryidae apresentou a maior diversidade genérica (quatro gêneros) representando 95% do total. A família mais abundante segundo o número de indivíduos observados foi também Entomobryidae, seguida de Paronellidae. Das quatro localidades, Caiçara foi a que apresentou maior abundância de indivíduos, embora em Puraquequara tenha sido encontrada a maior diversidade. O número de famílias foi equivalente em três localidades, exceto na localidade Caiçara, onde Entomobryidae ocorreu quase que exclusivamente. Os gêneros também apresentaram número equivalente, com exceção de *Salina* que ocorreu em duas localidades (Caiçara e Puraquequara); *Campylothorax* (Curuazinho e Estação) e *Paronella* também em duas localidades (Puraquequara e Curuazinho). Das espécies assinaladas, *Mastigoceras camponoti* foi a mais abundante e ocorreu nos quatro locais de coletas. Macambira & Oliveira (2001), encontraram quinze gêneros apenas de colêmbolos epigêicos na mesma floresta. Oliveira *et al.* (2002) estudando a família Entomobryidae, encontrou vinte e nove indivíduos desta família colonizando na torre de observação da Estação, a 12 metros de altura. Macambira & Oliveira (2002) determinaram a dominância da família Entomobryidae, distribuída em quatorze espécies em área de floresta de terra firme na Estação.

Conclusão

- Espécies epigêicas e hemiedáficas são capazes de suportar condições ambientais adversas, com bruscas variações de temperatura e umidade;
- Os colêmbolos na ECFP mostraram uma boa diversidade por tratar-se de ambiente pouco perturbado;
- A família Entomobryidae foi a mais diversificada e a espécie *Mastigoceras camponoti* a mais abundante.

Referências Bibliográficas

Almeida, S.S.; Lisboa, P.L.B. & Silva, A S. L. 1993. Diversidade florística de uma comunidade arbórea na Estação Científica Ferreira Penna, em Caxiuanã (Pará*). Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi, Ser. Bot*., 9(1): 93-188.

Bernardi, J.A R. 1999. Composição e diversidade de espécies da Anurofauna da Estação Científica Ferreira Penna, Floresta Nacional de Caxiuanã, Pará, Brasil. Universidade Federal do Pará/Museu Paraense Emílio Goeldi, Dissertação de Mestrado, 64 p.

Guilbert, E.; Baylac, E.; Najt, J. 1995. Canopy arthropod diversity in a New Caledonian primary forest sampled by foggin. *Pan Pacific Entomologist*, 71: 3-12.

Hopkin, S.P.1997. *Biology of the Springtails (Insecta:Collembola)*. Oxford University Press, New York, 322 p.

Janssens,F. 2000. Checklist of the Collembola: supplement to the Catalog of the Neotropical Collembola - May 1996 to 2000. Documento publicado na Internet: http://www.geocities.com/fransjanssens/publicat/neotrcat.htm.

Leinaas, H. P. & Ambrose, W.G. 1992. Utilization of different foraging habitats by the purple sandpiper *Calidris maritima* on a Spitzbergen beach. *Fauna Norvegica*, 15c:85-91.

Lisboa, P. L. B. 1997. A Estação Científica Ferreira Penna/ECFPn. *In*: *Caxiuanã*. Lisboa, P.L.B. (org). Museu Paraense Emílio Goeldi, pp. 23 - 49.

Macambira, M.L.J. & Oliveira, E.P. 2001. Estudo da diversidade de espécies dos colêmbolos em floresta primária da Estação Científica "Ferreira Penna", Estado do Pará. *In*: XXII Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí/SC. Bol. Res. P. 164.

Macambira, M.L.J. & Oliveira, E.P. 2002. Colêmbolos. *In*: Lisboa, P.L.B. (Org.). *Caxiuanã: populações tradicionais, meio físico e diversidade biológica*. Belém, Museu Paraense Emílio Goeldi, pp. 503-510.

Oliveira, E.P. 1983. Colêmbolos (Insecta:Collembola) epigêicos como indicadores ecológicos em ambientes florestais. INPA/FUA, Manaus, Dissertação de Mestrado, 105 p.

Oliveira, E. P. 1994. Le peuplement des Collemboles édaphiques em Amazonie Brésilienne: Systématique, biogéographie et écologie. Université Paul Sabatier (Toulouse). Thèse du Doctorat, 198 p.

Oliveira, E.P.; Macambira, M.L.J.; Zanuto, M. 2002. A colonização de colêmbolos na torre de observação. *In*: Lisboa, P.L.B. (Org.) *Caxiuanã: populações tradicionais, meio físico e diversidade biológica*. Belém, Museu Paraense Emílio Goeldi, pp. 511-515.

Petersen, H. & Luxton, M. A 1982. comparative analysis of soil fauna populations and their role decomposition process. *Oikos*, 39: 287-388.

Mapeamento Geomorfológico da planície costeira de Ponta Grossa, Icapuí – CE.

Macelma de Oliveira BRAGA[a] & Antônio Jeovah de Andrade MEIRELES [b]
[a]Departamento de Geografia/UFC (PIBIC_CNPq)
macelmabraga@bol.com.br
[b] Prof. Dr. Departamento de Geografia/UFC meireles@ufc.br

1. Introdução

A delimitação do conjunto geomorfológico e a caracterização da interdependência entre cada elemento morfológico, possibilitaram a integração da dinâmica geoambiental e a composição de um modelo evolutivo local. Trata-se de uma área em que os processos geoambientais fundamentaram-se na dispersão de sedimentos (deriva litorânea e transporte eólico) para a origem de um campo de dunas, falésias e praia atual.

A planície costeira de Ponta Grossa localiza-se no extremo leste do estado do Ceará e a área de estudo é representada pela Área de Proteção Ambiental (APA) de mesmo nome com 555,7ha. Abrange a zona costeira limitada à leste pela Ponta de Redonda e à oeste pela praia de Ponta Grossa, com uma extensão ao longo da linha de praia de aproximadamente 10 km. Ao norte esta limitada pelo Oceano Atlântico e ao sul pelos tabuleiros pré-litorâneos. Foi definida de modo a representar os processos geoambientais e a dinâmica costeira relacionada diretamente com o promontório de Ponta Grossa e unidades ambientais adjacentes.

O conjunto paisagístico representado pelas dunas, falésias, praias e as comunidades tradicionais de pescadores e agricultores, encontra-se em um bom nível de preservação ambiental, contemplando um complexo conjunto de ecossistemas associados aos terrenos de tabuleiro, dunas, praia e plataforma interna.

O mapeamento geomorfológico tratou de compartimentar as unidades de acordo com suas particularidades morfológicas e dinâmica atuante. Foram também definidas as áreas de risco de acordo com os fluxos de sedimentos e caracterizados os níveis de vulnerabilidades. As informações produzidas foram agrupadas de modo a serem utilizadas para o planejamento e gestão de uma unidade de conservação.

2. Método

A metodologia constou inicialmente da elaboração de uma síntese de trabalhos anteriores, seguida de etapas de campo e laboratório. Durante as atividades de campo foram executados perfis morfológicos (georeferenciados com GPS Gramin 12 SAT 63) e identificação das unidades geomorfológicas; aplicados os questionários e realizadas entrevistas com a população local. O mapa geomorfológico em escala aproximada 1:25.000 orientou a elaboração de mapas temáticos de riscos e vulnerabilidades.

3. Resultados e Discussões

Foram definidas as seguintes unidades morfológicas:

i) Praia atual - compartimentada segundo Meireles e Lima (2001) em 3 setores de acordo com a fisionomia da linha de costa, composição granulométrica dos sedimentos e aportação de areia pela deriva litorânea;

ii) Campo de dunas – com três gerações definidas de acordo com a composição dos tipos, as relações com a fonte de sedimentos e níveis de edafização. As dunas aportadoras de sedimentos eólicos para a dinâmica praial, nos setores de *bypass*, regulam a dinâmica morfogenética local;

iii) Tabuleiro pré-litorâneo – plano a relativamente ondulado com altitude média de 35m. Nas proximidades da linha de costa está associado com falésias vivas;

As áreas de risco foram agrupadas ao longo das unidades morfológicas e enfatizando a necessidade de ações planejadas na utilização dos recursos naturais e expansão dos núcleos urbanos:

i) Falésias vivas com processos erosivos relacionados com movimento de massa e queda de blocos. Área destinada ao *bypass* de sedimentos para a praia de Redonda.

ii) Setores de intensa dinâmica costeira com a origem de bancos e flechas de areia a partir dos sedimentos em deriva litorânea. Vale salientar que interferências no processo de migração destes sedimentos ao longo da zona de estirâncio, poderá gerar erosão acelerada diante da comunidade de Redonda.

iii) Presença de voçorocas e ravinas nas falésias de Redonda, com movimento de massa em direção à comunidade de pescadores.

iv) Setor de acesso de sedimentos pelo transporte eólico que deu origem e atualmente fornece areia para o desenvolvimento do campo de dunas móveis. Apresentou um elevado risco para a implantação de equipamento de engenharia, construção de vias de acesso, loteamento e casas de segunda-residência. Representa a área fonte dos sedimentos que, ao contornarem o promontório, alimentam a faixa de praia de Ponta Grossa e demais praias à oeste.

v) Setores onde as dunas móveis alimentam com areia a deriva litoral, contribuindo para a regularização contínua do aporte de sedimentos para a faixa de praia.

vi) Riscos erosivos nos terraços marinhos, a partir da evolução das flechas e bancos de areia. Caso seja minimizado ou bloqueado o acesso das areias provenientes do promontório, será acelerado o processo erosivo, pela utilização dos sedimentos deste terraços, para a continuidade da deriva litorânea.

vii) Área de domínio de migração das dunas móveis que se direcionam continente adentro, sobre o tabuleiro. Possibilidade de remobilização das dunas fixas pelo desmatamento da vegetação fixadora.

4. Conclusão

A partir dos trabalhos realizados por Meireles (1991, 1999 e 2001) e Meireles e Lima (2001), foram elaboradas as seguintes sugestões, constituídas a partir da interpretação do mapeamento geomorfológicos:

i) discutir a implantação das medidas de planejamento e gestão com a participação efetiva das comunidades envolvidas;

ii) tomar como base para a definição de áreas de risco, vulnerabilidade e classes de uso, o mapa geomorfológico elaborado por este projeto de pesquisa;

iii) preservar de intervenções a área fonte de sedimentos para a formação e evolução das dunas móveis;

iv) preservar de intervenções antrópicas a zona fornecedora/ reguladora de sedimentos eólicos para a linha de praia;

v) potencializar a conservação dos setores de berma (subunidade da faixa de praia) através de rigorosas normas de utilização, evitando ações que possam impermeabilizar o solo e contaminar o aqüífero;

vi) evitar o desmatamento das encostas das falésias mortas, de modo a impossibilitar o surgimento de novas áreas de escorregamento, desmoronamento e deslizamento de material ou mesmo avanço do complexo sistema de ravinas e voçorocas;

vii) implantar ações integradas para a manutenção dos processos costeiros, relacionados com a continuidade da fonte de sedimentos, transportes litorâneo e eólico das areias, essenciais para o desenvolvimento das reações ambientais que originaram e proporcionam a evolução geoambiental desta paisagem costeira; e

viii) utilizar o tabuleiro como área de expansão dos núcleos habitacionais, a partir de um plano de gestão integrado da planície costeira.

As entrevistas, palestras e cursos de educação ambiental (realizadas durante as etapas de campo para o mapeamento geomorfológico) que envolveram as comunidades de Redonda e Ponta Grossa, enfatizaram a necessidade da aplicação das sugestões elaboradas para a utilização dos recursos naturais. Favoreceram também a importância da participação das comunidades no planejamento, gerenciamento e manejo da Unidade de Conservação, principalmente em atividades associadas com a preservação das dunas e falésias, com o turismo comunitário e expansão dos núcleos urbanos (casas de veraneio, pousadas e hotéis).

Foi verificado que as dunas móveis tendem a controlar o sistema costeiro e mantê-lo dentro de um padrão dinâmico de comportamento e dependência, de acordo com a evolução dos processos morfogenéticos, principalmente nas zonas de *bypass*. Em varias regiões a ocupação das dunas originou erosão acelerada. As conseqüências ambientais geradas a partir destas intervenções elevaram o grau de incerteza na previsão das reações ambientais, uma vez que provocaram mudanças rápidas nos processos costeiros. A erosão, provocada pelo déficit de areia (ocupação das zonas de *bypass*), acarretou a invasão das marés em áreas residenciais, ataque direto das ondas aos equipamentos antrópicos e mudanças na bauneabilidade de extensos trechos do litoral.

Desta forma, a preservação do campo de dunas existente na APA de Ponta Grossa proporcionará a manutenção de um contínuo fluxo de sedimentos, evitando processos erosivos intensos e gerando areia para regular os processos de transporte e deposição de sedimentos ao longo das praias mais a oeste. Os administradores municipais deverão regulamentar o uso, com medidas de planejamento e gestão, cujos resultados deverão ser relacionados diretamente com ordenamento territorial de acordo com os processos litorâneos, garantindo a qualidade ambiental deste trecho do litoral cearense.

5. Referências Bibliográficas

Meireles, A.J.A. -1991- *Mapeamento geológico e geomorfológico do Quaternário costeiro de Icapuí. Extremo leste do Estado do Ceará.* Universidade Federal de Pernambuco - UFPE, Centro de Tecnologia, Pós-Graduação em Geologia Sedimentar. Dissertação de Mestrado, Recife/PE, 1991, 195p. il.

_____ *Morfología litoral y sistema evolutivo de la costa de Ceará – Nordeste de Brasil.*Tese de Doutotado, Universidad de Barcelona, Espanha, 2001, 370p.

_____ Falésias do litoral leste do estado do Ceará – análise dos processos morfogenéticos e impactos ambientais. *Revista Geonotas,* vol. 3 (2): 1999, pp. 1-25.

_____ & Lima, M.C. *Parecer Técnico solicitado pelas associações comunitárias Grupo de Teatro de Rua Flor do Sol e Grupo de Arte e Ecologia – ARTECOL à AGB-Seção Fortaleza, tendo em vista as intenções da empresa Luis Fiuza Arquitetos, na região de Redonda / Ponta Grossa, município de Icapuí/CE.* Associação dos Geógrafos Brasileiros (AGB-Fortaleza), 2001, 50pp.

Estudo das Comunidades de Aranhas (Araneae: Arachnida) em Clareiras Naturais e Floresta Madura de Floresta Atlântica - Parque Estadual de Dois Irmãos (Recife – Pernambuco – Brasil)

M.Sc.Marcelo Cesar Lima Peres[1] (mclperes@terra.com.br); Dr. José Maria Cardoso da Silva[2] e Dr. Antônio Domingos Brescovit[3].
[1]Docente/Universidade Católica do Salvador, Centro de Ecologia e Conservação Animal - ECOA/UCSal; [2]Conservation International do Brasil; [3] Laboratório Artrópodos Peçonhentos - Instituto Butantan.

Introdução

A importância de perturbações naturais na estruturação biológica de comunidades é amplamente reconhecida (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 (Denslow, 1980; Souza, 1984). Florestas tropicais não são homogêneas, variam bastante no tempo e espaço, formando mosaicos complexos de vegetação em diferentes estágios sucessionais. A origem deste mosaico pode estar nas perturbações que as florestas sofrem. A forma mais visível de perturbação em florestas é a formação de clareiras causadas pela queda de árvores velhas, ventanias ou outras causas naturais (Green, 1996; Richard, 1996). O ambiente de clareira difere bastante do ambiente de floresta madura (Chazdon & Fetcher, 1984; Levey, 1988), especialmente nas condições microclimáticas (Richard, 1996). Essas diferenças no microclima levam a alterações substanciais na estrutura e composição da vegetação de clareiras (Denslow, 1980; Levey, 1988). As diferenças ambientais entre clareira e floresta madura podem causar diferenças significativas nas comunidades de organismos que habitam estes dois tipos de ambientes (Thompson, 1980). Entretanto, existem poucos estudos avaliando a existência dessas diferenças; grande parte dos estudos foram focalizados sobre árvores (Denslow, 1980), espécies de bambu (Tabarelli & Mantovani, 2000) e aves (Levey, 1988). Nestes casos foram encontradas diferenças na estrutura e composição das comunidades viventes em clareiras e florestas maduras.

As aranhas formam um dos grupos mais diversos entre os animais, com cerca de 37.972 espécies descritas (Platnick, 2003), compreendendo uma significante porção da diversidade de artrópodes terrestres (Toti *et al.*, 2000). Devido à grande riqueza em espécies, ampla distribuição geográfica e sensibilidade a diversos fatores ambientais (temperatura, umidade, vento, intensidade luminosa, estrutura da vegetação e disponibilidade de alimento) (Wise, 1993; Foelix, 1996), as aranhas formam um grupo taxonômico adequado para avaliar se as diferenças ambientais entre clareiras e floresta madura são fortes o suficiente para determinar diferenças significativas nas comunidades de animais que vivem em florestas tropicais.

O objetivo deste trabalho foi comparar a riqueza, a composição, à distribuição em guildas e a sazonalidade das comunidades de aranhas encontradas em trechos de clareiras e de florestas maduras em um ambiente de Mata Atlântica no nordeste brasileiro.

Metodologia

O estudo foi realizado no Parque Estadual de Dois Irmãos (Recife, Pernambuco, Brasil), uma área de Floresta Atlântica de extrema importância biológica com 387,4 ha. Durante 6 meses (junho-novembro/2000), as comunidades de aranhas foram amostradas em 20 pontos mensalmente (10 de clareiras e 10 de floresta madura), aplicando-se dois métodos: armadilha de queda (AQ) e coleta manual diurna (CMD). Paralelamente foram analisados parâmetros ambientais: temperaturas (máxima e mínima), estrutura da serrapilheira e densidade de vegetação em diferentes alturas. A riqueza de espécies foi estimada utilizando o programa *EstimateS* 5.0.1 (Colwell, 1997). O índice *Jackknife* 1 foi o utilizado, pois, dentre os seis índices avaliados, apresentou a melhor performance. A análise estatística foi feita através do programa Biostat 2.0 (Ayres *et al.*, 2000). Para comparar os parâmetros ambientais das clareiras com o das florestas maduras, foi utilizado o teste U de *Mann-Whitney*. Para comparar as clareiras e as florestas maduras, no que diz respeito à distribuição das espécies e dos indivíduos entre as guildas, foi utilizado o teste não paramétrico de *Kolmogorov-Smirnov* (KS). Para avaliar os efeitos do ambiente (floresta x clareira) e da estação (seca x úmida) na riqueza em espécies, foi utilizado o teste de análise de variância (ANOVA) com dois fatores.

Resultados e Discussão

Foram coletadas 3.926 aranhas, sendo 1.996 indivíduos adultos distribuídos em 152 espécies. Em ambiente de clareira foram coletados 970 indivíduos, compondo 112 espécies, distribuídas em 29 famílias, na floresta madura 1026 indivíduos, representando 120 espécies, 31 famílias. Um total de 79 espécies ocorreu nas duas formações vegetais (*Sorensen*= 68%). A distribuição do número de espécies por família não diferiu entre clareira e floresta madura (KS, d= 0,0506, p>0,05). Também não houve diferença significativa entre as estações seca e úmida, tanto na floresta madura (KS, d=0,0881, p>0,05) como na clareira (KS, d=0,0509, p>0,05). Nos dois ambientes as famílias mais abundantes foram Araneidae (34.2%), Salticidae (11,8%) e Zodariidae (10,4%). Em relação ao número de espécies houve predominância das famílias Salticidae (21,7%), Araneidae (19%) e Theridiidae (8.6%). Em clareira, em relação ao número de espécies, Salticidae (25%), Araneidae (21,4%) e Tetragnathidae (7,1%) foram as mais frequentes Em relação à abundância a Araneidae (38,6%), seguida por Salticidae (12,4%) e Zodariidae (9,1%). Em ambiente de floresta, em relação ao número de espécies, Araneidae (21,7%), Salticidae (19,2%) e Theridiidae (9,2%) foram as mais frequentes. Em relação à abundância a Araneidae (30%) dos indivíduos, seguida por Tetragnathidae (11,7%) e Zodariidae (11,6%).

A riqueza em espécies nos dois métodos de amostragem (CMD) e (AQ) não apresentou diferença significativa em relação aos efeitos do ambiente (clareira vs. floresta madura), CMD (F=1.416, p=0.242) e AQ (F=2.917, p=0.096), da estação (seca vs. úmida) CMD (F=2.526, p=0.121) e AQ (F=0.609, p=0.440)ou da combinação (ambiente vs. estação), CMD (F=1.434, p=0.239) e AQ (F=0.322, p=0.574). Na estação seca, não houve diferença significativa entre clareira e floresta madura na distribuição das guildas, tanto quando se compara número de indivíduos (KS, d=0,0297; p>0,05) como número de espécies (KS, d=0,0455; p>0,05). O mesmo padrão foi encontrado para a estação úmida, tanto em relação ao número de indivíduos (KS, d=0,0607; p>0,05) quanto ao número de espécies (KS, d=0,0578; p>0,05).

Na avaliação dos parâmetros ambientais foram encontradas diferenças significativas entre clareira e floresta madura em relação à densidade da vegetação; no estrato herbáceo a densidade foi mais elevada em ambiente de clareira (U=23,483; p<0,001), no arbustivo o ambiente de floresta apresentou maior densidade (U= 6600,5; p<0,001), já no sub-arbustivo as diferenças não foram significativas (U=16,258; p>0,05). As diferenças na densidade de folhagem influenciam principalmente as espécies de aranhas de teia, pois estas têm sua distribuição intimamente associada à estrutura espacial do ambiente, pois requerem tipos específicos de estruturas para a fixação de suas teias (Huhta, 1971; Coyle, 1981; Toti et al., 2000). A espessura da serrapilheira foi mais elevada na floresta madura do que na clareira (U=1161,5; p<0,01) e o volume foi maior em ambiente de floresta (U=1136; p<0,01). Não houve diferença significativa entre as densidades das serrapilheiras nos dois ambientes (U=1521; p>0,05). Diferenças na estrutura da serrapilheira podem influenciar fortemente as comunidades de aranhas, principalmente as que vivem no solo (Huhta, 1971; Uetz, 1976; Höfer et al., 1996). A redução na espessura de serrapilheira pode reduzir a população de aranhas de teia irregular, pois diminui a abundância e a diversidade de espaços entre a matéria orgânica em decomposição, que são utilizados para fixação da sua teia, refúgio, e abrigo de presa (Huhta, 1971). A temperatura máxima foi mais elevada em ambiente de clareira (U=796; p<0,01), mas não houve diferença significativa na temperatura mínima (U=1097; p>0,05). A temperatura máxima foi mais elevada na estação seca, tanto para o ambiente de floresta (U=27, p<0,01) como para a clareira (U=89; p<0,01). Em contraste, a temperatura mínima não variou entre estações, tanto para floresta (U=203,5; p>0,05) como para clareira (U=202; p>0,05). Nos ambientes e estações com temperatura máxima significativamente mais alta, deveria haver uma redução no número de indivíduos e de espécies de aranhas, alterando consequentemente as características das comunidades. Diversos trabalhos demonstram que as aranhas são bastante sensíveis à elevação da temperatura máxima. Rypstra (1986) observou uma correlação significativa entre temperatura e densidade de aranhas ativas em duas florestas tropicais. Coyle (1981) demonstrou que em áreas desmatadas a elevação da temperatura e redução da umidade relativa do ar reduz significativamente a abundância e riqueza de aranhas que ocupam o estrato aéreo. Hodge (1987) demonstrou que a disposição das teias aéreas predispõe as aranhas tecedeiras à instabilidade climática e exposição à alta insolação. Em relação aos efeitos da temperatura sobre a comunidade de aranhas de solo, Huhta (1971) demonstrou que o desmatamento eleva consideravelmente a temperatura da superfície durante o dia, mas durante a noite e no inverno a eliminação de calor (sob a forma de radiação) é menor em ambiente de floresta; ele sugeriu que esta grande amplitude térmica reduz significativamente a abundância de espécies de aranhas pouco tolerantes à temperatura. Coyle (1981) observou que aranhas de solo ativas podem migrar durante os períodos mais inóspitos.

Apesar das diferenças ambientais encontradas entre a floresta madura e a clareira, nenhuma diferença significativa foi encontrada quando se compara a composição, a estrutura (distribuição das espécies e indivíduos nas guildas) e a sazonalidade das comunidades de aranhas. Este é um resultado inusitado e que contrasta com muitos estudos sobre comunidades de aranhas. Por exemplo, a similaridade de 68% encontrada entre as comunidades de aranhas da floresta madura e das clareiras é inesperadamente muito alta. Este valor é mais alto do que a similaridade encontrada, entre as comunidades de aranhas de duas áreas descampadas (30%; Toti *et al.*, 2000), entre as comunidades de diferentes microhabitats em um gradiente de altitude (20 - 50%; Uetz, 1976), entre comunidades de florestas adjacentes, mas com diferenças estruturais na serrapilheira (40,4%; Jocque, 1973), e entre floresta natural e desmatada (31,2 - 43.9%, Coyle, 1981).

Conclusão

A elevada similaridade entre as comunidades de aranhas da floresta madura e das clareiras no Parque de Dois Irmãos pode ser adequadamente explicada por uma hipótese sobre a história ecoló-

gica da área. A hipótese é baseada no fato de que as florestas do Parque de Dois Irmãos foram bastante modificadas ao longo do tempo, tanto pelo efeito do seu isolamento em relação a outros trechos de floresta, como pelos sucessivos ciclos de alterações antrópicas no interior da floresta, tais como a remoção de árvores de grande porte. Em conjunto, estes fatores geraram empobrecimento da biota original, com a substituição de espécies especialistas em floresta por espécies generalistas de borda e clareiras, cujas estratégias de vida são mais bem ajustadas aos tipos de impacto causados pela atividade humana. Assim, sugere-se que a araneofauna das florestas do Parque de Dois Irmãos é depauperada em espécies quando comparada com araneofaunas de trechos maiores e mais conservados de Floresta Atlântica. Como consequência, é possível predizer que a araneofauna dessa área é composta principalmente por espécies generalistas, típicas de ambientes alterados, e que foram capazes de sobreviver aos diversos tipos de modificações que afetaram a área nas últimas centenas de anos. A falta de resposta das comunidades de aranhas à dicotomia floresta madura x clareira, é justamente o que se pode esperar de uma araneofauna depauperada, pois as espécies especialistas de florestas que permitiriam identificar esta dicotomia foram extintas e substituídas por espécies de bordas e clareiras, que hoje dominam toda a floresta.

*Dissertação - Mestrado em Biologia Animal/Centro de Ciências Biológicas/UFPE. Apoio CNPq.

Referências Bibliográficas

AYRES, M., M. AYRES JR., D.L. AYRES, A.A. SANTOS. 2000. Bioestat 2.0. USP. São Paulo, Sp, Brasil.

CHAZDON, R.L. & N. FETCHER. 1984. Photosynthetic light environments in a lowland tropical rainforest in Costa Rica. Journal of Ecology, 72:553-564.

COLWELL, R.K. 1997. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 5. User's Guide and application published at: http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates.

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

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

FOELIX, R.F. 1996. Biology of Spiders. Oxford University Press, New York - Oxford - 2a ed.

GREEN P.T. 1996. Canopy gap in rain forest on Christmas Island, Indian Ocean: size distribution and methods of measurement. Journal of Tropical Ecology, 12:27-434.

HODGE, M.A. 1987. Factors influencing web site residence time of the orb weaving spider, *Micrathena gracilis*. Psyche, 94:363-371.

HÖFER, H., C. MARTIUS & L. BECK. 1996. The composition in Amazonian rain forest after experimental liter addition in small plots. Pedabiologic, 40:570-576.

HUHTA, V. 1971. Succession in the spider communities of the forest floor after clearcutting and prescribed burning. Annales Zoologici Fennice, 8:483-542.

JOCQUE, R. 1973.The spider fauna of adjacent woodland areas with different humus types. Biological Jaarboek, 41:153-179

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

PLATNICK, N. I. 2003. The World Spider Catalog, version 3.0 (online) – Disponível em: http:/research.amnh.org/entomology/spiders/catalog 81-87/COUNTS.htm. Acesso: 16/06/2003.

RICHARD, P.W. 1996. The tropical rain forest. Cambridge University Press London.

RYPSTRA, A.L. 1986. Web spiders in temperate and tropical Forest: relative abundance and environmental correlates. American Midland Naturalist, 115:42-51.

SOUZA W.P. 1984. The role disturbance in natural communities. An. Rev. of Eco.and Syst., 15:353-391.

TABARELLI, M. & W. Mantovani, 2000. Gap-phase regeneration in a tropical montane forest: the effects of gap structure and bamboo species. Plant Ecology, 148:149-155.

THOMPSON, J.N. 1980. Treefalls and colonization patterns of temperate forest herbs. American Midland Naturalist, 104:176-184.

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

UETZ, G.W. 1976. Gradient analyses of spiders communities in a streamside forest. Oecologia, 22:373-385.

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

Levantamento da Ornitofauna da Fazenda Acauã, Município de Riachuelo, Rio Grande do Norte- Brasil.

Marcelo da Silva[1] & Ivelise Corsino da Costa[2].
[1]Estagiário IBAMA/GEREX-RN
(marcelzoobio@bol.com.br),[2]Coordenadora Núcleo de Fauna IBAMA-RN.

1. Introdução

A movimentação de seres vivos pela ação do homem, deliberada ou acidental, tem sido a fonte mais importante de alterações na distribuição natural das espécies desde o Pleistoceno. A prática de solturas em áreas silvestres provoca mais danos que benefícios, tanto do ponto de vista genético quanto demográfico. Mas atualmente, com a grande devastação que os ecossistemas estão sofrendo, essa medida torna-se necessária no caso de algumas espécies que estão ameaçadas de extinção ou cujas as populações estão em declínio. As translocações de animais silvestres carecem de ser bem planejadas.

Antes de dar continuidade a este trabalho, é preciso definir alguns termos, como por exemplo, translocação, introdução, reintrodução e repovoamento. A translocação é a captura e transferência de animais silvestres, de uma parte de sua distribuição natural para outra, com curto período de contenção. A introdução é a soltura de uma espécie(s) em uma área, onde a mesma não ocorria. Já a reintrodução é a soltura de espécie(s) em um local onde ela ocorria originalmente, mas que por ação antrópica ou natural foi extinta na área. E o repovoamento é a soltura de animais em áreas naturais de ocorrência da espécie, onde ocorreu o declínio na população por ação antrópica ou natural.

São muitos os riscos que as populações silvestres sofrem com essa tranlocações, se não forem bem planejadas. Animais reintroduzidos na natureza sem ocorrer naquela área podem provocar desequilíbrios, podem tornar-se praga, competir por recursos alimentares com espécies nativas, provocar o rompimento da ecologia social. Uma das maiores causas de perda de biodiversidade global é a introdução de espécies exóticas. Os animais mantidos em cativeiro comumente são acometidos de algumas doenças parasitárias, que facilmente podem disseminar-se nas populações selvagens, quando as a mesmas forem soltas.

Os CETAS recebem com grande freqüência animais oriundos de apreensões, e tem que dar destino a esses animais. A IUCN propõe que estes animais não sejam soltos, a não ser que isso seja de grande importância para a conservação, como no caso de espécies ameaçadas de extinção. E aconselha que os mesmos sejam enviados para instituições científicas, zoológicos (aquários) ou

criadouros comerciais, e falam até mesmo em doações para pessoas físicas. Mas a demanda de animais é muito grande.

Este trabalho objetiva proceder um Levantamento da Avifauna da Fazenda Acauã e suas condições como local de soltura, bem como as possíveis introduções realizadas na área.

2. Descrição da Área e Metodologia

O presente estudo foi realizado na Fazenda Acauã, no município de Riachuelo. Este está localizado na micro-região do Agreste Potiguar, nas seguintes coordenadas geográficas: latitude 05°48'54" sul e longitude 35°49'30" oeste e fica a 79 Km da capital.

A Fazenda Acauã é uma área destinada pelo IBAMA/RN como área de soltura de animais. A fazenda tem 432,4 ha sendo que, 350 ha são preservados (original). Temos nessa área a Serra dos Macacos, que tem aproximadamente 50 ha cortando a fazenda, com predomínio de vegetação arbórea.

O clima é do tipo semi-árido, apresentando precipitação pluviométrica anual média de 600 mm. O período chuvoso vai de março a abril, com temperatura anual média igual a 27,2°C e umidade relativa média anual de 70%. Temos na área a vegetação de Caatinga, bem heterogênea e apresentando grande número de espécies arbóreo-arbustivas, entre as quais destacam-se: *Tabebuia sp., Piptadenia macrocarpa, Amburana cearensis, Astronium urundeuva, Cavanillesia arborea, Bursera leptophloeos, Bumelia sartorum, Schinopsis brasiliensis, Schinus sp., Licania rigida, Caesalpinia pyramidalis, Caesalpinia ferrea, Capparis cynophallophora, Croton sincorensis, Mimosa hostilis,* Cactáceas, Bromeliáceas, etc.

O estudo foi dividido em duas fases: a de análise da documentação presente no IBAMA e o estudo de campo. Nesse último, foram realizadas observações com o auxílio de binóculo pentax (7x50). Para identificação das espécies utilizamos guias especializados, entrevistas com os moradores e identificação através das vocalizações.

O período de realização do estudo foi 06/03, 18/04, 09/05 e 26 a 29 de julho de 2002. Os horários de observação foram divididos em dois: o primeiro das 05:30h às 10:00h e o segundo, à tarde. Nesses dias e horários estabelecidos, foram percorridas trilhas. Durante o percurso, demos ênfase aos dados qualitativos.

3. Discussão e Resultados

Foram registradas para a Fazenda Acauã 108 espécies de aves, agrupados em 30 famílias, sendo que destas, 09 são novos registros para a avifauna Potiguar. São elas: *Chrysolampis mosquitus, Myrmorchilus strigilatus, Formicivora grisea, Hylophilus poicilophilus, Agelaius thilius, Conirostrum speciosum, Dacnis cayana, Schistochlamys ruficapillus* e *Nemosia pileata*. Sendo que *Agelaius thilius e Schistochlamys ruficapillus* foram soltos na área pelo IBAMA e estes não são citados na literatura disponível sobre a fauna do Rio Grande do Norte. Temos também, *Dacnis cayana*, espécie observada no Parque da Dunas do Natal. As famílias com o maior número de representantes, foram respectivamente: Emberizidae (32), Tyrannidae (11), Columbidae (07), Trochilidae (05), Tinamidae (04), Accipitridae (04), Furnariidae (04), Falconidae (03), Cuculidae (03), Strigidae (03), Formicariidae (03), Turdidae (03), e as outras famílias, que têm de 1-2 representantes. Das aves arroladas, 45 espécies são soltas na área e 63 não; e das 45, 84,4% são comuns em área de caatinga e 15,6% ou foram introduzidas ou reintroduzidas ou soltas fora de sua distribuição geográfica ou do seu habitat ou bioma.

Desde o período de 1999 a 2002, o IBAMA-RN vem realizando soltura na área. O número de aves soltas inicialmente era pequeno, mas a cada ano foi aumentando. No ano de 1999, foram soltas 43 espécimes e depois, 75, 476 e 630, que representam, respectivamente, os anos de 2000, 2001 e 2002, totalizando nos quatro anos de soltura, 1.224 espécimes. Das aves soltas, 92% são representes da família Emberizidae, que são aves que, devido seu canto e beleza, são muito perseguidos pelo tráfico e comércio de aves silvestres. Os outros 8% correspondem aos representantes das Famílias Psitacidae, Columbidae, Accipitridae, Rallidae, Turdidae e Corvidae. Quanto à quantidade de espécies da família Emberizidae podemos observar que a espécie com o maior número de representantes foi o *Sporophila albugularis* (348) espécimes, seguida *Paroaria dominicana* (137), *Sicalis* (131), *Passerina brissoni* (79), *Sporophila lineola* (69), *Thraupis* (54), *Agelaius ruficapillus* (45), *Euphonia* (43), as demais espécies apresentam entre 1-33 representantes por espécie.

Também foram soltas na Fazenda Acauã duas espécies ameaçadas de extinção que são *Curaeus forbesi* e *Carduelis yarrellii*. Não temos dados que comprovem a ocorrência das duas espécies para a fazenda, mas sabe-se que ambas ocorrem no Rio Grande do Norte, embora não se tenham dados precisos sobre a distribuição geográfica dessas duas espécies no estado. A primeira espécie tem registro para a área litorânea do estado, como os municípios de Ceará-mirim e Extremoz, e também em área do bioma Caatinga.

Observou-se através da análise das fichas de soltura que espécies exóticas foram soltas na fazenda. Podemos citar o caso os seguintes casos soltas em áreas silvestres (canário Belga e bico-de-lacre), os mesmos não foram observados durante o trabalho de campo, o mesmo aconteceu com *S. colombiana, A. thilius, A. ruficapillus, S. ruficapillus, E. violacea, C. forbesi* e *C. yarrellii*. Falta de conhecimento taxonômico dos grupos, isso foi bem exemplificado no caso dos canários. Estes eram soltos como canário-da-terra (*S. flaveola*), mas tínhamos também, *S. colombiana* e *S. luteola*. E também no caso do *A. thilius* e *S. ruficapillus.* Para as espécies citadas, duas não possuem registro para o Rio Grande do Norte, o que caracterizaria uma introdução de espécies que não apresentam distribuição para áreas de caatinga. É possível que a segunda espécie ocorra no Rio Grande do Norte, mas em áreas de campos ou tabuleiro litorâneo. Essa espécie tem uma boa freqüência de capturas realizadas pela fiscalização IBAMA. Temos também o gaturamo (*E. violacea)* que é confundido com *E. chlorotica* e é solto na Acauã. A primeira espécie ocorre em áreas de Mata Atlântica. Sabemos que a segunda ocorre em área de caatinga, mas a primeira não. Observamos esta espécie no Parque da Dunas, onde encontramos estes animais alimentando-se com frutos da erva-de-passarinho.

A Fazenda Acauã ainda se encontra em bom estado de preservação, exceto pela criação de gado, que pode prejudicar a reprodução de animais que nidificam na serrapilheira ou em arbustos. A caça é proibida e o proprietário impõe uma certa rigidez quanto à realização desta prática em sua propriedade. Ainda encontramos uma boa parcela de caatinga arbórea-arbustiva e arbórea na área, sendo que a única que o gado não tem acesso é a da Serra dos Macacos. Devido a dificuldade de acesso a essa área, a mesma é quase intocada. Temos ainda o campo sujo, que apresenta uma grande quantidade de gramíneas na época das chuvas, sendo um importante local para alimentação das aves granívoras. Existe também um pequeno açude, onde os animais podem beber água, mas não é propício para soltura de aves aquáticas. Quanto ao solo, temos alguns locais onde o mesmo já se encontra erodido, embora em pequenas proporções.

4. Conclusões

Através da análise das fichas de solturas, foi possível constatar várias translocações indevidas. É necessário um melhor planejamento das solturas, devendo-se levar em consideração a distribuição geográfica da espécie e os ecossistemas que habitam, disponibilidade de alimento da área de soltura, as condições de saúde dos animais. Também é necessária a classificação das espécies, a nível específico, para isso, indica-se que se procurem especialistas.

Também é necessária a criação de novas áreas de soltura no Estado, mas antes deve-se fazer inventário de fauna e flora e avaliar a capacidade de suporte da área em questão, bem como a viabilidade de soltura de algumas espécies. Sugerimos ainda que os aves capturadas pelo IBAMA, que não ocorram no estado sejam enviadas para seus estado de origem, zoológico, instituição cientifica,

etc. Propomos ainda que as aves devem ser anilhadas e acompanhadas por profissionais habilitados, pois só assim é que podemos avaliar o nível de sucesso das translocações e os impactos causados pelas mesmas.

5. Referências Bibliográficas

1. IUCN (2000). Diretrizes da IUCN para a prevenção dos danos causados a Biodiversidade através de espécies exóticas invasoras. In: 51º Encontro do Conselho da IUCN, Gland – Suíça.

2. IUCN (2000). Diretrizes da IUCN sobre a disposição de animais confiscados. In: 51º Encontro do Conselho da IUCN, Gland – Suíça.

3. IUCN. (1995). Diretrizes para a Reintrodução. Grupo Especialistas em Reintrodução. In: 41º Reunião do Conselho da IUCN, Gland – Suíça.

4. RIZZINI, C. T. 1979. Tratado de Fitogeografia do Brasil. Hucitec, São Paulo. v. 2, p. 515-530.

5. CRAWSHAM JUNIOR, Peter G. et al. (1992). Grupo de trabalho "destino dos animais". Recomendações gerais para problemas envolvendo translocações, reintroduções e solturas de animais silvestres. Brasília:IBAMA: maio.

6. SICK, Helmut. (1997). Ornitologia Brasileira. Brasília: Ed. Nova Fronteira, 862 p.

7. NASCIMENTO, João Luiz Xavier.(2000). Estudo comparativo da avifauna em duas Estações Ecológicas da Caatinga: Aiuaba e Seridó. Melopsittacus 3:12-35.

8. VARELA-FREIRE, Adalberto Antônio (1999). Lista atualizada das aves do estado do Rio Grande do Norte. NATAL: Ed. IDEMA, p. 20.

9. WANJTAL, Anita; SILVEIRA, Luís Fábio (2000). A Soltura de Aves Contribui para a sua Conservação. Atualidades Ornitológicas.

10. SILVA, M.; LIMA, L. S. & ROCHA-NETO, M. (2002).Levantamento e Análise ecológica da Avifauna do povoado de Sítio, Ceará-Mirim-RN. In: X Congresso Brasileiro de Ornitologia e VIII Encontro Nacional de Anilhadores de Aves. Fortaleza – CE, 03 a 08 de novembro.

Potencial mutagênico de *Tradescantia pallida* como planta bioindicadora de poluição aérea na cidade de São Paulo.

Márcia Dias da Silva [a], Marisa Domingos [b], Wellington B. Delliti [c]
[a]Faculdade de tecnologia Ambiental SENAI (márcia.dias@ig.),
[b]Instituto de Botânica SP, [c]Departamento de Ecologia , IB-USP

1.Introdução

Nas últimas décadas, a constante emissão de substâncias poluentes no ar tem provocado um decréscimo da qualidade de vida da população e uma degradação dos materiais e componentes bióticos do sistema, caracterizando-se como um grave problema da atualidade, principalmente nos grandes centros urbanos, onde ocorre a maior parte das emissões. O nível de poluição aérea pode ser medido por métodos químicos e físicos, mas os efeitos dos poluentes sobre os seres vivos somente podem ser plenamente delimitados através de análise de reações aos poluentes mostradas por organismos, chamados de bioindicadores. Estes, podem ser definidos como organismos ou conjunto de organismos que reagem a perturbações ambientais através de alterações nas suas funções vitais ou composição química, podendo ser usados para a avaliação da extensão das mudanças em seu ambiente. Os bioindicadores são úteis para monitoramento da entrada de poluentes em um ecossistema e para avaliar os riscos para a saúde do homem, animais e plantas. Mas o conhecimento dos efeitos da poluição aérea sobre as plantas e o uso de plantas bioindicadoras para o monitoramento da qualidade do ar continuam muito limitados aos países, existindo apenas iniciativas isoladas em alguns países. O biomonitoramento da qualidade do ar utilizando plantas pode ser realizado de duas formas: a) biomonitoramento passivo - realizado com bioindicadores que ocorrem naturalmente no local a ser monitorado, como áreas verdes, unidades de conservação, fragmentos florestais e centros urbanos; o bioindicador pode ser representado por um indivíduo, uma população, uma comunidade, um ecossistema ou uma paisagem como um todo. b) biomonitoramento passivo - método muito utilizado, onde plantas que possuem reconhecidas características bioindicadoras são levadas aos locais que se deseja monitorar, lá permanecendo por tempo pré-estabelecido, sendo suas reações posteriormente analisadas. Dentro dessa categoria de bioindicador enquadra-se a planta que sofre alterações mutagênicas em presença de poluentes do ar, como exemplos dessa categoria, estão os vários clones de híbridos de *Tradescantia* e a cultivar *Tradescantia pallida* "Purpúrea". A utilização de plantas como bioindicadoras da qualidade do ar apresenta várias vantagens como menor custo, fácil cultivo e manutenção, podem ser utilizadas tanto indoor quanto outdoor, permitem avaliação fidedigna de poluentes genéricos como de poluentes específicos e reagem continuamente e de maneira integrada à presença de poluentes no ar e outros fatores ambientais.

A presente proposta está inserida dentro do projeto integrado "Plantas como bioindicadoras da qualidade do ar e suas aplicações para a saúde pública", que vem sendo desenvolvido pelo Instituto de Botânica e Faculdade de Medicina/USP com o objetivo de encontrar reações específicas mostradas por plantas bioindicadoras, que possam indicar claramente os níveis de contaminação atmosférica urbana. Pretende-se, em última análise, desenvolver estratégias de baixo custo para biomonitoramento ambiental e para a capacitação de recursos humanos voltados à toxicologia ambiental.

2. Método

Entre vinte a cinqüenta amostras de inflorescências de *T. pallida* "Purpúrea" vêm sendo coletadas mensalmente em canteiros, praças e jardins da cidade de São Paulo, desde agosto de 2002 e serão coletadas ao longo de um ano, em locais da cidade atingidos por diferentes tipos e níveis de poluentes aéreos. Foram escolhidos sete pontos, baseando-se nos seguintes critérios: (a) proximidade de estações de monitoramento da qualidade do ar da rede telemétrica gerenciada pela CETESB, (b) existência das plantas de *Tradescantia pallida* nas proximidades e, (c) possibilidade de coleta das inflorescências dessas plantas. Os pontos são: 1) Centro- Praça da Republica, 2) Mooca- Praça Alexandre Fleming, 3) Bela Vista- Av. 23 de Maio, em frente ao Arco dos Sicilianos, 4) Ibirapuera- Dentro do parque, próximo a marquise, 5) Congonhas- Av. Rubem Berta, altura do aeroporto, 6) Cambuci- Av. Nazaré, em frente ao convento da ordem de Madre Paulina, 7) Cerqueira César- Av. Dr. Arnaldo no jardim da Faculdade de Medicina, USP.

Após coleta as inflorescências são imediatamente fixadas em solução de ácido acético-etanol 70% (1:3), por 24 horas, sendo, a seguir, armazenadas em etanol 70%, para posteriores contagens de micronúcleos em células mães de grãos de pólen na fase tétrades, as quais são encontradas nos botões jovens das inflorescências. A contagem é realizada sob microscópio com lente de 400x, num grupo aleatório de 300 tétrades por lâmina. A freqüência de micronúcleos será expressa na forma de porcentagem (número de micronúcleos em 100 tétrades). Os níveis diários de poluentes gasosos e particulados no ar registrados ao longo do ano de estudo estão sendo obtidos nas estações de monitoramento da qualidade do ar da CETESB, instaladas nos locais de amostragem. Dados diários de temperatura, umidade do ar e precipitação são obtidos junto às estações meteorológicas existentes na cidade de São Paulo. Esses dados estão sendo comparados aos dados obtidos das analises dos micronúcleos de *T. pallida* para determinação do grau de interferência dos fatores ambientais sobre o aparecimento de células mutagênicas nas plantas.

3. Resultados

Os resultados encontrados até o momento têm indicado a presença de um número maior de células mutagênicas de *T. pallida* nos pontos de coleta mais próximos de áreas de trafego intenso como a avenida 23 de maio, a avenida Rubem Berta e avenida Nazaré, sendo perceptível um aumento na quantidade de micronúcleos nos meses de agosto de 2002 e maio e junho de 2003 em relação aos outros meses, indicando que a planta estudada está respondendo não somente a uma maior concentração dos poluentes como às variações ambientais sazonais, caracterizadas, na região sudeste, como época de chuvas (verão), quando a poluição aérea tende a diminuir pela lavagem constante do ar pela chuva, e a época de seca (inverno), quando os poluentes tendem a se concentrar por não haver chuvas constantes e pelo efeito da inversão térmica comum a cidade de São Paulo nessa época do ano, devido a sua conformação geográfica . Embora esteja protegido do tráfego intenso da avenida Dr. Arnaldo o ponto de coleta no jardim da faculdade de medicina da USP, também tem apresentado grande número de micronúcleos. Esse fato já foi observado em outro estudo que utilizou tabaco como bioindicador de ozônio, onde foram observados maior quantidade de danos em folhas da planta estudada em uma área de parque, escolhida como o ponto menos afetado por poluentes aéreos. A mesma hipótese pode explicar a grande quantidade de micronúcleos encontrados no ponto do jardim da faculdade de medicina, a presença, em maior concentração, de um poluente específico, o ozônio. Esse poluente troposférico forma-se a partir de outros poluentes (caracterizando-se como poluente secundário), que possuem em sua estrutura o oxigênio e sofrem reações fotoquímicas dando origem ao ozônio. Esse, por sua vez, pode ser carreado para lugares relativamente "limpos" e permanecer por mais tempo sob a forma de ozônio, já que não encontra agentes que o degradem, causando, dessa forma, os efeitos deletérios observados sobre as plantas de *Tradescantia pallida*. Os estudos em andamento poderão confirmar essa hipótese ou fornecer dados para uma nova interpretação.

4. Bibliografia

ARNDT, U.; SCHWEIZER, B. (1991): The Use of Bioindicators for Environmental Monitoring in Tropical and Subtropical Coutries. In: Ellenberg, H. (ed): Biological Monitoring - Signals from the Environment. Braunschweig:Vieweg. 318p.

BATALHA, J.R.F.; GUIMARÃES, E.T.; LOBO, D.J.A.; LICHTENFELS, A.J.F.C.; DEUR, T.; CARVALHO, H.A.; ALVES, E.S.; DOMINGOS, M.; RODRIGUES, G.S.; SALDIVA, P.H.N.(1999).: Exploring the clatogenic effects of air pollutants in São Paulo (Brazil) using Tradescantia micronuclei assay. Mutation Res., v. 426, p.229-32.

GUIMARÃES E.T., DOMINGOS M., ALVES E.S., CALDINI Jr. N, LOBO D.J.A, LICHTENFELS A.J.F.C. & SALDIVA P.H.N. (2000). Detection of the genotoxicity of air pollutants in and around the city of São Paulo (Brazil) with the *Tradescantia*-micronucleus (Trad. MCN) assay. Environmental and Experimental Botany 44: 1-8.

KLUMPP, A, DOMINGOS, M., KLUMPP, G (1996 a): Assessment of the Vegetation Risk by Fluoride Emissions from Fertiliser Industries at Cubatão, Brasil. In: The science of Total Environment 219 - 228.

MA, T.H.; CABRERA, G.L.; CHEN, R.; GILL, B.S.; SANDHU, S.S; VANDERBERG, A.L.; SALOMONE, M.F. (1994): Tradescantia micronucleus bioenssay. Mutation Res., v. 310, p. 221- 30.

SILVA, M.D. (1998). Monitoramento da qualidade do ar na região do grande ABC - SP., através do uso de plantas bioindicadoras de poluição. Dissertação de Mestrado – Instituto de Biologia - USP, 75p.

STEUBING, L., BIER, J. and DEBUS, R. (1991): Bioindicators for monitoring of atmospheric pollutants in Asian countries. In: Ellenberg, H. (ed), Biological monitoring – Signal from the Environment, Braunschweig: Vieweg, pp. 261-298.

Estudo comparativo entre assembléias de drosofilídeos em diferentes ecossistemas no Estado de Santa Catarina

Marco S. Gottschalk[1], Jonas S. Döge[2], Luís Eduardo M. Bizzo[2], Sabrina C. F. Oliveira[2], Hermes J. Schmitz[2], Daniela C. De Toni[2]; Paulo R. P. Hofmann[2]

[1] Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal – Instituto de Biociências

Universidade Federal do Rio Grande do Sul

[2] Departamento de Biologia Celular, Embriologia e Genética – Centro de Ciências Biológicas

Universidade Federal de Santa Catarina (luisbizzo@pop.com.br)

1. Introdução

O território brasileiro apresenta uma diversidade ímpar de ambientes, dispostos em vários domínios. A Mata Atlântica é um destes domínios, apresentando uma grande biodiversidade e alta taxa de endemismo, do qual restam menos de 9% de sua formação original (www.ambiente.sp.gov.br/ppma/ppma.htm). É constituída de várias formações, dentre as quais estão a Mata Atlântica *sensu sricto*, as restingas e os manguezais.

A Mata Atlântica *sensu stricto*, ou Floresta Ombrófila Densa, possui como elementos dominantes árvores dispostas em estratos, com subosque escuro, mal ventilado e úmido. De maneira geral, sua composição florística apresenta características próprias e bastante uniformes ao longo de todo o litoral brasileiro (Klein, 1978).

A restinga compreende diversos tipos de vegetação que ocupam todo o litoral arenoso do Brasil. Este ecossistema, por ser muito recente, apresenta-se como uma área de extensão de espécies animais e vegetais que são características de outros ecossistemas adjacentes (Falkenberg, 1999).

O manguezal é um tipo de floresta restrita a solos lodosos e salinos, localizado na faixa entre-marés de litorais tropicais (Lacerda, 1984). Apresenta uma baixa diversidade de espécies vegetais, adaptadas às condições impostas pelo regime de marés.

A exploração madeireira, a atividade agropecuária e a ocupação urbana têm levado a uma grande devastação destes ambientes (Fundação S.O.S. Mata Atlântica, 1993). Esta destruição vem provocando grandes alterações na estrutura original das comunidades, com sérias conseqüências sobre a biodiversidade local.

A caracterização das comunidades nos diversos ambientes torna possível relacionar sua estrutura a fatores bióticos e abióticos e servir de base para estabelecer o estado de preservação ambiental. Assim, a utilização de espécies bioindicadoras, como algumas moscas da família Drosophilidae, assume um importante papel.

O presente estudo buscou descrever e comparar as assembléias de drosofilídeos nos ambientes Mata Atlântica *sensu stricto*, manguezal, restinga e urbano.

2. Material e Métodos

Para a apreensão dos drosofilídeos, foram utilizadas, em cada ponto de coleta, cinqüenta armadilhas confeccionadas segundo Tidon & Sene (1988), nas quais foram distribuídos cinco quilos de banana fermentada. As armadilhas foram presas, a cerca de 1,5 m de altura, permanecendo no local durante um período de 3 dias. As coletas foram realizadas entre os dias 7 de outubro e 22 de novembro de 2002.

Foram utilizados oito pontos de coleta no Estado de Santa Catarina, descritos a seguir.

MA1 – Área de Floresta Ombrófila Densa, com alto grau de preservação e baixa influência antrópica. Apresenta estratificação

vegetal, umidade e sombreamento típicos deste tipo de floresta. Sua localização coincide com o extremo sul da Serra do Mar.

MA2 – Ponto localizado em uma Unidade de Conservação da Mata Atlântica, sofrendo baixa influência humana, embora próximo a uma grande rodovia. Também apresenta as características da Floresta Ombrófila Densa.

MA3 – Área de Floresta Ombrófila Densa, com baixa influência antrópica, situada na porção meridional da mesma cadeia de morros que o ponto anterior, também apresentando as características típicas de tal tipo de floresta.

RES – Área caracterizada por dunas e vegetação de restinga, com manchas de porte arbóreo, sendo estas locais mais úmidos e sombreados. Uma dessas manchas, situada nas imediações de uma área urbanizada, foi escolhida como ponto de coleta.

MNG – Fragmento de manguezal localizado em meio a um centro urbano, caracterizado por um bosque úmido, sujeito à ação das marés e composto, quase que exclusivamente, pelo componente arbóreo.

CAP – Ponto caracterizado por uma capoeira, um dos estágios intermediários de regeneração da Mata Atlântica. A área apresenta moderada urbanização, havendo algumas habitações no local e espécies vegetais cultivadas.

CD1 – Bosque cultivado, em região de média urbanização, constituído de espécies nativas e exóticas, com árvores e arbustos que proporcionam um pequeno sombreamento, não apresentando a estratificação característica da Mata Atlântica.

CD2 – Jardim constituído predominantemente de espécies exóticas, em uma instalação em meio a um centro urbano.

As assembléias de drosofilídeos foram caracterizadas e comparadas através do número de espécies (S), da abundância relativa das espécies amostradas (*pi*) e do índice de diversidade de espécies (H') de Shannon e Weaver, modificado por Hutcheson (1970).

3. Resultados e Discussão

Foram analisados 39.484 indivíduos, distribuídos em 55 espécies da família Drosophilidae, sendo que 51 pertencem ao gênero *Drosophila*, duas ao gênero *Zygothrica* e os gêneros *Scaptodrosophila* e *Zaprionus* foram representados por uma única espécie. Das 51 espécies de *Drosophila*, 46 são nativas da região Neotropical, sendo duas delas (*D. hydei* e *D. repleta*) cosmopolitas, enquanto as demais cinco são exóticas. A família Curtonotidae, muito relacionada aos drosofilídeos, foi representada por uma espécie do gênero *Curtonotum*.

Em relação ao número de indivíduos analisados (N), o ponto com maior valor foi CD2 (N = 16.739), seguido por CD1 (7.689), MNG (4.721), MA3 (4.703), CAP (3.807), MA1 (809), RES (568) e MA2 (448). De um modo geral, o número de indivíduos analisado foi mais alto nos pontos de maior urbanização, devido à grande abundância das espécies cosmopolitas neles presentes.

O ponto com maior número de espécies (S) foi CD2 (S = 32), seguido por CAP (30), CD1 (27), MA2 (23), MA1 (20), MNG (18), MA3 (17) e RES (16). Os maiores valores foram observados nos pontos com maior grau de degradação ambiental (CD2, CAP e CD1). Estes resultados contrariam o que foi observado por Castro & Valente (2001), em estudos na cidade de Porto Alegre, RS.

As espécies do subgrupo *willistoni* de *Drosophila* foram dominantes na mata (*pi* = 0,24 em MA1; 0,37 em MA2 e 0,74 em MA3), juntamente com os grupos *saltans* e *tripunctata* (em MA1, *pi* = 0,27 e 0,21, respectivamente) e com *D. polymorpha* (em MA2 e MA3, *pi* = 0,30 e 0,15, respectivamente). As espécies *D. sturtevanti* e *D. paraguayensis* foram as mais abundantes dos grupos *saltans* e *tripunctata*, respectivamente.

Em CAP, a espécie dominante foi *Zaprionus indianus* (*pi* = 0,47), seguida pelo subgrupo *willistoni* (*pi* = 0,26) e por *D. simulans* (*pi* = 0,10). No ambiente urbano, *Z. indianus* continuou dominando (em CD1, *pi* = 0,64 e em CD2, *pi* = 0,50), mas agora seguida por *D. simulans* (CD1, *pi* = 0,20 e CD2, *pi* = 0,23).

Em RES, a dominância de *D. simulans* é pronunciada (*pi* = 0,47), seguida pelo subgrupo *willistoni* (*pi* = 0,13) e *Z. indianus* (*pi* = 0,10).

Finalmente em MNG, uma espécie não determinada de *Curtonotum* foi a mais abundante na assembléia (*pi* = 0,48), seguida por *D. mediostriata* (*pi* = 0,29) e *D. simulans* (*pi* = 0,12).

Segundo Saavedra *et al.* (1995), as espécies do subgrupo *willistoni* podem comportar-se como indicadoras de matas preservadas. No presente estudo, porém, estas espécies foram bem representadas também em RES e CAP, ambientes com forte ação antrópica. Em relação à restinga, este fato poderia ser explicado pela grande influência exercida pela Mata Atlântica sobre ela (Falkenberg, 1999), fato que também poderia estar ocorrendo em relação à capoeira, já que este ambiente é um dos estágios de regeneração da Mata Atlântica.

As espécies *Z. indianus* e *D. simulans* são exóticas e invasoras. A primeira foi registrada em todos os pontos de coleta estudados, com maior abundância naqueles mais urbanizados. Tal tendência também foi encontrada por Castro & Valente (2001). Desta forma, a coleta de *Z. indianus* em grande abundância pode indicar um maior grau de alteração ambiental.

Já *D. simulans* é amplamente distribuída nos ambientes naturais brasileiros (Dobzhansky & Pavan, 1950), porém, no presente estudo, foi pouco abundante nas coletas de mata, fato também observado por De Toni e Hofmann (1995). Saavedra *et al.* (1995) sugeriram que esta espécie, quando coletada em alta abundância, também pode ser considerada indicadora de alteração na mata.

A associação de espécies do gênero *Curtonotum* com gramíneas presentes em locais alagados pode explicar parcialmente a grande abundância destas no mangue, mas pouco se sabe de sua biologia ou preferências alimentares (Borror *et al.*, 1992). Esta falta de conhecimento também se aplica a *D. mediostriata*, não havendo ainda, portanto, uma explicação para sua alta freqüência no manguezal.

O maior valor calculado para o índice de diversidade (H') foi em MA1 (H' = 1,84), seguido por RES (1,67), MA2 (1,62), CAP (1,57), CD2 (1,53), MNG (1,36), CD1 (1,18) e MA3 (0,84). Chama a atenção as diferenças entre os valores obtidos em MA1 e MA2, mais elevados, quando comparados com MA3, onde houve um decréscimo deste índice, ocasionado pela dominância do subgrupo *willistoni*. Este último valor é similar aos encontrados por De Toni (2002) em coletas realizadas neste mesmo local.

Os altos valores do H' em RES e CAP estão relacionados à grande abundância de pelo menos três espécies (*D. simulans*, *Z. indianus* e subgrupo *willistoni*), enquanto que em CD2, somente duas espécies apresentaram *pi* > 0,10 (*Z. indianus* e *D. simulans*). Em CD1, a estrutura da assembléia mostrou-se muito similar à encontrada em CD2, havendo, no entanto, uma diminuição no valor de H' devido ao aumento da abundância de *Z. indianus*, além de uma leve redução no S. Os valores de H' em CAP, CD1 e CD2 foram semelhantes àqueles encontrados por Gottschalk (2002) nestes mesmos pontos.

O cálculo do H' para manguezal é inédito no Brasil. Apesar de também apresentar três espécies com *pi* > 0,10, seu valor não foi tão alto quanto aos obtidos em RES e CAP, devido ao fato de que RES apresentou um N bastante baixo, o que proporcionou um aumento no valor das *pi* das espécies mais raras, e que CAP possui um maior número de espécies.

4. Conclusões

Os resultados obtidos reforçam a idéia de que, conhecendo a estrutura de uma assembléia de drosofilídeos, é possível estabelecer o grau de integridade do ambiente do qual ela faz parte.

5. Referências bibliográficas

Borror, D. J.; Triplehorn, C. A.; Johnson, N. F. (1992). *Study of insects*. 6ª ed. Harcourt-Brace College Publishers, London, England, 875 p.

Brower, E. J.; Zar, H. J. (1984). *Field and laboratory methods for general ecology*. 2nd edition. Wm. C. Brown (Publishers), Iowa, USA, 226 p.

Castro, F. L.; Valente, V. L. S. (2001). *Zaprionus indianus* is invading Drosophilid communities in the southern Brazilian city of Porto Alegre. *Drosophila Information Service,* 84: 15 – 17.

De Toni, D. C. (2002). *Estudo da variabilidade genética e ecológica de comunidades de Drosophila em regiões de Mata Atlântica de ilhas e do continente de Santa Catarina.* Tese de Doutorado, UFRGS, Porto Alegre, Brasil, 163 p.

De Toni, D. C.; Hofmann, P. R. P. (1995). Preliminary taxonomic survey of the genus *Drosophila* (Diptera, Drosophilidae) at Morro da Lagoa da Conceição; Santa Catarina; Brazil. *Revista Brasileira de Biologia,* 55 (3): 347 – 350.

Dobzhansky, T. H.; Pavan, C. (1950). Local and seasonal variation in frequencies of species of *Drosophila* in Brazil. *The Journal of Animal Ecology,* 19: 1 – 14.

Falkenberg, D. B. (1999). Aspectos da flora e da vegetação secundária da restinga de Santa Catarina, sul do Brasil. *Insula,* 28: 1 – 30.

Fundação SOS Mata Atlântica (1993). *Atlas da evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica no estado de Santa Catarina no período de 1985-1990*. São Paulo, Brasil, 23 p.

Gottschalk, M. S. (2002). *Comparação entre duas metodologias de coleta e estudo da influência da urbanização e da sazonalidade sobre comunidades de drosofilídeos na Ilha de Santa Catarina, Brasil.* Monografia de Conclusão da Graduação, UFSC, Florianópolis, Brasil, 73 p.

Hutcheson, K. (1970). A test for comparing diversities based on the Shannon formula. *Journal of Theoretical Biological,* 29: 151 – 154 .

Klein, R. M. (1978). *Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina*. Sudesul, FATMA & HBR, Florianópolis, Brasil, 24 p.

Lacerda, L. D. (1984). Manguezais: florestas de ????????. *Ciência Hoje,* 3 (13): 62 – 70.

Saavedra, C. C. R.; Callegari-Jacques, S. M.; Napp, M.; Valente, V. L. S. (1995). A descriptive and analytical study of four neotropical drosophilid communities. *Journal of Zoology Systematic and Evolution,* 33: 62 – 74.

Tidon, R.; Sene, F. M. (1988). A trap that retains and keeps *Drosophila* alive. *Drosophila Information Service,* 672: 89.

www.ambiente.sp.gov.br/ppma/ppma.htm.

Levantamento Preliminar da Biodiversidade de Répteis da Ilha da Marambaia, Rio de Janeiro.

Maria Alexandra da P.L. Gonçalves[1,2], Flávia Vieira de Oliveira Aguiar[1,2], José Duarte de Barros Filho[2], Sergio Potsch de Carvalho e Silva[2]*

*[1]graduandas de Zoologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (*maplg@bol.com.br), [2] Lab.de Anfibios e Repteis da Universidade Federal do Rio de Janeiro*

1. Introdução

A região da Marambaia (23º04'S e 43º53'W) - RJ, inserida no Domínio Morfoclimático Tropical Atlântico, inclui uma faixa estreita de areia (Restinga de Marambaia) com cerca de 40 km de extensão, que une Guaratiba a uma porção maior , Ilha da Marambaia, com 42 km^2 de área aproximada (Pereira, Xerex & Pereira, 1990) e de uso restrito a atividades militares. A sua posição geográfica favoreceu a conservação de representativa parcela da Mata Pluvial Costeira, quase extinta no Estado do Rio de Janeiro e pertencente ao bioma de Mata Atlântica. Apesar da notória riqueza faunística deste bioma, levantamentos da fauna local permanecem esparsos. Este trabalho pretende contribuir para o levantamento das espécies de répteis nesta região de grande importância ambiental.

2. Metodologia

Entre dezembro de 2002 e julho de 2003 alguns Reptilia (Ordem Squamata) do local foram coletados, observados diretamente em campo ou na coleção didática da Divisão de Saúde CADIM (Centro de Adestramento da Ilha da Marambaia), ou ainda tiveram sua presença relatada por moradores locais ou militares. Os exemplares colecionados foram anestesiados com éter etílico, fixados com formalina a 10% e posteriormente imersos em álcool a 70% para conservação, na Coleção de Répteis ZUFRJ. A identificação taxonômica dos espécimes foi feita através da análise de lepidose, comparação com material já tombado da mesma Coleção, e confronto com bibliografia especializada (Peters & Donoso-Barros, 1986; Peters & Orejas-Miranda, 1986).

3. Resultados e Discussão

Os animais foram inventariados em diferentes situações:

1) coleção CADIM – Sub-Ordem Serpentes: Família Boidae, *Corallus hortulanus* (n = 1); Família Colubridae, *Clelia* sp (n = 1), *Leptodeira annulata* (n =2), *Liophis miliaris* (n = 1), *Mastigodryas bifossatus* (n = 1), *Oxyrhopus guibei* (n = 1), *Philodryas olfersii* (n = 1); Família Elapidae, *Micrurus corallinus* (n = 2); Família Viperidae, *Bothrops jararaca* (n = 1);

2) coleta: Sub-Ordem Serpentes: Famíla Anomalepididae *Liotyphlops* sp (n = 3); Família Colubridae, *Liophis miliaris* (n = 1), Família Viperidae, *Bothrops jararacussu* (n = 1); Sub-Ordem Lacertilia: Família Gekkonidae, *Gymnodactylus geckoides*, (n = 2); Sub-Ordem Amphisbaenia: Família Amphisbaenidae, *Amphisbaena* cf. *hogei* (n = 6), *Leposternon microcephalum* (n = 1);

3) observação em campo: Sub-Ordem Lacertilia: Família Teiidae, *Tupinambis teguixim* (n = 4); Família Tropiduridae, *Tropidurus torquatus* (n = 3);

4) relato de terceiros: Sub-Ordem Serpentes: Família Colubridae, *Spilotes pullatus* (n = 1), Família Viperidae, *Bothrops jararaca* (n = 1).

Ficam assim presentemente registrados, de forma inédita, 16 espécies entre serpentes (11) - lagartos (3) - anfisbênios (2), respectivamente das famílias Anomalepididae, Boidae, Elapidae, Viperidae, Colubridae – Gekkonidade, Teiidae, Tropiduridae – Amphisbaenidae. Contudo, a espécie observada apenas por leigos (*Spilotes pullatus*, Serpentes, Colubridae; "caninana") deve ter ainda sua presença confirmada por algum especialista.

A região abriga espécies de importância médica (Elapidae, Viperidae; Marques, Eterovic & Sazima, 2001), isto é, peçonhentas, fato importante por causa dos habitantes locais e das instalações militares na área. A divulgação dos presentes resultados pode assim ajudar a prevenir futuros acidentes, sendo indicada também alguma atividade de Educação Ambiental para que serpentes não-peçonhentas possam vir a ser mortas ou perseguidas desnecessariamente.

É possível que o incremento das atividades de campo venham a revelar também a presença de quelônios (Ordem Testudinata; "tartarugas") na região (cf. Freiberg, 1981). De toda a forma, dado o pouco tempo das observações e de coletas dirigidas, pode-se considerar que os resultados até agora obtidos são muito bons em termos de variedade de espécies, ainda que só tenham sido registrados *taxa* comuns para o ambiente de Mata Atlântica. Destaca-se porém a ocorrência dos representantes fossoriais, a cerca de 30 cm de profundidade no solo (*Liotyphlops* sp e *Amphisbaena* cf. *hogei*), incluindo-se aí também a presença de *Siphonops hardyi* (Amphibia, Gymnophiona), de amostragem relativamente rara (cf. Taylor, 1968). Os répteis e anfíbios fossoriais têm hábitos, biologia e mesmo taxonomia pouco conhecidos, devido à dificuldade de coleta e observação inerentes ao seu micro-ambiente (Pough *et al.*, 1998). Todas as informações a seu respeito são, portanto, relevantes cientificamente; e, no presente caso, a sua identificação específica correta depende ainda da comparação com séries depositadas em outras coleções que não a ZUFRJ.

4. Conclusões

Os resultados obtidos até o momento são considerados promissores, e sugerem uma atenção maior para a pesquisa da fauna reptiliana da Ilha da Marambaia. Esta atua como um refúgio natural para diversas espécies da Mata Atlântica, a qual, por sua vez, apresenta um *status* cada vez mais crítico em termos de preservação. Conseqüentemente, trabalhos que priorizem este bioma e sua biodiversidade são cada vez mais necessários.

5. Referências Bibliográficas

Frieberg, M. (1981). Checklist of South American Turtles. *In: Turtles of South America*, THF Publications, Neptune, :51 – 71.

Marques, A O V; Eterovic, A; Sazima, I. (2001). *Serpentes da Mata Alantica – guia Ilustrado para a Serra do Mar.* Ed. Holos, Ribeirão Preto. 184p.

Pereira, L.A; Xerez, R; Pereira, A M.C. (1990). *Ilha da Marambaia (baía de Sepetiba, RJ): resumo fisiografico, histórico e importância ecológica atual.* Ciência e cultura (revista da sociedade brasileira para o progresso da ciência) 42(5/6):384-389.

Peters, J.A.; Donoso-Barros, R. (1986). *Catalogue of the Neotropical Squamata. Part I: Snakes.* Smithisonian Institution Press, Washington, 26 + viii + 347.

Peters, J.A.; Orejas-Miranda, B. (1986). *Catalogue of the Neotropical Squamata. Part II: Lizards and Amphisbaenians.* Smithsonian Institution Press, Washington, 25 + viii + 293 pp.

Pough, F.h.; Andrews, R.M.; Cadle, J.E.; Crump. M.l.; Savitzky, A.H.; Wells, K.D. (1998). *Herpetology*, Prentice-Hall, New Jersey, xi + 577 pp.

Taylor, E.H. (1968). *The Caecilians of the World*, University of Kansas Press, Lawrence, xiv + 848 pp.

Avaliação do Uso de Composto Orgânico Proveniente de Lixo Urbano na Reabilitação de Taludes do Aterro Sanitário da LIMPEC–Camaçari – Ba

Maria Betania Figueiredo [a,c], Alessandra Argolo do Espírito Santo [a,b,c] & Josanídia Santana Lima[a,c].

[a] Universidade Federal da Bahia; [b] Programa de Pós-graduação em Ecologia e Biomonitoramento/IBIO;

[c]LAVIET – Laboratório de Alternativas Viáveis a Impactos em Ecossistemas Terrestres;

1. Introdução

A preocupação crescente com o meio ambiente tem colocado em destaque a questão da reabilitação de áreas degradadas, uma vez que esta é uma das mais graves conseqüências de ações antrópicas, que acarretam problemas ambientais e aos seres humanos. Uma das formas de recuperação dos solos é a aplicação de matéria orgânica.

O composto orgânico age beneficamente nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo indo muito além da ação puramente química de fertilizantes inorgânicos.

A recuperação de solos degradados pela adição de composto orgânico está diretamente relacionada à quantidade de matéria orgânica fornecida. À medida que são proporcionados aumentos, ou mesmo a manutenção dos teores de matéria orgânica em níveis aceitáveis, pode-se obter melhorias na capacidade de retenção de água, umidade, capacidade de troca e fornecimento de nutrientes, estruturação e porosidade do solo, promovendo assim um aumento da quantidade e da diversidade da biota do solo (Barth,1987).

Lima *et all* (1997 a e b) comprovaram a ação benéfica do composto orgânico, produzido a partir de lixo urbano do município de Salvador-BA, nas propriedades físico-químicas do solo e no desenvolvimento vegetal. (Espinoza, 1997) confirma a utilização do composto oriundo do lixo em vários fins, dentre os quais a produção comercial de vegetais e o reflorestamento. (Leopoldino,1999) utilizou o composto orgânico, resultante de resíduos agrícolas, em associação com leguminosas e gramíneas na recuperação de talude observando a viabilidade desta associação na recuperação de áreas degradadas.

O objetivo deste trabalho foi monitorar a qualidade do composto produzido e o seu efeito na reabilitação dos taludes do aterro sanitário da LIMPEC.

2. Metodologia

O experimento foi implantado em taludes do aterro Sanitário da LIMPEC, no município de Camaçari –BA, (12o 36', 52"S e 38o, 22', 19" W). O local do experimento correspondeu a uma área instável caracterizada por grande quantidade de resíduos sólidos urbanos, recobertos por sucessivas camadas de solo degradado (ausência de horizonte A), retirado de uma área de empréstimo. Em cada tratamento foi aplicado composto orgânico, previamente caracterizado físico-quimicamente, na proporção equivalente a 80 t/ha (peso seco).

Os tratamentos realizados foram: A (solo sem composto e sem vegetação introduzida artificialmente – controle); B (solo com composto e sem vegetação introduzida artificialmente); C (solo com composto e com introdução de duas espécies de leguminosas) e tratamento D (solo com composto e com introdução de duas espécies de leguminosas e uma espécie de gramínea). Todos os tratamentos tiveram três réplicas. As espécies vegetais plantadas foram: Brachiaria decumbens Stapf (gramínea), Calopogonium mucunoides Desv., e Crotalaria juncea L. (leguminosas). Após quatro meses e meio do início do experimento, foram realizadas coletas de solo em todas as parcelas objetivando avaliar o potencial do composto orgânico como recuperador de solos degradados.

As características físicas avaliadas foram a capacidade de retenção de água e a densidade real e aparente do solo; químicas - pH em água e KCl, condutividade, teores de cálcio, magnésio, potássio, sódio, sulfato, alumínio, fósforo, ferro, cobre, Manganês e zinco.Segundo metodologia descrita pela Embrapa (1997) Foram determinados ainda parâmetros biológicos como respiração do solo (Steubing&Fagmeier,1992) e carbono da Biomassa microbiana (Jenkison & Powlson, 1976).

Seis meses após a aplicação do composto, foram realizadas coletas para se determinar a diversidade das plantas infestantes que ocorreram naturalmente na área experimental. As plantas coletadas foram desidratadas, montadas em excicatas e identificadas com auxílio de bibliografia especializada. (Croquist, 1981).

Os dados obtidos com as análises do solo foram submetidos ao tratamento estatístico ANOVA com um critério de variação e ao teste de Tukey-Kramer com a = 5%.

3. Resultados e Discussão

A análise química do composto revelou os seguintes resultados: pH em água de 8,5; condutividade elétrica em água (1:1) de 1.822,00 $mS.cm^{-1}$; teores totais de C e N de 90,50 e 7,6 g Kg^{-1}; teores disponíveis de K, Ca, Na e Mg: 11,1; 7.80; 0,90; 2,80, $Cmolc.Kg^{-1}$ respectivamente; teores de P, Fe, Cu, Zn e Mn: 266,50; 245,60; 0,40; 17,20; 46,90 mg Kg^{-1}. De maneira geral, os valores indicam adequabilidade do composto como fertilizante orgânico (Kiehl,1998).

Observou-se que a adição do composto orgânico alterou as propriedades químicas do solo, promovendo a elevação do pH, da matéria orgânica, e do teor de fósforo e redução da acidez potencial. O elevado teor de P no composto justifica o seu teor mais elevado nos tratamentos. O pH do solo certamente exerceu influência na sua disponibilidade.

O carbono da biomassa microbiana do solo não apresentou diferenças significativas entre os tratamentos e o controle. Provavelmente devido ao reduzido número de amostras. A taxa de respiração do substrato foi significativamente aumentada com a aplicação do composto. Os valores da respiração do solo cresceram

significativamente em relação ao controle, resultado também encontrado por (Seaker & Sopper,1988).

As plantas encontradas no tratamento B, sem introdução artificial de vegetais, mas com adubação com composto, revelou a ocorrência de espécies pioneiras e infestantes. Não foi observada ocorrência dessas espécies nos demais tratamentos.

As espécies vegetais encontradas no tratamento B foram: *Commelina diffusa* Burm., *Digitaria decumbens* Stent, *Cucurbita Moschata D.*, *Ricinus Communis* L., *Croton grandulosus* L., *Phyllanthus niruri* L., *Agerantum conyzoides* L, *Heliotropium indicum* L,

A família de maior número de espécies foi Euphorbiaceae, as demais famílias apresentaram apenas uma espécie cada uma. A exceção de *Cucurbita moschata* D. Griffth (1994) descreve as demais espécies encontradas como primárias, que dominam áreas inóspitas, capazes de suportar condições especiais como excesso de luz e estresse hídrico. Estas plantas, uma vez estabelecidas, modificam os meios abióticos e bióticos, favorecendo a implantação de espécies sucessionais tardias.

A não ocorrência de espécies pioneiras e infestantes nos tratamentos C e D, pode estar relacionado à competição promovida pelas espécies introduzidas artificialmente. A gramínea e as leguminosas certamente inibiram o desenvolvimento das demais espécies observadas no tratamento B. Já no tratamento controle, a não ocorrência de qualquer espécie vegetal, deveu-se provavelmente às condições físico-químicas muito desfavoráveis do substrato.

A regeneração natural é um processo importante na recuperação de áreas degradadas, contudo ela só é possível quando ainda há um mínimo de resiliência. O composto orgânico aumentou a disponibilidade de nutrientes no solo agindo como estabilizador de espécies vegetais, fornecendo condições físico-químicas adequadas para o processo de desenvolvimento. Sabendo-se que a revegetação com espécies pioneiras em uma área degradada constitui-se a ação inicial de seu método sucessional (Kageyama *et al*, 1990), reconhecemos que o processo de sucessão ecológica foi induzido no talude com a adição do composto orgânico.

4. Conclusão

Sendo a ação antrópica planejada necessária para a recuperação de ambientes degradados, a adição do composto orgânico foi capaz de promover a melhoria de condições químicas e biológicas do solo fortemente degradado do talude do aterro da LIMPEC, favorecendo a estabilização de espécies infestantes/pioneiras, contribuindo assim para a regeneração de áreas degradadas.

5. Agradecimentos

Á FINEP-Financiadora de Estudos e Projetos a FAPESB-Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia e a LIMPEC-Limpeza Pública de Camaçari, através da Rede Reviver e ao LAVIET.

6. Bibliografia

Barth, C. R, (1981). *Avaliação da recuperação de áreas mineradas no Brasil*. Sociedade de Investigações Florestais, Universidade Federal de Viçosa. Boletim Técnico,1 Viçosa,1989 41p.

Croquist, *An integrated system of classification of flowering plants*. Columbia University Press, New York, 1262 pp., ISBN 0-231-038801.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). (1997) *Manual de métodos de análises de solo*. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2. ed. Revisada atualizada. Rio de Janeiro. 212 p.

Griffith, J, j, Dias, L. E., Jucksch, I. (1994). Novas Estratégias ecológicas para revegetação de áreas mineradas no Brasil. In *Simpósio Nacional de Recuperação de áreas Degradadas*, 2. Foz do Iguaçu, Anais ... Curitiba: Fundação de Pesquisas Florestais do Paraná

Jenkinson, D.S. & Powlson, D.S. (1976). The effetcs of biocidal tratament on metabolism in soil.; V Method for measuring soil biomass. *Soil Biol. Biochem*. 8;209:213.

Keihl, E. J. *Manual de compostagem.Maturação e qualidade do composto*. Piracicaba: E. J. Keihl, 1998. 171p.: il.

Kageyama, P.Y.; Biella, L.C.; & Palermo JR., A (1990). Plantações mistas com espécies nativas com fins de proteção a reservatórios. *In: 6º Congresso Florestal Estadual do Rio Grande do Sul*, 2: 265-278.

Leopoldino, F. S. Pereira, J. T.N. (2000). Aplicação de composto orgânico sobre malhas de Taboa (*Typha sp*) na recuperação de uma área degradada no sul da Bahia. *XIII Reunião Brasileira d manejo e conservação do solo e da água*. Ilhéus –Bahia: p.64-65.

Lima, J.S, Menik, J.R.F. (1997 a). Estudos preliminares sobre ação do composto orgânico em algumas propriedades de solos agrícolas. Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro: *ABES*, p.96-99.

Lima, J.S, Silva, N.R.S & Mattos, C.G. (1997). Estudo do comportamento das hortaliças cenoura (*Daucus carota*) e coentro (*Coriadrum sativum*) frente a utilização de composto orgânico de lixo urbano. In: *Congresso Nacional de Botânica*. Crato. Anais ... Ceará. 41 p.

Seaker S, E. M., Sopper, W. E. (1988) Municipal sludge for minespoil reclamation: 1. Effect on microbial populations and activity. *Journal Environmental Quality*. 117 (4), 591–597

Steubing,L & Fangmeier A. (1992). *Planzen Ökologisches Praktikum*. Stuttgart Ulmer. UTB fürwissenchaft: Grobe Reihe.

Substratos para Formação de Mudas de Buritizeiro

Maria Cristina de Figueiredo e Albuquerque [a]; Kleber S. Müller [b], Luciano Roberto Brauwers [c] & Joaquim Alex R. Duran[c].
[a]Prof[a] Dr. Departamento de Fitotecnia e Fitossanidade, Universidade Federal de Mato Grosso/UFMT (mariacfa@terra.com.br;) [b]Aluno de Graduação em Agronomia, UFMT (ksmuller@terra.com.br) [c]Pós Graduandos em Agricultura Tropical, Núcleo de Tecnologia e Armazenagem, UFMT (brauwers@cpd.ufmt.br;).

1. Introdução

A conservação de populações de espécies nativas depende de uma política adequada de proteção ambiental, resgate e conservação dos recursos genéticos, e também do desenvolvimento de métodos adequados para a propagação das diferentes espécies de interesse, visando sua conservação *in situ*, e reflorestamento de áreas degradadas (Ribeiro e Silva,1996).

Dentre as espécies nativas do Cerrado com potencial para uso em reflorestamentos e para plantio, devido ao seu uso múltiplo, encontra-se o buritizeiro *Mauritia flexuosa* L., planta da Família das Palmae, com ocorrência em vários Estados brasileiros, invariavelmente em brejos de várias formações vegetais. O óleo extraído da amêndoa é utilizado para aliviar queimaduras, devido ao seu alto teor de caroteno (pró-vitamina A). A madeira é empregada para construções rurais e de trapiches em beira de rios. A incisão da inflorescência antes de desabrocharem as flores, fornece um líquido adocicado que fermentado transforma-se no vinho de buriti; este também pode ser preparado do mesocarpo. A polpa fornece um óleo comestível e é também consumida pelas populações locais geralmente na forma de doces. A medula do tronco fornece uma fécula semelhante ao sagu. A árvore é muito ornamental, podendo ser usada com sucesso na arborização de ruas e parques (Lorenzi, 1992).

A propagação do buritizeiro ocorre via seminal e a espécie apresenta desenvolvimento lento tanto das mudas como das plantas a campo (Lorenzi, 1992). A sua propagação não ocorre na sombra (Pott e Pott, 1994), necessitando assim de um período de viveiro, para adquirirem resistência necessária para suportar as condições adversas de campo.

É muito importante que se conheça os substratos usados no processo de formação de mudas (Paiva, 1996) pois existem diferentes tipos de substratos que podem ser utilizados de forma isolada ou em misturas com outros. Os elementos mais utilizados são:

vermiculita, turfa, serragem, casca de arroz carbonizada, terriço, areia lavada e diversas misturas destes constituintes. Existem, entretanto, poucas informações sobre a melhor composição do substrato e não existe consenso sobre o melhor substrato, pois vai depender principalmente da espécie utilizada. O substrato deve ser uniforme em sua composição, ter densidade, porosidade, capacidade de retenção de água, boa capacidade de troca catiônica (CTC), isento de pragas, organismos patogênicos e de sementes de plantas daninhas, devendo ainda ter fácil operacionalidade e ser economicamente viável (Campinhos et al. 1984).

A escolha do substrato deve levar em conta a disponibilidade de materiais a serem usados, suas características físicas e químicas, seu peso e custo (Toledo, 1992).

O objetivo do presente trabalho foi avaliar o crescimento de mudas de buritizeiro *Mauritia flexuosa* L. em diferentes substratos com diferentes formulações.

2. Métodos

O experimento foi instalado no viveiro da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAMEV) da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT) em Cuiabá-MT, no período de abril a junho de 2001, sob condições naturais de luz e temperatura.

As mudas utilizadas foram obtidas a partir de experimento com germinação de sementes da espécie, realizados na FAMEV. Estas sementes foram obtidas em áreas ribeirinhas na Baixada Cuiabana, por técnicos da EMPAER-MT, em outubro de 2000. As mudas foram repicadas com 50 dias de idade e com 8,5 cm de altura em média, com comprimento de raiz em torno de 16 cm.

Os substratos e combinações utilizados nas proporções (v:v) foram: Terra preta (T); Terra preta + Esterco bovino (TE), nas proporções de 1:1 e 2:1; Terra preta + Casca de arroz carbonizada (TC), nas proporções 1:1 e 2:1; Terra preta + Esterco bovino + Casca de arroz carbonizada, nas proporções 1:1:1 e 2:1:1.

O recipiente utilizado foi sacola de polietileno preta, (26,5 cm x 13,0 cm) com capacidade de 3517 cm^3. As mudas foram irrigadas sempre que necessário para manterem a água na capacidade de campo.

As avaliações realizadas foram: diâmetro do caule, altura, número de folhas e matéria seca da parte aérea e da raiz. Para obter a matéria seca o material (folhas e raízes) foi levado a estufa de ventilação forçada à 70ºC por um período de 72 horas e depois pesado. O delineamento experimental utilizado foi o inteiramente casualizado com 7 tratamentos e 3 repetições, com 20 plantas por parcela, perfazendo um total de 420 mudas. Os dados aderiram à curva da distribuição normal e apresentaram homogeneidade das variâncias. As médias foram comparadas pelo teste de SCOTT-KNOTT a 5% de probabilibade.

3. Resultados e Discussão

Pela análise dos resultados verificou-se que o diâmetro do caule e o número de folhas das mudas de buritizeiro foram superiores nos substratos que contiveram esterco na sua composição (TEC e TE), diferenciando-se significativamente dos substratos TC 1:1, TC 2:1 e do substrato terra preta.

Para a característica altura os substratos TE (2:1) e TE (2:1) proporcionaram melhor crescimento das mudas, que apresentaram respectivamente 37,05 e 36,88 cm de altura.

Não se verificaram diferenças na matéria seca da raiz entre os diferentes tratamentos variando de 1,56 a 2,09 g, mas para a parte aérea o substrato que proporcionou melhor massa de matéria seca foi TE 2:2 (5,08g).

Observou-se que houve maior efeito do esterco bovino sobre o crescimento das mudas do que da casca de arroz carbonizada, que pode ser devido ao fato de o esterco bovino possuir nutrientes essenciais para o crescimento das plantas. Resultados semelhantes foram encontrados por Castro et al. (1996) em mudas de calabura (*Muntingia calabura* L.).

Os resultados diferenciaram dos encontrados por Brauwers et al. (2002), trabalhando com substratos em mudas de sucupira preta (*Bowdichia virgilioides* H.B.K.) e paratudo (*Tabebuia caraiba* (Mart.) Bur), onde verificaram que substratos com casca de arroz carbonizada proporcionaram maior crescimento às mudas das duas espécies. Isto serve para evidenciar que cada espécie apresenta um tipo de comportamento, e necessita de estudos específicos, justificando assim a necessidade de pesquisas nessa área.

4. Conclusões

O uso de esterco bovino na produção de mudas de buritizeiro é adequado, sendo que o substrato Terra preta + esterco (TE) na proporção 2:1 foi o que proporcionou maior desenvolvimento às mudas de buritizeiro.

5. Referências Bibliográficas

Brauwers, L.R.; Camargo, I.P. de; Duran, J.A.R.; Martinotto, C. (2002). Efeito de substratos e da adubação fosfatada sobre o desenvolvimento de mudas de paratudo (*Tabebuia caraiba* (Mart.) Bur.) e sucupira preta (*Bowdichia virgilioides* H.B.K.). First Latin-American Symposium on the Production of Medicinal, Aromatic and Condiments Plants, São Paulo, 2000. *Acta Horticulturae*, 569:161-165, São Paulo.

Campinhos Fr. E.; Ikemori, Y.K.; Martins, F.C.G. (1984). Determinação do meio de crescimento mais adequado à formação de mudas de *Eucaliptus* sp. e *Pinus* sp. em recipientes plásticos rígidos. *Anais do Simpósio Internacional: Métodos de Produção e Controle de Qualidade de Sementes e Mudas Florestais*, UFPR, p.350-365, Curitiba.

Castro, E. Mide; Alvarenga, A. A. de; Gomidg, M. B.; Geissenhoff, L. (1996). Efeito de substratos na produção de mudas de calabura (*Mutinga calabura* L.). *Ciência e Agrotecnologia*; 20(3):366-370, Lavras-MG.

Lorenzi, H. (1992). *Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Ed. Plantarum, Nova Odessa-SP, 352 p.

Paiva, H.P.de; Gomes, J.M.; Couto, L. & Silva, A.R.da. (1996). Propagação vegetativa de eucalipto por estaquia. *Informe Agropecuário*. 18(185):23-27, Belo Horizonte.

Pott, A.; Pott, V.J. (1994). *Plantas do pantanal*. EMBRAPA-SPI, 320p, Corumbá.

Ribeiro, J.F.; Silva, J.C.S. (1996). Manutenção e recuperação da biodiversidade do bioma cerrado: o uso de plantas nativas. *Simpósio sobre o Cerrado, 8.;International Symposium on Tropical Savannas*, 1:10-14, Brasília.

Abelhas que nidificam em ninhos-armadilha em área de restinga na APA da Barra do Rio Mamanguape, Paraíba – Brasil

Maria Cristina Madeira-da-Silva[a,c]*; Maria Helena P. Peixoto*[b]*; Rodrigo César A. P. Farias*[b] *& Celso Feitosa Martins*[a]
[a] *Pós-Graduação Ciências Biológicas Universidade Federal da Paraíba* .[c] *CEFET-PB (cristina@dse.ufpb.br)* [b] *Graduação Ciências Biológicas Universidade Federal da Paraíba*

1.Introdução

Estima-se em cerca de 30.000 espécies de abelhas, distribuídas por todo o mundo (Michener, 2000) e 3.000 espécies para o Brasil (Pedro & Camargo, 1999, Silveira *et al*., 2002).

O emprego de ninhos-armadilha para amostragem de abelhas que nidificam em cavidades pré-existentes foi inicialmente usado por Krombein (1967). Esta técnica, embora restrita às espécies com hábitos de nidificação em cavidades pré-existentes, proporciona comparações satisfatórias de riqueza de espécies entre locais, além da obtenção de outras informações, tais como: épocas de nidificação, material utilizado, arquitetura dos ninhos, recursos alimentares, especialmente fontes de pólen, inimigos naturais e mortalidade (Krombein, 1967, Frankie *et al*., 1998, Pereira *et al*., 1999, Jesus & Garófalo, 2000). Além disso, algumas dessas infor-

mações vêm sendo postuladas como bioindicadoras de qualidade ambiental (Tscharntke *et al*., 1998; Frankie *et al*., 1998). A utilização dessa técnica possibilitaria, ainda, a manutenção das espécies dependentes de cavidades pré-existentes em ambientes degradados, bem como estudos populacionais e/ou de comunidades envolvendo as espécies que nidificam em ninhos armadilhas, os quais começariam a fazer parte de programas voltados à conservação da natureza (Frankie *et al*., 1998; Tscharntke *et al*., 1998; Morato & Campos, 2000 e Garófalo, 2000).

Neste trabalho são apresentados dados de abundância e sazonalidade das espécies de abelhas nidificantes em cavidades pré-existentes na APA da Barra do Rio Mamanguape – PB.

2. Métodos

O estudo foi realizado no período de junho de 2001 a maio de 2002, na Área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape, localizada no litoral Norte do Estado da Paraíba, a cerca de 80 km da capital, João Pessoa. Criada pelo Decreto Federal 924, de 10/09/1993, apresenta uma área de 14.640 hectares, englobando um número expressivo de ecossistemas, incluindo estuários, manguezais, lagoas, dunas, remanescentes de Mata Atlântica e mata de restinga, praias e formações recifais (Vidal, 2001).

Foram instaladas 2 unidades amostrais, uma em área com vegetação de restinga associada às áreas de praias e dunas e a outra no local onde fica a sede da estação de pesquisa do peixe-boi marinho, circundada por vegetação de restinga e mangue, com influências antrópicas. Cada unidade amostral continha 132 ninhos-armadilha, sendo 30 orifícios de cada um dos seguintes diâmetros: 0,4cm, 0,6cm e 0,8cm e 14 orifícios dos diâmetros 1,1cm, 1,3cm e 1,5cm, totalizando 264 ninhos-armadilha na área de estudo. Os ninhos foram confeccionados com cartolina preta, com 8,5 cm de comprimento, introduzidos em blocos de madeira e pendurados em galhos de árvores, a cerca de 1,5m do solo.

Os ninhos-armadilha foram inspecionados mensalmente. Aqueles onde ocorreram nidificações foram recolhidos e substituídos por tubos vazios. Os tubos ocupados foram levados ao laboratório e colocados em garrafas plásticas perfuradas e deixadas á temperatura ambiente até a emergência dos adultos. Estes foram mortos sob vapor de acetato de etila, alfinetados, etiquetados, colocadas em estufa a 40°C por 48 horas e depositados na coleção entomológica do Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba, em João Pessoa.

3. Resultados e discussão

Foram coletados 38 ninhos de 4 espécies de abelhas das famílias Apidae, Colletidae e Megachilidae (sensu Michener, 2000). *Centris (Heterocentris) tarsata* (Smith, 1874) foi a espécie mais abundante (53% do total de ninhos fundados), seguida por *Hylaeus* sp. (26%), *Centris* (*Heterocentris*) *analis* (16%) e *Megachile* sp. (5%).

Os ninhos de diâmetro 0,8 cm foram os mais utilizados por *Centris tarsata* (45%). *C. analis* e *Megachile* sp. nidificaram exclusivamente nos ninhos de diâmetro 0,6 e 1,0 cm, respectivamente. *Hylaeus* sp. utilizou principalmente (75%) ninhos de diâmetro 0,4 cm.

C. tarsata e *Hylaeus* sp nidificaram no período de menor precipitação pluviométrica (primavera/verão). Os ninhos de *C. analis* foram fundados somente em fevereiro/2002 e *Megachile* sp. fundou seus ninhos nos meses de abril/2002 e maio/2002 (período mais chuvoso).

O número de espécies de abelhas que nidificaram nos ninhos-armadilha, distribuídos na área de estudo, foi muito inferior ao encontrado em áreas florestadas, de cerrado e no tabuleiro nordestino (Camillo *et al*., 1995; Garófalo, 2000; Morato & Campos, 2000; Aguiar & Martins, 2002 e Aguiar, 2002) e pouco menor do que aquele encontrado por Viana *et al*., 2001, nas dunas litorâneas de Salvador-BA e Aguiar, 2002, em área de caatinga, Ipirá-BA.

A exemplo do que foi observado nas dunas de Salvador (Viana *et al*., 2001), outras espécies que constroem ninhos em cavidades pré-existentes e que vêm sendo amostrados com o emprego de ninhos-armadilha em outras comunidades de abelhas, como *Euglossa cordata*, *Epanthidium tigrinum*, *Xylocopa frontalis*, *X. grisescens* e *X cearensis* foram coletadas nas flores na área de estudo, porém, não nidificaram nos ninhos-armadilha.

A dominância de *Centris tarsata*, (53%) encontrada neste estudo, foi semelhante à observada nas dunas de Salvador (58%) (Viana *et al*., 2001) e na caatinga de Ipirá (55%) (Aguiar, 2002).

A maior freqüência, em número de ninhos e de espécies de abelhas, ocorreu no verão (estação menos chuvosa), apenas *Megachile* sp. nidificou na estação chuvosa.

A atividade de *C. tarsata* assemelha-se com a encontrada por Aguiar & Martins (2002) em Mamanguape-PB (vegetação de tabuleiro). Nas dunas litorâneas de Salvador (Viana *et al*., 2001), esta espécie apresentou variações nos padrões sazonais entre os dois anos de estudo. No primeiro ano, as nidificações ocorreram principalmente no verão, enquanto no segundo ano houve um número maior de ninhos fundados no outono (período mais chuvoso).

4. Conclusões

O número de espécies de abelhas que nidificaram na área estudada foi inferior ao encontrado em áreas florestadas e de cerrado e semelhante ao observado em dunas litorâneas e caatinga.

O padrão sazonal da espécie predominante, *Centris tarsata*, parece estar associado à atividade das espécies vegetais fornecedoras de óleos. Desse modo, conforme enfatiza Aguiar (2002) avaliações sobre a flutuação da disponibilidade de recursos florais em cada habitat nos períodos seco e chuvoso podem ajudar a explicar os padrões temporais de nidificação das espécies de abelhas.

5. Referências Bibliográficas

Aguiar, A.J.C. & Martins, C.F. (2002). *Abelhas e vespas solitárias em ninhos-armadilha na Reserva Biológica Guaribas (Mamanguape, Paraíba, Brasil)*. Revta bras. Zool. 19 (Supl. 1): 101-116.

Aguiar, C.M.L. (2002). *Abelhas (Hymenoptera, Apoidea) que nidificam em ninhos-armadilha, em áreas de Caatinga e floresta estacional semi-decídua do Estado da Bahia, Brasil*. Anais do V Encontro sobre abelhas. Ribeirão Preto- SP, Brasil, 5:53-57.

Camillo, E.; Garófalo, C.A.; Serrano, J.C. & Muccilo, G. (1995). *Diversidade e abundância sazonal de abelhas e vespas solitárias em ninhos armadilhas (Hymenoptera, Apocrita, Aculeata)*. Revta bras.Ent. 39 (2):459-470.

Frankie, G.W.; Thorp, R.W., Newstrom-Loyd, M.; Rizzard, M.A.; Barthel, J.F.; Griswold, T.L.; Jong-Yoon, K. & Kappagoda, S. (1998). *Monitoring solitary bees in modified wildland habitats: implications for bee ecology and conservation*. Environ. Entomol. 27(5):1137-1148.

Garófalo, C.A. (2000). *Comunidades de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) que utilizam ninhos armadilhas em fragmentos de matas do Estado de São Paulo*. Anais do IV Encontro sobre abelhas. Ribeirão Preto – São Paulo, Brasil, 4:121-128.

Jesus, B.M. & Garófalo, C.A. (2000). *Nesting behaviour of Centris (Heterocentris) analis (Fabrícius) in southeastern Brazil (Hymenoptera, Apidae, Centridini)*. Apidologie 31 (4):503-515.

Krombein, K.V. (1967). *Trap-nesting wasps and bees: life history, nests, and associates*. Washington, DC, Smithsonian Institution Press, VI + 570p.

Michener, C.D. (2000). *The Bees of the World*. Baltimore, The Johns Hopkins University Press. 913p.

Morato, F.E. & Campos, L.A. de O. (2000) *Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central*. Revta. bras. Zool. 17 (2):429-444.

Pedro, S.R. & Camargo, J.M.F. (1999). Apoidea, Apiformes. In: *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX*. Vol. 5, Invertebrados Terrestres. Brandão, C.R. & Cancello, C.M. (eds.). FAPESP, São Paulo.

Pereira, M.; Garófalo, C.A.; Camillo, E. & Serrano, J.C. (1999).

Nesting biology of Centris (Hemisiella) vittata Lepeletier in southern Brazil (Hymenoptera, Apidae, Centridini). Apidologie 30: 327-338.

Silveira, F.A. ; Melo, G.A.R; Almeida, E.A.B. (2002). *Abelhas brasileiras: sistemática e identificação*. Belo Horizonte, Fundação Araucária. 253p.

Tscharntke, T., Gathmann, A. & Steffandewenter, I. (1998). *Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interations*. J. Appl. Ecology 35:708-719.

Viana, B.F.; Silva, F.O. & Kleinert, A.M.P. (2001). *Diversidade e sazonalidade de abelhas solitárias (Hymenoptera: Apoidea) em dunas litorâneas do Nordeste do Brasil*. Neotropical Entomology, 30 (2):245-251.

Vidal, W.C.L. (2000). *Identificação e caracterização das interferências humanas na Área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape, Litoral Norte do Estado da Paraíba, Brasil.* Dissertação de Mestrado: Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

Caracterização de populações e de habitats de *Maytenus ilicifolia* na Floresta Nacional de Irati, região centro-sul do Estado do Paraná.

Maria Cristina Medeiros Mazza [a] *;Carlos Alberto da Silva Mazza* [a]*; Maria Izabel Ramdomiski* [b]*; Arnaldo Soares* [c]*; Marcos Rachwal* [c]*; José Eduardo dos Santos* [d]*.*
[a] *Pós Graduação em Ecologia UFSCar – Embrapa Florestas (mcmazza@terra.com.br)*
[b] *Eng. Agrônoma;* [c] *Embrapa Florestas;* [d] *Universidade Federal São Carlos*

1.Introdução

Nos últimos anos, vem crescendo o interesse no uso da biodiversidade das florestas tropicais e subtropicais brasileiras, afetando, de alguma forma, a conservação das mesmas. Esta situação é observada pela exploração das plantas medicinais, em condições naturais, cujos mercados, também, tem crescido muito no Brasil. Este aumento na demanda vem de encontro à necessidade de melhoria da renda dos pequenos agricultores tradicionais, como possibilidade de aumento na renda da propriedade. No entanto, gera uma forte pressão sobre os remanescentes de florestas naturais, pois a exploração é baseada quase que exclusivamente no extrativismo. Esta situação é especialmente séria para a Floresta de Araucária (Floresta Ombrófila Mista), que se encontra reduzida a menos de 1% de sua área original, extremamente fragmentada e degradada (PROBIO, 2001), e com menos de 0,2% da área representada por Unidades de Proteção oficiais, na sua maioria, de uso direto (unidades de utilização sustentável).

Dentre as espécies exploradas para o mercado de fitoterápicos, várias, pertencentes ao sub-bosque da Floresta de Araucária, apresentaram um incremento considerável na comercialização nos últimos anos, especialmente depois de comprovadas suas atividades farmacológicas (Carlini, 1988; Teske & Trentini, 1994). É o caso de *Maytenus ilicifolia* Martius (espinheira-santa), que teve suas propriedades medicinais comprovadas para o tratamento de distúrbios gastrointestinais, como úlceras pépticas e duodenais, em pesquisas coordenadas pela CEME – Ministério da Saúde (Carlini, 1988). A espinheira-santa foi considerada espécie rara no Livro Vermelho do Estado do Paraná, (SEMA/GTZ, 1995).

Nos últimos anos, tem-se observado um incremento nas pesquisas relacionadas aos aspectos fitoquímicos e farmacológicos, visando agregar maior valor à biodiversidade das florestas. Entretanto, poucas informações estão disponíveis na literatura sobre ecologia, fenologia, demografia e dinâmica das populações das espécies pesquisadas. O incentivo ao uso, sem o mínimo de informação sobre estas espécies, pode contribuir para a extinção de suas populações naturais.

Informações sobre a composição e a dinâmica da floresta são imprescindíveis tanto para a produção sustentável como para a conservação dos recursos naturais. Apesar disto, , inventários bem fundamentados enfocam, na grande maioria dos casos, somente as espécies madeiráveis. Dentre outras, faltam informações detalhadas sobre classes de tamanho da população e amostragem da regeneração natural de produtos florestais não-madeiráveis, que podem ser combinadas para servir a ambos os propósitos (Soulé, 1991; FAO, 1993). A conservação efetiva é impossível sem algum conhecimento da diversidade biológica.

Este trabalho tem por objetivo a identificação e descrição de habitats prioritários de *Maytenus ilicifolia*, na área da Floresta Nacional de Irati, região Centro-Sul do estado do Paraná, visando a conservação *in situ* da espécie.

2. Métodos

A área de estudo abrange a Floresta Nacional de Irati (Flona de Irati), criada em 1968, constituindo uma Unidade de Conservação Federal de uso direto, identificada como unidade de utilização sustentável, segundo o SNUC, na qual é permitida a exploração e o aproveitamento direto dos recursos, mas de forma planejada e regulamentada.

A Flona de Irati está situada no segundo planalto paranaense, numa altitude média de 870 m, em uma região onde predominam solos como o Latossolo Vermelho-Escuro , Cambissolos Típicos e Argissolos, em geral de baixa fertilidade natural, além de solos hidromórficos nas porções abaciadas e próximas dos corpos d'água. O clima predominante é o Cfb – mesotérmico subtropical úmido, com verões quentes sem estação seca, de invernos definidos com geadas severas e freqüentes.

A Flona possui uma área de 3.495 ha, dos quais 37,5% ocupados com povoamentos implantados, 36,4% por Floresta de Araucária, 9,2% com áreas alagadas, 6,7% com Floresta Subtropical, 5,27% com capoeira, 4,8% com áreas não florestadas e 0,12% com áreas para pesquisa (Galvão et al., 1989).

As populações de *Maytenus ilicifolia* estão sendo localizadas e mapeadas com o auxílio de GPS, com base no diagnóstico fitossociológico realizado por Galvão et al (1989) e através de levantamentos dentro dos limites da Flona. Foram estabelecidas, quatro parcelas permanentes de 10 x 10 m, onde todos os indivíduos da espécie foram identificados, visando estudos demográficos e ecológicos futuros. De modo a se obter homogeneidade nas condições ambientais, duas parcelas foram alocadas numa faixa de altitude em torno de 792 m e outras duas na altitude de 820 m. Em cada parcela foram realizados levantamentos fitossociológicos, incluindo a regeneração natural, além da caracterização dos solos. No levantamento fitossociológico foram identificados e medidos o diâmetro à altura do peito (DAP) e altura, para todos os indivíduos com DAP igual ou superior a 2,5 cm. Dentro de cada parcela, para avaliação dos indivíduos jovens e da regeneração, foi estabelecida uma subparcela de 2 x 10 m, onde todos os indivíduos com DAP menor que 2,5 cm foram identificados e medida sua altura. A regeneração foi agrupada de acordo com a altura: 1) menor que 30 cm; 2) igual ou maior que 30 cm e menor que 100 cm; 3) igual ou maior de 100 cm. Para análise dos solos foram amostrados três pontos em diagonal em cada parcela.

3. Resultados

As populações de *Maytenus ilicifolia* foram localizadas nas áreas planas, marginais ao rio das Antas, sujeitas a inundações periódicas por ocasião de máximas pluviométricas, em áreas com altitude variando entre 790 e 820 m.

Nas áreas próximas a 790 m de altitude, o solo foi classificado como Cambissolo Gleico/Neossolo Flúvico Gleico, com horizonte "A" moderado variando de 30 a 40 cm de profundidade, seguido

de horizonte "Cg1" até 60 cm, horizonte "A" soterrado entre 60 e 80 cm e horizonte "Cg2" entre 95 e mais de 160 cm de profundidade;sensação siltosa ao longo de todo o perfil; foram observados a presença de carvão entre 60 e 80 cm; presença de água variando entre 130 e 150 cm de profundidade, dependendo do ponto amostrado. Havia marca de nível de água nas árvores à uma altura aproximada de 1,0 metro.

A 820 m de altitude, foi identificado Cambissolo Gleico, com os horizontes "A" (0 a 35 ou 40 cm), e "B" (entre 35 a 60/70 cm) e "AB" (60/70-80/90) completamente livres de gleização; abaixo deste último encontrou-se o horizonte "BCg", bastante similar ao horizonte "Cg2" da área mais baixa, estendendo-se até 130 cm de profundidade; abaixo, estendo-se além de 160 cm, observou-se o horizonte "Cg"; o nível da água variou entre 110 e 160 m de profundidade. Em um dos pontos amostrados foi verificado horizonte "A" sômbrico entre 20 e 35 cm de profundidade.

A cobertura vegetal caracteriza-se pela presença marcante de *Sebastiana commersoniana* (branquilho), espécie dominante em todos os estratos. Na área total, foram encontradas 15 espécies botânicas, pertencentes a 13 gêneros e 10 famílias, que resultaram em 213 indivíduos avaliados, considerando as árvores mortas em pé, perfazendo uma densidade de 5.325 indivíduos/ha. A altura variou entre 2,1 e 13 metros.

Nas áreas mais baixas, com altitude em torno de 792 m, observou-se uma redução no número de espécies (8), gênero (8) e famílias (6), e um aumento na densidade, perfazendo 5.950 indivíduos/ha. Todos os estratos são dominados por *Sebastiana commersoniana*, que alcançou uma densidade de 4.000 indivíduos/ha. No estrato superior, também se observa um número reduzido de *Piptadenia* sp (angico) e *Schinus terebinthifolius* (aroeira). No estrato médio, *Pisonia sp.*(Maria-mole) e *Albizia policephala* (farinha-seca) aparecem raramente entre *Sebastiana commersoniana*; e no estrato inferior verifica-se a presença de poucos exemplares de *Maytenus ilicifolia*, *Allophylus edulis* (vacum) e *Albizia policephala*. As árvores mortas apresentaram densidade de 800 ind/ha, representando 13,5% do total desta comunidade. Neste ambiente, *Maytenus ilicifolia* apresentou densidade de 50 indivíduos/ha, representando menos de 0,84% do total de indivíduos da comunidade avaliada. Na avaliação dos indivíduos jovens e da regeneração, o grupo 1 (menor de 30 cm) revelou densidade de 2250 ind/ha, de altura média de 15,4 cm, variando entre 5 e 29 cm ; o grupo 2 (entre 30 e 100 cm), densidade de 1000 ind/ha, com altura média de 69,5 cm, variando entre 50 e 85 cm; e o grupo 3 (igual ou acima de 100 cm) apresentou densidade de 6250 ind/ha, de altura média de 208,4 cm, variando entre 100 e 310 cm.

Nas áreas mais elevadas, em torno de 820 m, o número de espécies (13), gêneros (11) e famílias (10) aumentou, mas a densidade diminuiu para 4.700 ind./ha. *Sebastiana commersoniana* predomina, também, em todos os estratos, com uma densidade de 1800 ind./ha, representando 38,30% do total; no estrato superior aparece *Mimosa scabrella* (bracatinga) junto com *Schinus terebinthifolius* (aroeira) e *Ilex dumosa* (caúna); no médio *Ilex brevicuspis* (voadeira), *Ocotea catharinensis* (canela-lageana), *Vitex megapotamica* (tarumã), *Pisonia* sp, *Matayba elaeagnoides* (miguel-pintado) e *Maytenus ilicifolia*; no estrato inferior *Maytenus ilicifolia*, *Allophylus edulis*, *Vitex megapotamica* e *Ilex brevicuspis*. As árvores mortas, na sua maioria *Mimosa scabrella*, apresentaram densidade de 350 indivíduos/ha, representando 7,5% do total de indivíduos avaliados. Neste ambiente, *Maytenus ilicifolia* apresentou uma alta densidade de indivíduos com DAP maior ou igual a 2,5 cm, com valor estimado em 950 indivíduos/ha, com altura média de 3,71 m e DAP médio de 2,97 cm. Na avaliação dos indivíduos jovens e da regeneração, o grupo 1 apresentou densidade de 1.500 indivíduos/ha, com altura média de 17,2 cm, variando entre 6 e 24 cm; o grupo 2, densidade de 750 indivíduos/ha, com altura média de 63,3 cm, variando entre 45 e 90 cm, e o grupo 3, densidade de 1250 ind/ha, com altura média de 176,6 cm, variando entre 103 e 220 cm.

4. Conclusão

A ocorrência das populações de *M. ilicifolia* nas planícies aluviais, está estreitamente condicionada ao regime hídrico dos solos. Preliminarmente, os dados obtidos com base na análise das populações estudadas na Flona, permitem concluir que a espécie tem capacidade de se desenvolver sobre solos com saturação hídrica, a partir dos 60 cm de profundidade. Entretanto, quanto mais próximo o lençol da superfície, mais rara a sua ocorrência.

5. Referências Bibliográficas

Carlini, E.L.A (coord.). Estudo de ação antiúlcera gástrica de plantas brasileiras: Maytenus ilicifolia (Espinheira-Santa) e outras. Brasília, CEME/AFIP, 1988. 87p.

FAO. Food and Agriculture Organization. Conservation of genetic resources in tropical forest management: principles and concepts. Roma: FAO, 1993. 105p.

Galvão, F.; Kuniyoshi, Y.S.; Roderjan, C.V. Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta Nacional de Irati-PR. Floresta, v.19, p.30-49, 1989.

PROBIO. Subprojeto conservação do bioma Floresta com Araucária: relatório final. Curitiba: PROBIO, 2001. 2v. CD.

SEMA/GTZ - Secretaria de Estado do Meio Ambiente / Deutsche Gesellschaft fur Technische Zusammernarbeit. Lista vermelha de plantas ameaçadas de extinção no Estado do Paraná. Curitiba, SEMA/GTZ, 1995. 139p.

Soulé, M.E. Viable populations for conservation. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. 187p.

Teske, M.; Trentini, A.M.M. Herbarium Compêndio de Fitoterapia, Curitiba: Herbarium Laboratório Botânico, 1994.

Abelhas Visitantes de *Caesalpinia Echinata* Lam. e *Pelthoforum Dubium* (Spreng.) Taub. (Leguminosae: Caesalpinioideae) no Campus da Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Paraíba

Maria de Fátima Camarotti-de-Lima[1] *& Maria Cristina Madeira-da-Silva*[1,2]

[1] Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Paraíba (fcamarotti@yahoo.com.br) [2] Centro Federal de Educação Tecnológica da Paraíba

1. Introdução

A subfamília Caesalpinioideae possui cerca de 153 gêneros e aproximadamente 2.800 espécies tropicais e subtropicais e o gênero *Caesalpinia* é um dos mais freqüentes (Barroso, 1991; Joly, 2002), com cerca de 150 espécies e distribuição pantropical (Lewis, 1987). *Caesalpinia echinata* Lam. (pau-brasil), nativa do Brasil, é a árvore nacional, amplamente distribuída pela Mata Atlântica e foi muito importante na época da colonização, sendo explorada intensivamente para obtenção de madeira desde a época do descobrimento. Atualmente sua distribuição restringe-se a áreas de preservação nos estados da Paraíba, Pernambuco, Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro (Bueno, 2002).

Peltophorum (Vog.) possui cerca de nove espécies e destas, apenas *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub. ocorre no Brasil (Lewis, 1987). Não se tem conhecimento de outros estudos sobre esta espécie.

As duas espécies são utilizadas como plantas ornamentais e são encontradas cultivadas em diversas cidades. Na Paraíba, florescem entre os meses de dezembro e fevereiro, sendo o mês de janeiro o pico de floração e a época em que os visitantes florais predominantes são as abelhas.

Nas angiospermas, a polinização é um importante evento que é pré-requisito para a reprodução sexual das plantas e a perpetua-

ção da diversidade floral é devido aos polinizadores (Roubik 1995). Destes, as abelhas são consideradas os mais importantes, o que pode ser atribuído à dependência dos recursos florais para sua alimentação (os adultos consomem principalmente néctar e pólen, que coletam das flores, e o alimento larval é constituído basicamente por uma mistura de pólen e néctar, preparada pelas fêmeas adultas) (Buchmann, 1996).

Neste trabalho, são apresentados dados preliminares sobre a fauna de abelhas visitantes de *C. echinata* e *P. dubium*, com relação à composição das espécies, abundância relativa e diversidade.

2. Métodos

As coletas e observações foram realizadas durante a floração de *C. echinata* e *P. dubium*, árvores que estão localizadas no Campus I da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), em João Pessoa, no período de dezembro de 2001 a fevereiro de 2002. Em cada espécie vegetal, foram feitas 12 coletas, com 20 minutos de duração, das 6:00 às 17:20 horas, com intervalo de 40 minutos entre elas, em dias diferentes, por dois coletores (as autoras). As abelhas foram coletadas com redes entomológicas e mortas com acetato de etila. Em seguida elas eram individualizadas em frascos de plástico, anotados a hora, dia e planta visitada.

No Laboratório, as abelhas foram montadas com alfinetes entomológicos, etiquetadas, colocadas na estufa por 48 horas a 45ºC e depositadas na coleção Entomológica do Departamento de Sistemática e Ecologia da UFPB. A identificação foi feita pelas autoras, com a utilização de chaves taxonômicas (Silveira *et al*., 2002) e por comparação com a coleção de referência.

As duas espécies vegetais foram identificadas pela Profª Drª Maria Regina Vasconcelos Barbosa do Herbário Lauro Pires Xavier do DSE da UFPB, onde estão depositadas as exsicatas.

3. Resultados e Discussão

Os indivíduos de *C. echinata* e *P. dubium* possuem porte arbóreo, com cerca de 3 a 4m e 5 a 7m de altura, respectivamente, distando cerca de 200 metros entre si. A floração de *C. echinata* iniciou-se na segunda quinzena de dezembro de 2001, atingindo o pico na segunda quinzena de janeiro de 2002, de modo diferente do padrão afirmado por Lima *et al*. (2002) para a região Nordeste do Brasil, entre outubro e novembro.

As flores são amarelas com leves nuances avermelhadas na porção basal e exalam um adorável aroma cítrico, levemente adocicado. A cor, morfologia e o tamanho sugerem polinização por abelhas (sensu Faegri & van der Pijl, 1979). Lewis (1998) ressaltou que diversos polinizadores, entre eles, diferentes gêneros de abelhas (i.e., *Xylocopa* spp. e *Centris* spp.), borboletas e morcegos polinizam a maioria das espécies de *Caesalpinia*.

A floração de *P. dubium* teve início na primeira quinzena de dezembro de 2001, estendendo-se até fevereiro de 2002, com pico em janeiro de 2002.

Nas duas espécies vegetais foram coletados 792 indivíduos de abelhas, pertencentes às famílias Apidae, Halictidae e Megachilidae (sensu Michener, 2000), totalizando 21 espécies. Destas, 20 (386 indivíduos) visitaram as flores de *C. echinata* e 13 (406 indivíduos), de *P. dubium.*

As espécies de abelhas *Centris* (*Centris*) *aenea* Lepeletier, 1841; *Centris* (*Centris*) *caxiensis* Ducke, 1907; *Centris* (*Centris*) *spilopoda* Moure, 1969; *Centris* (*Heterocentris*) *analis* (Fabrícius, 1804); *Apis mellifera* Linnaeus, 1758; *Frieseomelitta* aff. *doederleini* Friese, 1900; *Frieseomelitta varia dispar* (Moure, 1950); *Nannotrigona* sp.; *Scaptotrigona* aff. *tubiba* (Smith, 1863); *Trigona* aff. *fuscipennis* Friese, 1900; *Xylocopa* (*Neoxylocopa*) *frontalis* (Olivier, 1789) e *Xylocopa* (*Neoxylocopa*) *grisescens* Lepeletier, 1841 visitaram as duas espécies em estudo, enquanto que *Ceratina* (*Crewella*) sp. nova foi exclusiva a *P. dubium* e *Centris* (*Hemisiella*) *trigonoides* Lepeletier, 1841; *Centris* (*Centris*) *flavifrons* (Fabricius, 1775); *Centris* (*Centris*) *nitens* Lepeletier, 1841; *Melipona scutellaris* Erichson, 1848; *Plebeia* sp.; *Pseudaugochlora* sp.; *Nannanthidium* sp. e *Xylocopa* (*Neoxylocopa*) *suspecta* Moure & Camargo, 1988 a *C. echinata.*

Os recursos florais disponibilizados por *C. echinata* e *P. dubium* foram explorados principalmente pelos meliponíneos, que representaram, respectivamente 45% e 38% das espécies e 65% e 92% dos indivíduos visitantes. Essas abelhas apresentam comportamento eussocial, com colônias perenes e numerosas (Roubik, 1989).

As duas espécies vegetais compartilharam 71% das espécies de meliponíneos amostradas. Den Boer (1985) sugere que espécies taxonomicamente relacionadas apresentam um significativo grau de similaridade ecológica Desse modo, espera-se que possuam maior sobreposição na utilização dos recursos alimentares, o que seria o caso dos meliponíneos *F. doederleini*, *F. varia díspar*, *Nannotrigona* sp., *S.* aff. *tubiba* e *T.* aff. *Fuscipennis.*

4. Considerações

O conhecimento das espécies de abelhas visitantes das espécies vegetais estudadas é relevante para a compreensão do processo de polinização.

A sobreposição da floração das espécies vegetais estudadas mostrou-se muito importante, sobretudo para as espécies de meliponíneos, as quais foram mais abundantes em número de espécies e indivíduos.

A grande quantidade de flores e conseqüente oferta de recursos (pólen e néctar) pode ter favorecido o amplo espectro de abelhas visitantes.

5. Referências Bibliográficas

Barroso, G. M. (1991). *Sistemática de angiospermas do Brasil*. V.2. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 377p.

Bueno, E. (2002). *Pau-brasil*. São Paulo, Axis Mundi, 279p.

Buchmann, S.L. (1996). *Competion between honey bees and native bees in the Sonoran desert and global bee conservation issues*. In: Matheson, A. Buchmann,S.L.; O'Toole,C.; Westrich, P.; Williams, I. H. (Ed.). The Conservation of bees. London, Academic Press, p. 173-182.

Den Boer, P.J. (1985). Exclusion, competition or coexistence? A question of testing the right hypotesis. Z. zool. Syst. Evolut. Forch, 23:259-274.

Faegri,K.; van der Pijl, L. (1979). *The principles of pollination ecology*. London, Pergamon Press. 244p.

Joly, A. B. (2002). *Botânica: Introdução à taxonomia vegetal*. 13 ed. São Paulo, Companhia Editora Nacional. 777 p.

Lewis,G.P. (1987). *Legumes of Bahia*. Kew, Royal Botanic Gardens, 369p.

Lewis,G.P. (1998). *Caesalpinia, a revision of the Poincianella-Erythrostemon group*. Kew, Royal Botanic Gardens, 233p.

Lima, H.C.; Lewis, G. P.; Bueno, E. (2002). *Pau-brasil: uma biografia*. In: Bueno, E.(Org.). Pau-brasil. São Paulo, Axis Mundi. 279p.

Michener, C.D. (2000). *The bees of the world*. Baltimore, The Jonhs Hopkins University Press. 913p.

Roubik, D. W. (1989). *Ecology and natural history of tropical bees*. Cambridge, Cambridge University Press, 513p.

Silveira, F.A. ; Melo, G.A.R; Almeida, E.A.B. (2002). *Abelhas brasileiras: sistemática e identificação*. Belo Horizonte, Fundação Araucária. 253p.

Carcinicultura X Manguezais: O Caso de Curral Velho – Acaraú/Ce.

Maria Francineila Pinheiro dos Santos[a] (francepinheiro@pop.com.br) & Prof. Dr. Eustógio Wanderley Correia Dantas[b] (edantas@ufc.br) & Prof. Ms. Maria Clélia Lustosa Costa[c] (clelia@ufc.br) [a] graduação/ Geografia/ Universidade Federal do Ceará

1.Introdução

Desde o início, o homem estabeleceu com o mar e o litoral

uma relação pautada nas atividades de pesca e coleta, aproveitando-se destes por se constituírem ecossistemas biologicamente diversificados. Desta forma, as comunidades pesqueiras cearenses exploram esses recursos naturais através de relações que se constroem na terra e no mar. Diversas atividades foram incorporadas a esta área. Na década de 70 surgiram as casas de veraneio. Nos anos 80 e 90 desenvolve-se a atividade do turismo. Mais recentemente, após 1999 consolida-se a carcinicultura no Ceará, dado que, de um lado, possibilita intensificação das formas de uso e ocupação do litoral cearense e, de outro lado, ocasiona intensos conflitos sociais, com perda da qualidade ambiental e de vida das comunidades pesqueiras cearenses. A implicações deste processo serão vislumbradas na comunidade de Curral Velho/Acaraú-Ceará, localizada na região litorânea oeste do Estado do Ceará (distante 252km da capital cearense) e que vive, predominantemente, da pesca, coleta de mariscos, agricultura de subsistência e extrativismo vegetal.

2. Métodos

A presente pesquisa está sendo desenvolvida a partir de consultas bibliográficas em órgãos públicos (SEMACE,IBGE e BNB), ONGs (Terramar e CPP), visando levantar informações sobre a carcinicultura no Estado do Ceará.

Nesse sentido foram realizadas visitas de campo, aplicação de entrevistas com a referida comunidade e registros fotográficos, na tentativa de melhor entendimento da realidade em questão. Inicialmente evidenciar-se-á a história da carcinicultura e posteriormente realizar-se-á as discussões relevantes aos conflitos em Curral Velho, tendo em vista a pesquisa encontrar-se em fase inicial.

2. Discussão e Resultados

O espaço de vida e de trabalho das comunidades pesqueiras em quase todo o litoral cearense vem sendo objeto de interesse econômico, dando lugar a múltiplas formas de uso e de gestão territorial que suscitam acirradas disputas entre os atores sociais diretamente envolvidos.

Dentre estas atividades destaca-se a carcinicultura, atividade altamente lucrativa diante da demanda internacional. A carcinicultura teve início por volta de 1970, em países como os Estados Unidos e Japão, proliferando posteriormente para países da América Central e do Sul. No Brasil, essa atividade inicia-se, também, neste período, mas somente nos anos 1980 a prática do cultivo de camarão marinho torna-se empresarial. A falta de pesquisas e a baixa produtividade provocaram o desinteresse pela atividade, mas somente em 1993, com a introdução da espécie *Litopenaeus Vannamei*, propiciam-se excelentes resultados de produção que justificam a consolidação da carcinicultura no país. Desse modo, em 1999, o Brasil torna-se um dos principais produtores mundiais de camarão marinho cultivado, movimento no qual se insere o Ceará, com 83 fazendas de carcinicultura, ocupando uma área de 1.619 ha, que produziram neste período 11.333 toneladas (dados de 2001).

A supracitada atividade conta com apoio do governo Estadual, Banco do Nordeste e do Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Em 1999 este Ministério criou o programa nacional de apoio e desenvolvimento do cultivo de camarão marinho, que tem como um de seus objetivos levantar e analisar as linhas atuais de financiamento, bem como negociar uma linha de crédito especial para a carcinicultura marinha de acordo com as características e potencialidades do setor. No Ceará, o Banco do Nordeste é o principal financiador da carcinicultura, pois segundo o ex- presidente Banco do Nordeste, Byron Queiroz *proporciona alta rentabilidade como atividade comercial e pode resultar em receitas significativas de exportação* (2000).

Diante das políticas públicas e dos incentivos para a zona costeira do Ceará, tornar-se indispensável entender o papel do Estado na organização e produção do Espaço.

Conforme MORAES,

inicialmente, por meio da legislação , ele cria limitações, impedindo ou induzindo os usos do solo, que influem diretamente no processo de sua ocupação. Mediante o planejamento, ele busca orientar as tendências presentes, direcionando-as para padrões sustentáveis de uso ou estimulando a devastação. E, pela gestão, os agentes estatais buscam mediar ou intervir nos conflitos de usos existentes, apoiando o estabelecimento de consensos possíveis ou intercedendo por uma das partes, por meio de criação de fóruns de exame e legitimação de planos e projetos ou abrindo exceções nos próprios limites estabelecidos. (1999)

Os grandes consumidores do camarão cearense são os Estados Unidos, Espanha e França. Com o mercado garantido, tem-se uma verdadeira "corrida do ouro", ocasionando intensificação do cultivo de camarão que causa grandes perdas para as comunidades pesqueiras: destruição dos ecossistemas (manguezais, estuários e rios), substrato de serviços ambientais importantes executados pelas populações autóctones.

No Ceará, as empresas produtoras de camarão estão localizadas em áreas próximas aos grandes rios, notadamente nas bacias do rio Jaguaribe, Pirangi, Acaraú, Coreaú, Curú e Camocim. Segundo Parente (2003), *60% da carcinicultura no Estado encontra-se em área de manguezais.* Os manguezais são considerados berçário da vida marinha, pois são zonas de alimentação, reprodução e proteção de peixes, crustáceos e moluscos bivalves em suas fases juvenis. Além disso, este ecossistema influi no equilíbrio ecológico da zona costeira e protege da erosão vastas áreas da linha da costa.

A carcinicultura no mundo tem deixado um rastro de insustentabilidade, com a destruição dos ecossistemas manguezais, deslocamento das populações costeiras, redução dos níveis de produção da pesca marítima, comprometimento dos recursos hídricos, contaminação dos ecossistemas adjacentes e conflitos de rompimento de padrões culturais. Em alguns países, como *na Tailândia, Equador e Filipinas, a implantação da carcinicultura causou a marginalização e pobreza das comunidades costeiras, que viram sua forma de vida e cultura desaparecer* (Vanini, 2002:20).

No Ceará evidenciam-se várias irregularidades na instalação desta atividade, muitas vezes beneficiada pela fragilidade da fiscalização na implantação e funcionamento destes empreendimentos. Os Jornais denunciam *a instalação de fazendas de camarão em Área de Preservação Permanente, a privatização de gamboas (canais de maré na foz do rio), desmatamento de manguezais e carnaubais, causando fortes impactos para a população local* (Jornal Brasil de Fato, Maio de 2003).

4. Conclusões

O direito à zona costeira é um desafio constante para as populações pesqueiras. Desde o final da década de 70, as comunidades vêem-se ameaçadas de perder os seus direitos sobre a terra, inicialmente pelo veraneio, em seguida o turismo e mais recentemente a carcinicultura.

Conforme DANTAS (s/d)

o pescador, que antes se batia contra o mar e seus elementos para garantir sua sobrevivência, tem que se bater em terra para garantir sua permanência nas praias. Um conflito na maioria das vezes desigual e que culmina muitas vezes na sua expulsão para as grandes cidades ou para áreas próximas de sua antiga moradia..... abandonando as atividades tradicionais e inserindo-se, muitas vezes, ao contingente do trabalho informal.

A insegurança com relação à titularidade da terra se agrava diante do interesse econômico que passa a valorizar cada vez mais o litoral para os seus investimentos. Não existe uma demarcação dos terrenos de marinha e nenhum tipo de ordenamento territorial que assegure aos moradores a posse da terra e a sua permanência, o que vem ocasionando sérios conflitos entre os pescadores-moradores das comunidades pesqueiras e empresários (empreendedores imobiliários e carcinicultores).

Para LIMA (2002:92),

o processo de valorização da terra, em curso na zona costeira, e o interesse do Estado em induzir atividades de impacto econômico (a exemplo do turismo e da indústria), o uso do espaço baseado na tradição de direito nato, praticado pelas comunidades pesqueiras marítimas no

Ceará, parece ter poucas chances de permanecer existindo.

Neste sentido, a comunidade de Curral Velho, com o intuito de proteger a área na qual a comunidade vive e retira seu sustento, apresentou à Procuradoria da República denúncia de devastação causada pela carcinicultura na região,

nas comunidades vizinhas, onde tem viveiros de camarão, isso já acabou, não tem mais mangue, nem mato, nem carnaúba, coqueiro ou cajueiro. Os peixes e os mariscos estão desaparecendo, e ..... onde o mangue foi tomado pelos viveiros, as águas do inverno (dos córregos) não têm passagem para o mar, então a água está invadindo as moradias e o povo tem que procurar outro lugar para morar. Uma parte da praia de Arpoeiras está desutilizada para a pesca da Tarrafa e rede, pois durante a construção dos viveiros, os tratores derrubaram a mata e jogaram o lixo na gamboa (Documento apresentado à Procuradoria da República pela comunidade de Curral Velho em Março de 2003).

A influência negativa da carcinicultura marinha no ecossistema manguezal e conseqüentemente no modo de vida de suas comunidades é constatada também pelos especialistas de carcinicultura, Segundo Igarashi (2002: 21)

o problema dos impactos ambientais da carcinicultura no Brasil realmente existe..... Existem muitas ocorrências de más práticas degradadoras do meio ambiente e, quem sabe, é possível que existam até muitos outros casos de agressão que permanecem na obscuridade, já que os empreendimentos se localizam, na maioria das vezes, em locais pouco habitados.

No caso de Curral Velho, o uso da terra e do mar vincula-se à sobrevivência, modo de vida e cultura dessa comunidade, enquanto que para os empresários (carcinicultores) a terra é a condição para a realização de bons negócios.

5. Referências Bibliográficas

DANTAS, Eustógio Wanderley Correia.(2002) *Mar à Vista: estudo da maritimidade em Fortaleza*. Fortaleza: Museu do Ceará / Secretaria da Cultura e Desporto do Ceará.

Indústria de Camarão promove degradação ambiental do Nordeste. In: Jornal Brasil de Fato, 10 de maio de 2003.

LIMA, Maria do Céu. (2002).*Comunidades pesqueiras marítimas no Ceará: território, costumes e conflitos*. São Paulo: Tese de Doutorado, FFLCH-USP.

Programa nacional de apoio ao Desenvolvimento do Cultivo de Camarão marinho.(1999). Departamento de Pesca e Agricultura do Ministério da Agricultura e do Abastecimento. Brasília, DF.

Revista de Ciência e Tecnologia. (2002). *Pesquisas FUNCAP.* Fortaleza. Ano 4, n.3.

Análise dos Processos e Degradação Socioambiental na Apa do Rio Ceará

Maria Lidiane de Batista Julião [a]
Profa. Dra. Maria Salete de Souza [b]
[a] *Bolsista PIBIc/CNPq, graduação Geografia Universidade Federal do Ceará (lidianejuliao@bol.com.br);*
[b] *Orientadora Universidade Federal do Ceará (mariassz@hotmail.com).*

1. Introdução

Esta pesquisa vem sendo desenvolvida no Laboratório de Planejamento Urbano e Regional do Departamento de Geografia da UFC, tendo como objetivo analisar a situação do saneamento ambiental na Área de Proteção Ambiental do rio Ceará (APA) e diagnosticar os principais agentes responsáveis pela sua degradação ambiental.

A APA do Rio Ceará, localiza-se no estuário do Rio Ceará compreendendo os bairros da Barra do Ceará, Vila Velha, Planalto das Goiabeiras no município de Fortaleza e quase toda a área onde residem os índios Tapeba no município de Caucaia.

Limita-se, ao norte, com o oceano Atlântico e o bairro da Barra do Ceará; ao sul, com a linha férrea e a rodovia estadual CE-020; a leste com o rio Maranguapinho (afluente do rio Ceará) e o conjunto residencial Tabapuá; e a oeste, com o município de Caucaia e a rodovia BR-222.

A APA foi instituída sob decreto Estadual de Nº 25.413 de 29 de Março de1999, e seu espaço é predominantemente urbano. Os bairros apresentam características heterogêneas, contando com conjuntos habitacionais, residências de padrão médio e baixo, áreas de risco, espaços de lazer tais como, barracas de praia, clubes, restaurantes e etc.

Em função da problemática socioambiental na área em questão, destaca-se a importância de um estudo sobre a caracterização sócio-econômica procurando analisar os principais impactos socioambientais decorrentes das formas inadequadas de uso e ocupação do solo.

2. Métodos

Para compreensão dos processos de degradação socioambiental identificados na APA, efetuou- se pesquisas documentais sobre a legislação vigente relativa a unidade de conservação ambiental, além dos levantamentos bibliográficos buscando um referencial teórico sobre o tema em questão, e trabalhos de pesquisa já realizados sobre a área : monografias, teses, relatórios técnicos etc.

Estão sendo efetuados os levantamentos estatísticos em órgãos públicos como as Prefeituras de Fortaleza e Caucaia, a SEINFRA, o IBGE, a SEMACE, a CAGECE, sobre os indicadores de infraestrutura urbana tais como, índices de consumo domiciliar de água potável, esgotamento sanitário, lixo urbano, entre outros.

A pesquisa direta envolveu as observações de campo, os registros fotográficos e as entrevistas, que foram feitas junto às associações de moradores dos diferentes bairros e com a comunidade indígena Tapeba.

3. Resultados

A área do estuário do rio Ceará conta com um manguezal estimado por LIMA & COSTA (1975) em 11,28 km2, que se estende até 7 km da desembocadura, sendo 8, 43 km2 chamados de "falso mangue", onde a vegetação não aparece ou se apresenta de forma esparsa com plantas de porte variável, solos aluviais hidromórficos e halomórficos sujeitos a inundações e 2,85 km2 de "mangue verdadeiro" onde a vegetação é densa e de porte alto, com solos erodidos de mangue. Do total do manguezal 6,75km2 se encontra no município de Caucaia e o restante (4,53 km2) no município de Fortaleza.

Estudos posteriores delimitaram a área do manguezal em 500 ha (MIRANDA et al, 1990), ou seja, 5 km2, indicando uma redução significativa em sua área em decorrência do desmatamento, sugerindo que há uma tendência para a sua destruição.

Com relação aos impactos ambientais ocorridos na APA (Área de Proteção Ambiental) pode- se observar e constatar muitas agressões antrópicas, na área de manguezal do rio Ceará. Dados gerais da costa do município de Fortaleza mostram que as ondas incidem obliquamente sobre a praia, resultando em um transporte litorâneo de sedimentos no sentido de leste para oeste. Com a construção do porto do Mucuripe, que passou a aprisionar os sedimentos transportados pelas ondas, presenciou-se uma erosão nas praias a oeste do porto. Para mitigar o problema destas praias foram construídos diversos espigões (obras protetoras), que só tem levado o problema adiante ARAÚJO (1997).

Assim, a desembocadura do rio Ceará como todas as praias do litoral oeste vem sendo penalizadas pela quebra no equilíbrio do transporte de sedimentos, causado não só pelas obras do porto do Mucuripe e dos espigões, como também pela ocupação dos campos de dunas à leste. O deslocamento da embocadura do rio Ceará para oeste, e a conseqüente acumulação de sedimentos a barlamar já são bastante visíveis.

Outro impacto causado foi pela construção da ponte, em 1997, permitindo maior acessibilidade à margem esquerda da foz, esti-

mulando a ocupação desordenada e o conseqüente desmatamento do mangue. A construção da ponte nas proximidades da foz, resultou no aterramento de parte das margens de seu leito, assim como na modificação do fluxo hídrico, devido à instalação de pilastras. Estes fatos comprometeram de forma significativa as relações sedimentológicas entre as águas fluviais e marinhas, que já vinham sendo prejudicadas pela retirada de areia no médio e baixo curso do rio. Conforme destacado por ARAÚJO (1997), as implicações são também reveladas pela redução da fauna e no aumento da temperatura do ambiente que, por sua vez, agrava a já considerada alta taxa de evaporação durante o período seco.

Contudo, outros fatores de degradação ambiental são destacados, como por exemplo, os desmatamentos e os aterros indiscriminados para a construção civil como as casas de veraneio etc. A estes, se acrescentam à contaminação dos cursos d'água por despejos industriais e domésticos no estado bruto que vem provocando a extinção de animais e vegetais e a presença das salinas, apesar de parte delas já ter sido desativadas.

A canalização, a drenagem e a construção de diques e barragens represando os braços do rio vêm também modificando os padrões de circulação das águas e acarretando a morte de animais e de espécies vegetais que necessitam dos períodos alternados de imersão e emersão para a sua sobrevivência. Os impactos da mineração, as enchentes, e as formas inadequadas de ocupação do solo, acarretam situações de calamidade pública nas áreas de risco, como por exemplo, nas encostas das dunas ocupadas pelos moradores do bairro do Planalto das Goiabeiras.

A poluição dos recursos hídricos, a falta de saneamento básico em algumas áreas dos bairros da Barra do Ceará e Vila Velha e a total ausência de saneamento básico na área da comunidade indígena Tapeba, constituem-se graves problemas ambientais na área da APA.

4. Conclusão

A área da APA do rio Ceará é de 27,4489 km2, com um perímetro de 23.796 km, e a população dos bairros da Barra do Ceará e Vila Velha era, segundo os dados do Censo de 2000 (IBGE), de aproximadamente 118.785 habitantes. Apresenta, pois, um significativo índice de concentração populacional com sérios problemas de infra-estrutura urbana e de saneamento ambiental. O desmatamento e a ocupação desordenada nas margens do rio Ceará tem provocado sérios impactos de degradação, além da poluição da água através do escoamento dos esgotos industriais e domésticos.

Esses fatos, demonstram sérias contradições entre os dispositivos normativos que definem uma Área de Proteção Ambiental (APA) e o que efetivamente vem se identificando na área em estudo. Os levantamentos efetuados indicam que a maioria da população local não tem conhecimento que habita uma Área de Proteção Ambiental, protegida por lei.

De acordo com a pesquisa documental já efetuada, verifica-se que os relatórios técnicos destacam a importância dos programas de manejo para o bom funcionamento da Unidade de Conservação.

Segundo a SEMACE, para que seja possível a implantação do plano de manejo faz-se necessário sua subdivisão em programas e subprogramas considerando a complexidade dos problemas inerentes a APA. Em relação a APA do rio Ceará a SEMACE recomenda um programa de manejo com três sub divisões: a) pesquisa, objetivando a proteção e manejo ambiental através do detalhamento das informações sobre a APA, de acordo com as características dos seus recursos naturais e culturais; b) levantamento dos recursos naturais, visando a proteção da fauna e outros recursos contra a degradação ambiental, através de aplicação de técnicas ecológicas de manejo e o programa de monitoramento, com a finalidade de promover a avaliação das alterações ocorridas na APA de forma espontânea ou por interferência antrópica; c) programa de uso público da educação e da recreação e turismo e d) programa de administração, manutenção e de cooperação institucional.Dessa forma, deve-se salientar a importância de estudos mais detalhados para a compreensão dos mecanismos de gestão ambiental nas unidades de proteção ambiental e a participação das populações locais nos processos de gestão.

5. Bibliografia

ARAÚJO, D. Planejamento e Gestão de APA´s. Brasília: IBAMA, Série Meio Ambiente em Debate. Documento 15, 1997

BRANDÃO,R.L. Sistema de informações para gestão e administração territorial da Região Metropolitana de Fortaleza- Projeto SINFOR : Diagnóstico Geoambiental e os principais Problemas de Ocupação do Meio Físico da RMF. Fortaleza, CPRM, 1995.

JACOBI, Pedro. Cidade e meio ambiente- percepções e práticas em São Paulo. São Paulo, 1999.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS NÃO RENOVÁVEIS. Roteiro Metodológico Para Gestão de Área de Proteção Ambiental, APA. Diretoria de unidades de conservação e vida silvestre. Brasília. Ed. IBAMA, 2001.

IPLANCE, Anuário Estatístico do Ceará- 1995/1996- Fortaleza, 1997.

MIRANDA, et. Ali. Estudo sobre as áreas estuarinas e de manguezais no estado do Ceará. In SEMACE- levantamentos e estudos básicos do estuário do rio Ceará- município de Caucaia/ CE, Fortaleza, S/D.

SEMACE— levantamentos e estudos básicos do estuário do rio Ceará- município de Caucaia/ CE, Fortaleza, S/D.

SEMACE- SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Proposta de Classificação dos rios da RMF. Fortaleza. SEMACE, 1990.

Dispersão de sementes por Micos-Leões-Dourados (*Leontopithecus rosalia*) na Reserva Biológica União, Rio das Ostras-RJ

Marina Janzantti Lapenta[1,2], Paula Procópio de Oliveira[2] & Paulo Nogueira-Neto[1]

1-Departamento de Ecologia - USP (mlapenta@mailcity.com); 2-Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD)

1- Introdução

A perda da Floresta Tropical, com os fatores que contribuem para a sua degradação e as possíveis soluções, são um dos principais objetivos dos estudos atuais de conservação (Chapman & Chapman, 1995). A ocorrência de dispersão de sementes é fundamental para a recuperação da biodiversidade, pois acelera a recuperação de áreas degradadas (Wunderle-Jr., 1997). Nas Florestas Tropicais entre 45 e 90% das espécies de árvores apresentam frutos carnosos adaptados para o consumo por aves e mamíferos (Howe & Smallwood, 1982). Mamíferos podem ingerir a polpa do fruto e regurgitar as sementes, podem passá-las pelo trato digestório ou digerí-las (Howe, 1986). A simples remoção da polpa sem a ingestão das sementes pode ter um efeito positivo na germinação, pela diminuição do ataque por fungos e patógenos (Estrada & Coates-Estrada, 1984).

O mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) é uma espécie endêmica da Mata Atlântica e alimenta-se de insetos, pequenos vertebrados, e frutos carnosos, doces e macios (Coimbra-Filho & Mittermeier, 1973; Dietz *et al*. 1997). Em estudo anterior com germinação de sementes em laboratório a espécie não foi considerada predadora, pois engole as sementes de grande parte dos frutos que consome, e estas permanecem viáveis para a germinação (Lapenta, 2002). Entretanto, segundo Chapman (1989), a maioria das sementes dispersada por primatas e depositada na mata, é destruída por predadores de sementes ou movidas por dispersores

secundários. Apesar disso, poucos trabalhos consideram os efeitos da dispersão secundária de sementes defecadas por primatas (Estrada & Coates-Estrada, 1991; Estrada *et al*., 1999; Feer, 1999). Para que Planos de Conservação possam ser desenvolvidos, as relações entre a fauna de frugívoros e a vegetação, e a estrutura das Florestas Tropicais devem ser bem entendidas (Piña-Rodrigues & Piratelli, 1993; Chapman & Lambert, 2000) Os trabalhos futuros com dispersão de sementes por primatas serão beneficiados pela avaliação dos predadores de sementes e dispersores secundários que removem e matam as sementes presentes nas fezes de primatas (Chapman, 1989).Estudos sobre o destino das sementes defecadas são fundamentais para a conservação do mico-leão e do seu habitat (Lapenta, 2002), pois segundo Silva & Tabarelli (2000), nos locais onde os dispersores chaves são extintos pode haver um desaparecimento local de algumas espécies vegetais, ou estas podem ser substituídas por outras espécies que produzem frutos dispersos por outros frugívoros. Os micos-leões-dourados utilizam áreas de mata secundária e de borda, além das áreas de interior, podendo ser responsáveis por um fluxo de sementes entre os diversos ambientes, colaborando para a regeneração da Mata Atlântica (Lapenta, 2002).

Muitos estudos sobre dispersão de sementes por primatas e outros dispersores avaliam a porcentagem e velocidade de germinação das sementes ingeridas, mas poucos consideram o destino das sementes após a dispersão primária. Este estudo se propõe a avaliar o destino das sementes dispersadas pelo mico-leão-dourado (*L. rosalia*) na Reserva Biológica União, sendo o primeiro a acompanhar a sobrevivência e crescimento de plântulas provenientes de fezes dos micos, detalhando a sua importância como dispersor de sementes na Mata Atlântica. A Associação Mico-Leão-Dourado (AMLD) propõe como um dos métodos para a conservação da espécie nos próximos anos, o plantio de corredores de vegetação ligando os fragmentos onde estão localizadas populações isoladas de micos. O entendimento do papel do mico-leão-dourado como dispersor de sementes, pode auxiliar na escolha das espécies de plantas utilizadas no plantio de futuros corredores (Lapenta, 2002).

2- Métodos

ÁREA DE ESTUDO: a Reserva Biológica União (RBU) (22°27'36"S, 42°02'15"W) sob jurisdição do IBAMA está localizada no município de Rio das Ostras, RJ e apresenta uma área total de 3.121,21ha, com 2.400ha de mata. A RBU representa um dos maiores e últimos remanescentes de Mata Atlântica de Baixada Costeira do Estado do Rio de Janeiro. Na região predomina o clima tropical úmido (Kleiman *et al*., 1988), com sazonalidade definida, e pluviosidade anual de 1.550mm, com temperatura média de 24ºC (Lapenta *et al*., 2003).

ACOMPANHAMENTO DOS GRUPOS PARA A COLETA DE DADOS: dois grupos de micos-leões-dourados estão sendo acompanhados mensalmente por radiotelemetria, desde abril de 2003, durante três dias cada um. Os grupos são acompanhados do momento que deixam o local de dormida até se recolherem novamente ao final do dia. A posição do grupo é marcada no mapa a cada 20 minutos.

FRUTOS UTILIZADOS PELO MICO-LEÃO-DOURADO: todas as árvores visitadas estão sendo marcadas com fitas numeradas e têm a posição anotada no mapa da área. Amostras das espécies dos frutos consumidos foram coletadas para a identificação e experimentos de germinação. A parte do fruto consumida e o destino das sementes (cuspidas, engolidas ou predadas) foi anotada.

COLETA DE FEZES: todas as fezes encontradas foram coletadas e numeradas. As sementes retornaram para a mata para os experimentos de germinação.

MONITORAMENTO DAS SEMENTES NA MATA: parte das fezes foram retornadas aos locais de origem. Foram montados experimentos com as fezes (tratamento) e com números equivalentes de sementes retiradas dos frutos (controle). A serrapilheira foi retirada do local para facilitar a observação do desaparecimento ou predação das sementes. Os experimentos estão sendo checados para a verificação do número de sementes sobreviventes, predadas, germinando e plântulas. Os impactos da predação serão avaliados e serão consideradas a porcentagem de sobrevivência em cada defecação, e a porcentagem de sementes com ataque por mamíferos ou insetos.

GERMINAÇÃO DE SEMENTES NÃO INGERIDAS: A porcentagem e velocidade de germinação das sementes regurgitadas pelos micos sem a polpa estão sendo comparadas com sementes dentro dos frutos, utilizando-se a metodologia acima. Também está sendo testado se a presença da polpa afeta a susceptibilidade a predação.

3- Resultados e Discussão

Até o momento os dois grupos de micos-leões-dourados foram acompanhados por um total de 249,23 horas, para a coleta de dados.

No período de estudo os micos se alimentaram dos frutos de 37 espécies, em 231 árvores, com um total de 274 visitas. O ambiente com maior número de espécies consumidas até o momento foi o Morro, com 72 árvores de 23 espécies visitadas. Na baixada, os micos consumiram os frutos de 20 espécies, mas 131 árvores foram visitadas. Dessas, 69 árvores foram da espécie *Eugenia* sp, representando quase 30% do total de árvores visitadas. No Brejo apenas 29 árvores de sete espécies foram consumidas. Algumas espécies tiveram árvores visitadas em mais de um ambiente.

Durante a alimentação o mico-leão-dourado engoliu e defecou sementes de 23 espécies, e regurgitou sementes de 14 espécies. Foram coletadas 58 fezes contendo sementes das espécies consumidas.

De acordo com a disponibilidade de frutos e fezes coletadas, sementes de 17 espécies retornaram à mata para experimentos de germinação, predação e dispersão secundária. Para a comparação de sementes retiradas de frutos e fezes foram feitos 19 experimentos, com 11 espécies. Para a comparação de sementes regurgitadas pelos micos e sementes dentro dos frutos (envoltas pela polpa) foram feitos 11 experimentos, com seis espécies. Até o momento apenas as sementes de *Inga thibaudiana* germinaram (tanto as sementes de frutos, quanto as sementes defecadas pelos micos). Em testes realizados em laboratório (Lapenta, 2002), não houve diferença na porcentagem e no tempo de germinação entre as sementes controle e as sementes retiradas das fezes dos micos.

Do total de sementes (>3mm) colocadas para germinar cerca de 41% desapareceram, tendo sido predadas ou dispersadas para outro local.

4- Conclusão

Apesar dos resultados ainda preliminares é possível considerar o mico-leão-dourado como um bom dispersor de sementes na Reserva Biológica União. Em trabalho anterior a espécie pôde ser considerada como dispersora legítima, pois nos testes realizados em laboratório, as sementes germinaram mesmo que em baixas porcentagens, após a ingestão (Lapenta, 2002).

Um grande número de espécies tem as sementes engolidas e levadas a grandes distâncias da árvore parental, favorecendo o encontro de um local adequado para a germinação. As sementes que são regurgitadas podem ter a sobrevivência e possibilidade de germinação aumentada pela diminuição do ataque de fungos e predadores de sementes.

Estudos avaliando o papel do mico-leão-dourado como dispersor de sementes no seu ambiente natural, são fundamentais para a preservação da espécie e do seu hábitat, a Mata Atlântica de Baixada Costeira do Estado do Rio de Janeiro.

5- Bibliografia

Chapman, C. 1989. Primate Seed Dispersal: The Fate of Dispersed Seeds. *Biotropica* 21(2): 148-154.

Chapman, C.A. & Chapman, L.J. 1995. Survival without Dispersers: Seedling Recruitment under Parents. *Conservation Biology*. 9 (3):

675-678.

Chapman, C.A. & Lambert, J.E. 2000. Habitat Alteration and the Conservation of African Primates: Case Study of Kibale National Park, Uganda. *American Journal of Primatology*.50:169-185.

Coimbra-Filho, A.F. & Mittermeier, R. A. 1973. Distribution and ecology of the genus *Leontopithecus* in Brazil. *Primates* 14 (1): 47-66.

Dietz, J.M.; Peres, C.A. & Pinder, L. 1997. Foraging Ecology and Use of Space in Wild Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*). *American Journal of Primatology* 41:289-305.

Estrada, A. & Coates-Estrada, R. 1984. Fruit Eating and Seed Dispersal by Howling Monkeys (*Alouatta palliata*) in the Tropical Rain Forest of Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology* 6:77-91.

Estrada, A. & Coates-Estrada, R. 1991. Howler monkeys (*Alouatta palliata*), dung beetles (Scarabaeidae) and seed dispersal: ecological interactions in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology* 7:459-474.

Estrada, A.; Anzures, A.D. & Coates-Estrada, R. 1999. Tropical Rain Forest Fragmentation, Howler Monkeys (*Alouatta palliata*), and Dung Beetles at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology* 48:253-262.

Feer, F. 1999. Effects of dung beetles (Scarabaeidae) on seeds dispersed by howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in the French Guianan rain forest. *Journal of Tropical Ecology*15:129-142.

Howe, H.F. 1986. Seed Dispersal by Fruit-Eating Birds and Mammals. In: *Seed Dispersal*. D.R.Murray (Ed.). Academic Press, California. Pp 123-189.

Howe, H.F. & Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 201-228.

Kleiman, D., Hoage, R.J. & Green, K.M. 1988. The lion tamarins, genus Leontopithecus. In: *Ecology and Behaviour of Neotropical Primates* - II. R.A.Mittermeier; A.B. Rylands; A.F. Coimbra-Filho; G.A.B. Fonseca (eds). World Wildlife Fund, Washington, D.C. pp. 299-347.

Lapenta, M.J., 2002. O Mico-Leão-Dourado (*Leontopithecus rosalia*) como dispersor de sementes na Reserva Biológica União/ IBAMA, Rio das Ostras, RJ. Tese de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 96 pp.

Lapenta M.J.; Procópio de Oliveira, P.; Kierulff, M.C.M. & Motta-Junior, J.C. 2003. Fruit exploitation by Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in the União Biological Reserva, Rio das Ostras, RJ - Brazil. *Mammalia* 67(1): 41-46.

Piña-Rodrigues, F.C.M. & Piratelli, A.G. 1993. Aspectos Ecológicos da Produção de sementes. In: *Sementes Florestais Tropicais*. I.B. de Aguiar, F. C. M. Piña-Rodrigues, Figliolia, M. B. (eds). Associação Brasileira de Tecnologia de Sementes. Brasília, DF. pp. 19-46.

Silva, J.M.C. & Tabarelli, M. 2000. Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404:72-74.

Wunderle-Jr., J.M. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management* 99:223-235.

(Apoio Financeiro: Fapesp (02/09293-6), Conservation International's Primate Action Fund.)

(Agradecimentos: AMLD, USP-SP, IBAMA, Walter Costa, Sandro Vidal da Rocha, Nailton Peres Azevedo, Hamilton Camargo-Filho, Susie Pinto).

Determinação da capacidade de carga turística da trilha da Cachoeira do Núcleo Engordador, Parque Estadual da Cantareira (Sp), para subsidiar o controle do impacto decorrente da visitação pública

Mário Sérgio Galvão-Bueno (mariosgb@terra.com.br); Rinaldo Alves Obst; Tatiane Arnaut Palermo Lopes
Universidade Guarulhos, SP, Brasil

1. Introdução

Nos últimos anos, o número de turistas que visitam áreas naturais tem aumentado de forma surpreendente. Infelizmente, essa tendência não tem sido acompanhada pelo planejamento e administração adequados dos locais visitados, principalmente em áreas ecológica e culturalmente frágeis.

O turismo contemporâneo é um grande consumidor da natureza e sua evolução nas últimas décadas ocorreu como conseqüência da "busca do verde" e da "fuga" dos tumultos dos grandes conglomerados urbanos pelas pessoas que tentam recuperar o equilíbrio psicofísico em contato com os ambientes naturais durante seu tempo de lazer. É preciso que o turismo e o meio ambiente encontrem um ponto de equilíbrio, a fim de que a atratividade dos recursos naturais não seja a causa da sua degradação.

Existe uma grande tendência à prática de atividades recreativas em áreas de conservação, como parques e reservas, por isso ao atrair este tipo de público, deve-se preparar trilhas para esportes como o cicloturismo, trekking, caminhadas e outras atividades que relacionem o visitante com o parque. CINFUENTES (1992). Diante disto, as trilhas se constituem em um instrumento pedagógico e recreativo, o qual poderá promover o conhecimento, a criatividade e a liberdade individual, encorajando as pessoas a buscarem atividades mais saudáveis, tratando-se de uma forma de desenvolvimento pessoal do cidadão, que nem o trabalho e nem a escola conseguem suprir (TAKAHASHI, 1993).

Uma de maiores prioridades das Unidades de Conservação é a efetiva implantação dos parques e demais unidades, através da regularização, da melhoria da infra-estrutura e de programas de ecoturismo e de educação ambiental. Dentro desta perspectiva, as trilhas bem definidas, servem de proteção, evitando ou minimizando o impacto da utilização da área, além de assegurar conforto e segurança (CINFUENTES, 1992; COSTA, P.C. 2002).

O estudo da capacidade de carga apresenta-se como um importante instrumento de manejo da Unidade de Conservação para poder direcionar a proposta de elaboração e implantação de um programa de monitoramento contínuo do manejo do uso público, desta forma considera-se essencial a avaliação e o monitoramento da capacidade de carga para a abertura dos Parques Paulistas às atividades de uso público, em especial, ao uso das trilhas interpretativas (ROBIM, 1999).

Este trabalho visou a determinação da capacidade de carga da Trilha da Cachoeira – Núcleo Engordador – Parque Estadual da Cantareira (SP), como subsídio para o controle da visitação pública, verificando os fatores que nela influenciam e fornecendo ao Parque elementos para o remanejamento da visitação pública, possibilitando o controle da degradação da trilha. Atenta, assim, para o desenvolvimento do "turismo sustentável", segundo o conceito de SWARBROOKE (2000)

O uso abusivo das trilhas pode causar danos à vegetação, eliminando espécies ou reduzindo seu contingente (embora algumas espécies possam ter sua abundância aumentada); afeta, também, reduzindo a altura da das plantas e a freqüência de sua floração. O solo é compactado e assim reduz sua capacidade de campo. A vida animal é perturbada, sendo que algumas espécies declinam em número ou migram para outro lugar.

A proximidade da cidade de São Paulo (SP) e o grande número de visitantes influíram na escolha do Parque Estadual da Cantareira

(PEC), em especial a Trilha da Cachoeira, como objeto de estudo para a definição da capacidade de carga adaptada às condições tropicais e insulares. Abrangendo os município de Caieiras, Mairiporã, Guarulhos, Franco da Rocha e extremo norte da capital paulista, sendo a maior Unidade de Conservação situada em perímetro urbano, o PEC foi declarado como parte da Reserva da Biosfera do Cinturão Verde de São Paulo pela UNESCO.

A trilha da cachoeira é uns dos atrativos principais do PEC, sendo responsável pela visita de 800 pessoas em média nos finais de semana, e ainda não foram tomadas medidas para controle da visitação. Tendo aproximadamente 3.000m, passa por uma bica, por algumas cachoeiras e cruza o leito do Riacho Engordador diversas vezes. Na sua parte mais alta encontra-se um antigo tanque de captação de água da Sabesp.

2. Métodos

O método utilizado para determinação da capacidade de carga da Trilha da Cachoeira, foi criado por CIFUENTES (1992), que considera três níveis de capacidade de carga: capacidade de carga física (CCF), capacidade de carga real (CCR) e capacidade de carga efetiva (CCE).

Para a determinação da Capacidade de Carga Física (CCF) utiliza-se a área ocupada por visitante (1m linear por pessoa), a área disponível para uso público (extensão da trilha) e o tempo necessário para executar a visita. Para a determinação da Capacidade de Carga Real (CCR) usamos como limitantes a precipitação pluvial, a erodibilidade, a acessibilidade, a radiação solar, bem como distúrbios de fauna e o fechamento temporário do parque (dados esses obtidos da Estação Agroclimatológhica nº 8307, de informações da administração do PEC, e dados coletados no local) . A capacidade de carga efetiva (CCE) é obtida pela comparação da CCR com a capacidade de manejo, ou seja, as condições que a administração de uma área protegida necessita para poder cumprir suas funções e objetivos (COSTA, 2002).

3. Discussão e Resultados

A Capacidade de Carga Física (CCF) define o limite máximo de visitas que pode haver em um local com espaço definido, em um tempo determinado. O espaço entre os grupos (de, no máximo, 20 pessoas) é de 200m. Como a extensão da trilha é de 2.563m e é percorrida em 1h30min, temos 6,15 períodos nas oito horas diárias em que funciona o parque. Ao mesmo tempo, podem estar na trilha 12 grupos (240 pessoas). A CCF é, portanto, de 1.476 visitas/dia.

A Capacidade de Carga Real (CCR), é o limite máximo de visitas, determinado a partir da Capacidade de Carga Física (CCF) de um local, depois de somados os fatores de correção definidos em função das características particulares do local. A precipitação no local apresenta 138 dias de chuva/ano com 6 dias limitantes. (FCp = 4,32%). A trilha apresenta 1.072,98m de médio risco de erosão (inclinação de 10% à 20%) e 487,67m de alto risco de erosão (inclinação superior a 20%.), levando a um fator de erodibilidade (FCe) de 61,54%. A acessibilidade da trilha decorre apenas da declividade e assume o mesmo valor de 61,54%. A radiação solar indica 4.380 horas de sol/ano com 910 horas de sol limitante/ano, levando a um fator (FCs) de 20,78%. A Radiação Solar intensa é um fator limitante para áreas de visitação sem cobertura, a Trilha da Cachoeira em sua maior parte encontra-se em mata densa, possibilitando a visitação normal sem a interferência deste fator. Desta maneira estes dados não serão considerados para o cálculo da CCR. O Parque fecha para manutenção às segundas feiras (48 dias ao ano), o que nos dá um FCt de 13,15%. A CCR é, assim, de 182 visitas/dia.

A capacidade de carga efetiva ou permissível (CEE) é o limite máximo de visitas que se pode permitir, sem prejuízo para as atividades de manutenção e manejo. Para obter a CCE compara-se a CCR com a Capacidade de Manejo (CM) da administração da área protegida. O plano de Manejo para o Parque Estadual da Cantareira de 1974 está desatualizado e não contém informações atuais sobre a capacidade de manejo. A Administração do Núcleo informa que a fiscalização e controle dos visitantes é de sua responsabilidade, possuindo 10 vigilantes, sendo 2 funcionários do Instituto Florestal, com turnos de 12h x 36h e 8 funcionários terceirizados com turno de 10h, com uma folga semanal, sendo 2 vigilantes noturnos. Existem 2 monitores ambientais durante a semana, para orientação às escolas da região que visitam o Parque e 4 monitores que trabalham nos finais de semana e feriados, porém não acompanham os visitantes nas trilhas. Entretanto, a CM depende ainda de outras variáveis (respaldo turístico, políticas, equipamentos) e deve ser definida administrativamente (COSTA, 2002).

Na ausência desta definição, e para sondagem da capacidade de carga, optamos por considerar aqui o valor ideal (quando a CM é ótima). Desta forma o número de visitantes permitidos por dia para a Trilha da Cachoeira é o valor da CCR. Então, tem-se que a CEE é de 182 visitantes/dia.

Diante da falta de opções de lazer em São Paulo, o número de visitantes no PEC tem aumentado substancialmente, sem que haja qualquer controle. Os dados fornecidos por funcionários do Núcleo Engordador, estimam um número médio de 600 visitantes/dia nos domingos e feriados nos meses de verão. Valor este muito distante do resultado obtido pela análise da Capacidade de Carga Turística: 182 visitantes/dia.

Diante desse resultado, podemos constatar as dificuldades enfrentadas pela Administração do PEC para efetuar o manejo do uso público, adequando-o aos seus objetivos de conservação indicados para as áreas protegidas. O Plano de Manejo, instrumento importante para a administração do Parque, elaborado em 1974, encontra-se desatualizado e fora da realidade atual, dificultando ainda mais.

O controle do número de visitantes na Trilha da Cachoeira é fundamental para a preservação do Parque. O número de visitantes/dia é limitado por diversos fatores. Através dos dados climatológicos foi observado que o verão é o período que apresenta os maiores índices pluviométricos, interferindo na visitação e deixando a trilha escorregadia, ocorrendo no mesmo período de maior visitação do Parque, aumentando o risco de erosão e o número de acidentes. A Trilha da Cachoeira necessita de reparos estruturais, tendo em vista que a maioria dos corrimãos existentes estão quebrados. A sobreposição destes fatores ocasiona um grande impacto na trilha. Adicione-se que a trilha apresenta vários trechos com inclinação de médio e alto risco de erosão, sendo agravados portanto pelo pisoteamento.

"No Brasil, a mensuração e a avaliação das limitações do uso turístico em Unidades de Conservação são práticas ainda pouco comuns" (COSTA, 2002).

4. Conclusões

Existe uma necessidade de se implantar um controle de visitantes principalmente aos domingos e feriados. Sugere-se que o acesso à Trilha da Cachoeira deva ser limitado pela Direção do Parque em grupos de, no máximo, 20 pessoas acompanhadas de Monitores Ambientais. O número de Monitores Ambientais do Parque precisa ser ampliado, possibilitando atividades de Educação Ambiental para todos os visitantes e moradores do entorno. A implantação de atividades que possam distribuir os visitantes em todas as outras áreas do Parque, possibilita a redução do número de visitantes na Trilha da Cachoeira. É necessário a implantação de um monitoramento para diminuir e controlar a erodibilidade, possibilitando aumentar o número de visitantes sem degradar a Trilha. A fiscalização do Parque precisa ser ampliada, sendo necessário o aumento do número de vigilantes. As visitas realizadas por grupos com grande número de pessoas deveriam ocorrer somente aos sábados e serem agendadas com antecedência, evitando o acumulo nos domingos e feriados.

5. Referências Bibliográficas

COSTA, P. C. Unidades de Conservação: matéria-prima do

ecoturismo. São Paulo: Aleph, 2002.

CIFUENTES, M. Determinación de capacidad de carga turística em áreas protegidas.Turriaba, Costa Rica, Centro Agronômico Tropical de Investigacion y Enseñanza.,Catie.,1992

ROBIM, M.J., Análise das Características do Uso Recreativo do Parque Estadual da Ilha Anchieta: uma contribuição ao manejo. Tese de Doutorado apresentada na Universidade Federal de São Carlos (SP),1999

SWARBROOKE, J. Turismo sustentável: conceitos e impacto ambiental. São Paulo: Aleph, 2000.

TAKAHASHI,L.Y.,Caracterização dos visitantes, suas preferências e percepções e avaliação dos impactos da visitação pública em Unidades de Conservação do Estado do Paraná., Tese de doutorado apresentada no setor de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Paraná.(PR),1998

Culicidae (Diptera) imaturos coletados na fazenda Monte Alegre, Parque Ecológico Klabin, município de Telêmaco Borba, Paraná, Brasil

Marisete Aparecida Cenci[a] José Lopes[b] João Antônio Cyrino Zequi[c]
[a] Mestranda Ciências Biológicas – UEL. [b] Universidade Estadual de Londrina, Depto. Biologia Animal e Vegetal, Campus Universitário, CEP. 86.051.990 – Londrina, Paraná. (jea@uel.br). [c] Doutorando em Agronomia – UEL.

1. Introdução

Formações de lagos, de grande ou pequeno porte, com macrófitas aquáticas podem ampliar extensivamente os sítios de oviposição para muitas espécies de mosquitos (QUINTERO *et al*. 1996) e, quando ocorre incidência solar direta sobre esses criadouros, constituem-se em ambiente ideal para a procriação de Culicidae, principalmente os pertencentes aos gêneros *Anopheles* Meigen, 1818, *Coquillettidia* Dyar, 1905 e *Mansonia* Blanchard 1901 (LOPES & LOZOVEI, 1995).

O estudo da entomofauna culicidiana é de grande importância, por incluir indivíduos com capacidade vetorial de agentes patogênicos para o homem e para outros animais. REEVES (1965) assinalou, na região dos trópicos, cerca de 200 arboviroses, das quais 70 são patogênicas para o homem, sendo a maioria delas transmitida por várias espécies de Culicidae.

Segundo LOPES (2002), estudos em ambientes alterados são importantes já que as transformações ambientais artificiais repentinas direcionam populações animais, ou parte delas, com potencial genético para tanto, a novas adaptações em ambientes degradados, podendo aproximá-las das populações humanas. Os mosquitos, assim como todos os outros animais silvestres foram e continuam sendo envolvidos nesse contexto de transformações.

Procurou-se neste estudo identificar as espécies de Culicidae que procriam em lagos artificiais da Fazenda Monte Alegre, no Parque Ecológico Klabin, município de Telêmaco Borba, estado do Paraná, e verificar prováveis variações de espécies nos diferentes lagos e conseqüentemente contribuir para o levantamento de espécies de Culicidae na região.

2. Material e Métodos

O trabalho foi realizado no Parque Ecológico Klabin, localizado no médio Tibagi, município de Telêmaco Borda, Estado do Paraná. O parque ocupanda uma área de 11.116 ha, dos quais 7.883 são representados por floresta natural em estado primitivo. Localiza-se nas coordenadas geográficas 24º 12' S e 50º 33' W, tendo altitude média de 885 m. O clima na região, segundo a classificação de Köppen (MAACK, 1981), enquadra-se como subtropical, sendo a temperatura média de inverno 16,3ºC e, a de verão, 23,2ºC; a precipitação média anual é de 1.478 mm. Este parque abriga um criatório de animais.

Para o estudo foram selecionados quatro lagos existentes no parque. O primeiro era um lago formado por uma barragem no leito de um ribeirão, caracterizando-se por apresentar pouca vegetação aquática. Os demais pontos de coletas eram pequenos lagos que estavam dentro dos viveiros dos animais, originados a partir de pequenas nascentes, sendo utilizados como suprimento de água e para banho dos mesmos. O lago número 2 estava no interior do viveiro da cotia e veado, neste lago havia a presença de muitas gramíneas ao redor e no interior do mesmo; o terceiro ponto foi o lago que fazia parte do viveiro de uma anta, apresentando água limpa, com algumas gramíneas, e Pistia sp. (Araceae), conhecida por alface-d'água ou repolho-d'água. O quarto ponto correspondia ao local do viveiro de outra anta, com um casal de patos, neste ponto a água estava muito suja e com pouca vegetação aquática.

Os imaturos foram coletados com auxílio de rede entomológica para insetos aquáticos. Em cada ponto foi feita uma amostra composta de 10 lances da rede de coleta. A cada lance da rede, o conteúdo foi despejado em bandeja de onde as larvas de 3º e 4º estádio e as pupas foram recolhidas e armazenadas em álcool 70%.

No laboratório, as larvas foram quantificadas e identificadas. Para a identificação foi realizada com auxílio das chaves de FORATTINI (2002) e GORHAM, STOJANNOVICH & SCOTT (1967). Amostra do material analisado está depositada no laboratório de Entomologia do da Universidade Estadual de Londrina.

3. Resultados e Discussão

Foram coletados 79 imaturos de Culicidae, distribuídos em 4 gêneros e 4 espécies. O gênero Anopheles prevaleceu com 42 (53,15%); Culex Linnaeus, 1758, foi o segundo gênero mais abundante com 28 (35,45%) espécimens, seguido de Aedeomyia com 8 (10,12%), e Uranotaenia Lynch Arribálzaga, 1902, com um indivíduo (1,25%).

Desta forma, lagos artificiais com vegetação aquática e insolação direta parecem favorecer a procriação de anofelineos. Esta predominância do gênero *Anopheles*, também foi observada por GUIMARÃES *et al*. (1997), coletando mosquitos adultos com barraca de Shannon e isca humana em áreas da usina hidrelétrica de Itaipu. CONSOLIM *et al.* (1991), coletando na mesma região verificaram resultados semelhantes.

Anopheles strodei Root, 1926, foi a espécie mais capturada entre todos os culicineos e a única espécie do gênero, perfazendo um total de 47,81% dos imaturos coletados. Só foi encontrado na lagoa 1 (9) e na lagoa 2 (33). Este anofelineo foi registrado em níveis consideráveis também por Corrêa (1938), LOZOVEI & LUZ (1976) e LOPES & LOZOVEI (1995). Estes resultados são significativamente importantes por tratar-se de espécie vetor secundário de malária. CORRËA (1938), verificou que este mosquito é domiciliar em coletas realizadas na fazenda Santa Alice, bacia do Aguapeí, no estado de São Paulo, sendo que dos 163 mosquitos coletados, dois estavam com oocistos malárico no estômago.

Culex (Culex) eduardoi Casal & Garcia, 1968, foi a segunda espécie mais capturada e a única desde gênero, com 28 (35,45%) espécimens . Foi encontrada no lago 1(3), Lago 2(25) e lago 4(1). Esta espécie foi coletada por LOPES & LOSOVEI (1995), na região de Londrina, Paraná, no leito do ribeirão São Domingos, em recipientes alocados na sua mata ciliar, em recipientes dos peridomicílios existente ao longo de sua extensão, além de aparecer nas coletas de adultos com isca humana realizadas na margem de uma de suas represas. ZEQUI *et* al. (2001), capturaram-na em pesquisa realizada no Lago Igapó, área urbana de Londrina. LOPES (2002), após constatar que *Cx. eduardoi* apresentava-se totalmente dispersa pelas áreas rural e urbana no Norte do Paraná e colonizando toda sorte de criadouros naturais e artificiais, afirmou tratar-se de espécie com adaptações genético-ecológicas suficientes para lhe garantir maior sobrevivência em ambientes alterados pelo homem e até mesmo para tornar-se uma espécie domiciliada.

Aedeomyia (Aedeomyia) squamipennis (Lynch Arribalzaga, 1878),

foi a terceira espécie mais abundante, mas só encontrada no lago 3(8). Lopes & Lozovei (1995), em coletas de larvas encontraram esta espécie com predominância de 48% em relação ao total de culicídeos coletados. Todavia, 99,7% dos *Aedeomyia* foram capturados em uma represa do ribeirão São Domingos. LOZOVEI & LUZ (1976), coletaram *Ad. squamipennis* nos arredores de Curitiba em alguns açudes e área de brejos e ZEQUI *et al.* (2001), coletaram-na em um lago artificial na área urbana de Londrina. No município de Jataizinho, Paraná, coletando-se em lagoas oriundas de barreiros explorados por cerâmicas, com vegetação aquática, capturou-se predominantemente esta espécie, parecendo ser essa a condição preferida por larvas de *Ad. squamipennis* (LOPES, 2002).

Para *Uranotaenia pulcherrina* Lynch Arribalzaga, 1891. só foi coletado um exemplar na lagoa 2, o que pode significar pouca adaptabilidade desta espécie para ambientes antrópicos. Resultado semelhante foi observado por ZEQUI *et al.* (2001), quando estudaram um lago na região urbana de Londrina. Larvas desta espécie são freqüentemente encontradas associadas com aguapé (*Eichornia* sp) (LANE, 1943).

4. Conclusões

Lagoas ensolaradas com vegetação aquática caracterizaram-se como criadouro preferido para *An. strodei*.. Aquelas com abundancia de gramíneas e outras plantas aquáticas foram as mais ricas em quantidade e diversidade.

A presença de e *Pistia* sp. (Araceae) alface d'água, mostrou-se como condição preferida para a presença de *Ad. squamipenis*.

Culex eduardoi foi o único representante do subgênero *Culex*, indicando sua adaptabilidade aos ambientes antrópicos, mesmo não sendo considerada antropofílica.

Na lagoa onde houve maior atividade dos animais, foi onde menos larvas capturou-se.

A presença de *An. strodei*, espécie vetor secundária da malária, alerta para os cuidados e medidas de controle e o manejo adequado, como a retirada das macrófitas aquáticas, limpeza das margens e ausência de agentes poluentes, contribui para o controle de Culicidae em lagos artificiais. Aplicação de bioinseticida também pode ser indicado.

Referências Bibliográficas

Caisher, C. H.; John, S. L.; Gustavo, J.; *et al.* (1981). Viruses isolated from *Aedeomyia squamipennis* mosquitoes collected in Panama, Ecuador and Argentina establisment of the Gamboa serogroup. Am. J. Trop. Med. Hyg. 30 (1): 219 – 223.

Calisher, C. H.; John, S. L. & W. D. S. (1988). Brus Laguna virus, a Gamboa Buny a virus from *Aedeomyia squamipennis* collected in Honduras. Am. J. Trop. Med. Hyg. 39 (4): 406 – 408.

Consolim, J.; Ennio, L.; Nilson, J. de M. P. *et al.* (1991). *O Anopheles (Nyssorhynchus) darlingi* Root, 1926 e a malária no lago de Itaipu, Estado do Paraná, Brasil: Uma revisão de dados. Arq. Biol. Tecnol. 34 (2): 263 – 286.

Corrêa, R. R. (1938). *O Anopheles (N) strodei* Root, 1926 como provável vetor de malária. Revista de Biologia e Hygiene 9 (2): 104 – 109.

Forattini, O. P. (2002). Culicideologia Médica. São Paulo, USP. v.2, 860p.

Gorham,J.R.; Stojannovich,C.J & Scott H. G. (1967). Chave Ilustrada para Mosquitos Anofelinos de Sudamerica Oriental.U. S. Departament of Healt, Education, and Welfare Public Healt Service. Atlanta, Gerogle.

Guimarães, A . E.; Rubens, P. DE M.; Catarina, M. L *et al.*. (1997). Prevalência de Anophelinos (Diptera: Culicidae) no crepúsculo verspertino em áreas da usina hidrelétrica de Itaipu, no município de Guaíra, Estado do Paraná, Brasil. Mem. Inst. Oswaldo Cruz 92 (6) 745 – 754.

Lane, J. (1943). Sobre o gênero *Uranotaenia* (Diptera, Culicidae, Culicini). Rev. Entomol. 14 (1/2) 137 – 161.

Lopes, J. (1996). Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) em criadouros naturais e artificiais de área rural do Norte do Estado do Paraná, Brasil. II - Coletas com isca humana. Revta bras. Zool. 13 (3): 585 – 596.

Lopes, J. (2002). Mosquitos (Diptera: Culicidae) da região do baixo Tibagi e suas abaptações a ambientes antropogênicos: causas e conseqüências. *In*: MEDRI, M.E. *et al.* (editores). A bacia do Rio Tbagi. Londrina: M. E. Medri, 2002. cap. 19, p.327 – 351 .

Lopes, J. & Lozovei, A. L. (1995). Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) em criadouros naturais e artificiais de área rural do Norte do Estado do Paraná, Brasil. I – Coletas ao longo do ribeirão. Rev. Saúde Pública 29 (3): 183 – 191.

Lopes, J. & Lozovei, A. L. (1996). Ecologia de mosquitos (Diptera: Culicidae) em criadouros naturais e artificiais de área rural do norte do Paraná, Brasil. II. Coletas com isca humana. Rev. Bras. de Zoologia, 13:585-596.

Lozovei, A. & Luz, E. (1976). Diptera Culicidae em Curitiba e arredores. I. Ocorrência. Arq. Biol. Tecnol. 19:25-42.

Maack, R. (1981). Geografia física do Estado do Paraná. 2. ed. Rio de Janeiro, J. Olympio. 450p

Quintero, L. O.; Bedsy, D. T. & Wanderli, P. T. (1996). Biologia de anofelinos amazônicos. XXI. Ocorrência de espécies de *Anopheles* e outros culicídeos na área de influência da hidrelétrica de Balbina – cinco anos após o enchimento do reservatório. Acta Amazonica 26 (4): 281 – 296.

Reeves, W.C. (1965). Ecology of mosquitoes in relation to arboviruses. Annu. Rev. Entomol., 10:25-46

Zequi, J.A.C. & Lopes J. (2001). Immature Culicidae (Diptera) collrcted from the Igapó Lake located in the urban área of Londrina, Paraná, Brazil. Brasil. Arch. Biol. Technol., 45(4):465-471.

Relação entre temperatura de incubação dos ovos e crescimento pós-eclosão em jacarés-de-papo-amarelo (*caiman latirostris*)

Maristela P. Miranda-Vilela[1,2], Luis Antonio B. Bassetti[1], Janaina L. O. de Araújo[1], Regina N. de Andrade[1] e Luciano M. Verdade[1] (1.Laboratório de Ecologia Animal. ESALQ, Escola Superior de Agricultura Luis de Queiroz/USP, Piracicaba, SP. 2.Autor correspondente: marispm@uol.com.br ou mpmirand@esalq.usp.br)

Introdução

O jacaré-de-papo-amarelo, endêmico das bacias hidrográficas do Paraná e São Francisco, além das pequenas bacias litorâneas das regiões Sul, Sudeste e Nordeste do Brasil, tem sido alvo de várias pesquisas quanto a sua biologia no Laboratório de Ecologia Animal da ESALQ/USP (Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz). Inicialmente foram trabalhadas questões comparando incubação natural e artificial (Verdade, 1992), diferentes tipos de dietas (Sarkis-Gonçalves et al. 2002), utilização de estufas para criação em cativeiro (Fincati & Verdade, 2002), e, neste trabalho relatamos o experimento que estudou o efeito da temperatura de incubação dos ovos sobre o crescimento pós-eclosão dos filhotes de jacarés. Trabalhamos com a hipótese de existir um efeito da temperatura de incubação sendo expresso durante o crescimento, por encontrarmos o relato desse efeito em outros répteis, como a tartaruga Chelydra serpentina (Rhen&Lang, 1999) e outros crocodilianos como o Aligator mississipiensis (Joanen et al., 1987). Também levamos em consideração o fato dos jacarés serem ectotérmicos (Pough, 1992), e apresentarem como ponto vital o efeito da temperatura em sua história natural. Conhecer detalhes que envolvam biologia da reprodução e biologia do crescimento, tem contribuído para a conservação e uso econômico do jacaré-de-

papo-amarelo. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi verificar se a temperatura de incubação afeta o crescimento inicial de jacarés-de-papo-amarelo.

Métodos

O experimento foi desenvolvido na sala de incubação e no galpão de crescimento do Laboratório de Ecologia Animal da ESALQ/USP, Piracicaba, São Paulo, no período de dezembro de 2000 a outubro de 2001.Testamos quatro temperaturas de incubação, 28, 30, 32 e 34°C, utilizando ovos de duas ninhadas que foram acondicionados em oito incubadoras de isopor (conforme descritas por Verdade, 1992). Em seguida, submetemos os jacarés eclodidos à fase de crescimento, na temperatura de 32°C, em caixas de fibra de vidro climatizadas. Para o controle térmico das incubadoras utilizamos termostatos RobertShaw, precisão de ± 0,5°C, e leitura de termômetros digitais. Para a fase de crescimento utilizamos caixas de fibra de vidro de forma circular, com 2,0m^2 de área basal e 1,0 m de altura, com tampa aparafusada e escotilha para trato e manejo dos animais, cujo controle térmico deu-se através de sistema eletrônico de reostato termopar, e o monitoramento da temperatura através de planilha eletrônica com registro em tempo real a intervalos de 60 min, precisão de ± 0,5 °C. Para avaliar o crescimento dos jacarés foram realizadas biometrias mensais durante seis meses. As biometrias mensais compreenderam pesagem dos jacarés e medidas de comprimento através do uso de paquímetro e trena. Verificamos o comprimento linear da cabeça e corpo dos animais e sua massa corpórea. O experimento foi realizado em blocos casualizados, sendo cada ninhada, um bloco, e cada temperatura de incubação, um tratamento. Foram feitas análises de variância (ANOVA) mês a mês para massa corpórea e comprimento rostro-anal, para o estudo de crescimento. Foram também feitas análises de multivariância (MANOVA) mês a mês para as variáveis morfométricas cranianas, para análise do desenvolvimento. . Os dados foram analisados através do Programa MINITAB (2000).

Resultados

Diferente do padrão encontrado para o aligátor americano, não houve relação significativa entre a temperatura de incubação e o crescimento do jacaré-de-papo-amarelo do presente estudo, tanto em termos de massa corpórea ($0,199 < P < 0,927$) quanto em termos de comprimento linear ($0,064 < P < 0,973$) ao longo dos seis primeiros meses de vida. No entanto, a exemplo do que foi descrito em várias circunstâncias para outras espécies de crocodilianos (Joanen et al., 1987), houve um significativo efeito de ninhada nos dois primeiros meses de vida tanto em relação à massa corpórea ($P < 0,001$) quanto em relação ao comprimento linear ($P < 0,001$). Em complemento, não houve interação significativa entre a temperatura de incubação e a ninhada de origem quanto às variáveis acima descritas ($0,082 <P< 0,466$), durante todo o período de estudo. Por outro lado, encontramos significativa variação entre os tratamentos quanto a morfometria craniana, considerando as 14 variáveis utilizadas, durante os primeiros dois meses em relação à temperatura de incubação ($P < 0,001$), durante praticamente todo período de estudo para a ninhada de origem ($0,000 < P <0,098$) e durante o segundo, terceiro e sexto mês para a interação entre temperatura de incubação e ninhada de origem ($0,001 < P < 0,066$). Tais padrões parecem estar associados ao processo de desenvolvimento, onde há rearranjo estrutural de tecidos, e não ao crescimento em si, onde há síntese de tecido.

Conclusão

A temperatura de incubação afeta significantemente o desenvolvimento pós-embriônico, mas não o crescimento em jacaré-de-papo-amarelo. Há um efeito consistente de ninhada sobre a relação existente entre temperatura de incubação e tamanho do filhote.

(Agradecemos à FAPESP – Fundação de Amparo a Pesquisa de São Paulo, órgão financiador do nosso projeto).

Bibliografia

FINCATTI, C.R. ; VERDADE, L.M. Variação térmica microclimática em estufa plástica e sua aplicação para crescimento de filhotes de jacarés.pp. 91-97. In: Verdade, L.M. & A Larriera (eds). Conservação e manejo de jacarés e crocodilos de América Latina. Cn Editora. Piracicaba, SP, Brasil. 2002.

JOANEN, T.; McNEASE, L.; FERGUSON, M.W.J. The effects of egg incubation temperature on post-hatchling growth of American alligator in Louisiana , USA. In: WEBB, G.J.W.; MANOLIS, S.C.; WHITEHEAD, P.J. (Ed.). Wildlife management: crocodiles and alligators. Chipping Norton: Surrey Beatty and Sons Pty, 1987. Cap.10, p.533-537.

POUGH, F. H., Recommendations for the care of amphibians and reptiles in Academic Institution. National Academy Press, Washington. 18 p.1992.

RHEN, T & LANG, J.W. Temperature during embryonic and juvenile development influences growth in hatchling snapping turtles, *Chelydra serpentina*. Journal of Thermal Biology. 24 (1999) 33-41.

SARKIS- GONÇALVES, F.; CASTRO, A .M.V.; VERDADE, L.M. Descartes de origem animal e o crescimento e ganho de peso do jacaré-de-papo-aamrelo, C*aimam latirostris* (Daudin, 1802), em cativeiro. Scientia Agrícola, 59(2). Pp.243-250, 2002.

VERDADE, L.M. Manejo reprodutivo do Jacaré-de-papo-amarelo, *Caiman latirostris* (Daudin, 1802), em cativeiro. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo, Brasil. 1992.

O objetivo deste trabalho foi verificar se a temperatura de incubação afeta o crescimento inicial de jacarés-de-papo-amarelo.

O experimento foi desenvolvido na sala de incubação e no galpão de crescimento do Laboratório de Ecologia Animal da ESALQ/USP, Piracicaba, São Paulo, no período de dezembro de 2000 a outubro de 2001.Testamos quatro temperaturas de incubação, 28, 30, 32 e 34°C, utilizando ovos de duas ninhadas que foram acondicionados em oito incubadoras de isopor. Em seguida, submetemos os jacarés eclodidos à fase de crescimento, na temperatura de 32°C, em caixas de fibra de vidro climatizadas. Para o controle térmico das incubadoras utilizamos termostatos RobertShaw, precisão de ? 0,5°C, e leitura de termômetros digitais. Para a fase de crescimento utilizamos caixas de fibra de vidro de forma circular, com 2,0m2 de área basal e 1,0 m de altura. O controle térmico deu-se através de sistema eletrônico de reostato termopar, com precisão de ? 0,5 ?C. Para avaliar o crescimento dos jacarés foram realizadas biometrias mensais durante seis meses. Verificamos o comprimento linear da cabeça e corpo dos animais e sua massa corpórea. Foram feitas análises de variância (ANOVA) mês a mês para massa corpórea e comprimento rostro-anal, para o estudo de crescimento. Foram também feitas análises de multivariância (MANOVA) mês a mês para as variáveis morfométricas cranianas, para análise do desenvolvimento. Diferente do padrão encontrado para o aligátor americano, não houve relação significativa entre a temperatura de incubação e o crescimento do jacaré-de-papo-amarelo do presente estudo, tanto em termos de massa corpórea ($0,199 < P < 0,927$) quanto em termos de comprimento linear ($0,064 < P < 0,973$) ao longo dos seis primeiros meses de vida. No entanto, a exemplo do que foi descrito em várias circunstâncias para outras espécies de crocodilianos (Joanen et al., 1987), houve um significativo efeito de ninhada nos dois primeiros meses de vida tanto em relação à massa corpórea ($P < 0,001$) quanto em relação ao comprimento linear ($P < 0,001$). Em complemento, não houve interação significativa entre a temperatura de incubação e a ninhada de origem quanto às variáveis acima descritas ($0,082 <P< 0,466$), durante todo o período de estudo. Por outro lado, encontramos signifi-

cativa variação entre os tratamentos quanto a morfometria craniana, considerando as 14 variáveis utilizadas, durante os primeiros dois meses em relação à temperatura de incubação ($P < 0,001$), durante praticamente todo período de estudo para a ninhada de origem ($0,000 < P < 0,098$) e durante o segundo, terceiro e sexto mês para a interação entre temperatura de incubação e ninhada de origem ($0,001 < P < 0,066$). Tais padrões parecem estar associados ao processo de desenvolvimento, onde há rearranjo estrutural de tecidos, e não ao crescimento em si, onde há síntese de tecido.

Conclusão

A temperatura de incubação afeta significantemente o desenvolvimento pós-embriônico, mas não o crescimento em jacaré-de-papo-amarelo. Há um efeito consistente de ninhada sobre a relação existente entre temperatura de incubação e tamanho do filhote.

Efeitos da profundidade na abundância, sobrevivência e tamanho de *Melanoides tuberculata* (Prosobranchia: Thiaridae) na Lagoa Dom Helvécio-MG

Márlon C. Vasconcelos[2], Aline Duarte[2], Emília Recla2,Aline Márcia[2], Mário M. Espírito-Santo[1], & Francisco Barbosa[1]
[1]Departamento de Biologia Geral/ICB, CP 486, Universidade Federal de Minas Gerais, CEP 30161-970, Belo Horizonte-MG; [2] Centro de Ciências de Biológicas (CCB), Centro Universitário do Leste de Minas Gerais-UnilesteMG, Av. Presidente Tancredo Neves, 3500, Bairro Universitário, CEP 35170-056- Coronel Fabriciano-MG. (castro_bio@yahoo.com.br).

1. Introdução

Moluscos de água doce são animais bentônicos que vivem em vários ambientes como rios, lagos, pântanos e riachos (Russel-Hunter 1978). São comumente encontrados tanto em regiões próximas das margens como em regiões mais profundas. Vários são os fatores que afetam a distribuição destes organismos, como o tipo de substrato, velocidade de correntes, estado trófico do ambiente e profundidade, sendo este ultimo de grande importância, pois afeta a quantidade de oxigênio dissolvido na água, além de influenciar a produção primária (Muli &Mavuti 2001).

Melanoides tuberculata (Prosobranchia: Thiaridae) é um molusco de água doce originário da Ásia, com ampla distribuição tropical e subtropical, sendo invasora na maioria dos ambientes onde é encontrada, geralmente em grandes densidades. (Madsen & Fradsen 1989, Thomas & Trait 1984). No Brasil, o primeiro registro da ocorrência de *M. tuberculata* foi em Santos, em 1967 (Vaz et al. 1986). Recentemente, vários estudos têm sido realizados com este molusco devido à sua possível utilização no controle biológico de moluscos transmissores da esquistossomose (Giovanelli et al. 2002). Este caramujo foi encontrado pela primeira vez no Parque Estadual do Rio Doce em 1999, na Lagoa Dom Helvécio. De Marco (1999) encontrou uma população bem estabelecida associada a uma forte ação antrópica. Este trabalho teve como objetivo verificar a influência da profundidade na abundância, sobrevivência e tamanho de *M. tuberculata*, além de avaliar os possíveis efeitos do tipo de sedimento em uma população deste molusco em áreas de forte ação antrópica na lagoa Dom Helvécio.

2. Métodos

O estudo foi realizado no Parque Estadual do Rio Doce, localizado no trecho médio da bacia do Rio Doce, em Minas Gerais. O parque possui uma área de 36000 ha, em sua maioria de mata secundária, sendo um dos maiores remanescentes de mata atlântica do estado. A lagoa Dom Helvécio é a maior lagoa do parque, possuindo cerca de 6,87 km^2 de espelho d'água (Tundisi & Saijo 1997). As coletas foram realizadas em dezembro de 2002, na área da lagoa reservada aos banhistas, formada por uma península de aproximadamente 80 metros de comprimento. Foram realizados três transectos até a profundidade de 1 metro, sendo dois transversais (1 e 3) e um longitudinal (2) em relação ao eixo maior da península. Os transectos 1 e 3 são os mais freqüentados por banhistas, tendo seu sedimento recoberto artificialmente por areia. O transecto 2 é menos freqüentado e não recebeu cobertura de areia. Nenhum dos transectos possuía cobertura vegetal.

Em cada transecto, foram coletadas amostras do sedimento de metro em metro a partir da margem, até que a profundidade atingisse 1m. As coletas de sedimento foram feitas dentro de um quadrat de 0,25 x 0,25 m. Todo o sedimento de aproximadamente 5 cm de profundidade no fundo da lagoa foi coletado com o auxílio de peneira e colocado em sacos plásticos. Em laboratório, os indivíduos de *M. tuberculata* encontrados foram separados, contados e congelados para posterior análise. Em cada ponto de coleta, a profundidade foi medida com o auxílio de um metro de metal.

A abundância entre os três transectos foi comparada através de análise de variância de um fator (one-way ANOVA). A mesma análise foi realizada para comparar a abundância entre profundidades. Para verificar os efeitos do local (transecto) e da profundidade na sobrevivência e no tamanho de *M. tuberculata*, foram utilizados os moluscos de 5 sub-amostras em cada transecto (0, 0.25, 0.50, 0.75, 1 m). A sobrevivência foi verificada a partir da presença do molusco dentro da concha e foi medido o comprimento e largura do opérculo de cada indivíduo. O volume da concha foi calculado como um cone ($1/3pr^2h$). A sobrevivência observada dos caramujos em cada transectos em cada profundidade foi comparada ao esperado através de Qui-quadrado. Para verificar os efeitos do local (transectos) no tamanho de *M. tuberculata*, o volume dos caramujos foi comparado entre transectos através de análise de variância de um fator (one-way ANOVA), seguido de teste de teste de Tukey. O mesmo procedimento foi realizado para comparar o volume dos caramujos entre as 5 profundidades, com os transectos agrupados. Para determinar a estrutura etária da população e verificar possíveis variações na sobrevivência com a idade, todos os caramujos medidos foram divididos em classes de volume de 0,025 cm^3.e as taxas de sobrevivência foram calculadas para cada classe.

3. Resultados e Discussão

Foram coletados 2511 indivíduos, sendo 210, 2253 e 48 para os transectos 1, 2 e 3 respectivamente. A abundância foi significamente maior no transecto 2, não havendo diferença estatística entre os transectos 1 e 3 (ANOVA, $F2,48 = 44,4$, $p< 0,001$). Este resultado provavelmente se deve à menor freqüência de banhistas e, consequentemente, menor pisoteio na área do transecto 2. Além disso, o sedimento nesta área é mais fino e possivelmente acumula maior quantidade de matéria orgânica. A abundância de caramujos não mostrou um padrão claro quanto à profundidade, sendo diferente em cada transecto. Nos transectos 1 e 3, houve diminuição da abundância com o aumento da profundidade. Agrupando-se os três transectos, observou-se uma alternância entre baixa e alta densidade de indivíduos. O mesmo padrão foi observado para as quatro faixas de profundidade, porém não houve diferença estatisticamente significativa na abundância entre faixas de profundidade (ANOVA, $F3,47 = 2,14$, $p> 0,05$). A ausência de efeitos claros da profundidade na abundância de *M. tuberculata* provavelmente se deve a pequena faixa de profundidade analisada neste estudo (0-1m). Na Lagoa da Pampulha, este molusco foi encontrado em grande densidade até 2m de profundidade. Assim, as zonas da lagoa onde a baixa disponibilidade de luz poderia reduzir a abundância de *M. tuberculata* não foram amostradas.

Trezentos e vinte e um indivíduos foram analisados quanto à sobrevivência: 56, 245 e 20 para os transectos 1, 2 e 3, respectivamente. Destes, 109 estavam vivos (33,9%). A sobrevivência foi menor que a esperada para o transecto 1 (12,5%, $c^2 = 7,56$ DF = 1, $p<0,001$), provavelmente devido à grande pressão de pisoteio por banhistas. Já no transecto 3, a sobrevivência foi maior que o esperado (70%, $c^2 = 7,68$ DF = 1, $p<0,001$), mas provavelmente é um reflexo do baixo número de indivíduos analisados nas sub-amostras

deste transecto (apenas 20). A ausência de diferença na sobrevivência de *M. tuberculata* em relação ao esperado no transecto 2 (36%, c^2 = 0,3 DF = 1, p>0,05) se deve possivelmente ao fato da maioria dos indivíduos serem provenientes deste transecto. Houve uma tendência a uma maior sobrevivência em profundidades intermediárias, sendo maior que o esperado nas faixas de 0,25 e 0,50m (c^2 = 6,43 DF = 1, p<0,001). É provável que, nas partes mais profundas dos transectos (0,75-1,0m), a menor disponibilidade de luz reduza a biomassa de algas disponível para a alimentação dos moluscos. Em partes rasas (0-0,25m), a maior exposição à luz solar e maior predação por pássaros pode reduzir a sobrevivência de *M. tuberculata*.

O volume médio dos caramujos foi de 1,2 ± 0,01 cm^3, variando significativamente entre os transectos (ANOVA, F2,318 = 3,9, p<0,05). O maior volume dos moluscos observado no transecto 2 provavelmente é conseqüência da maior disponibilidade de alimento e menor impacto antrópico nesta área. O volume também variou com a profundidade, sendo significativamente maior até profundidades de 0,50m (ANOVA, F4,316 = 5,45, p<0,05). Mesmo na pequena faixa de profundidade considerada neste estudo, é provável que um gradiente de disponibilidade de alimento afete o crescimento de *M. tuberculata*. A população é predominantemente jovem (72% até 0,15 cm^3), com poucos indivíduos acima de 0,3 cm^3 (0,03%), um provável reflexo da mortalidade infligida pelo pisoteio de banhistas. A taxa de sobrevivência pouco variou entre classes de tamanho, oscilando entre 40% e 50%, indicando ausência de mortalidade dependente do tamanho.

4. Conclusão

A população de *M.tuberculata* na Lagoa Dom Helvécio parece ser influenciada pelo tipo de sedimento do e pela intensidade da ação antrópica do corpo d'água. Neste estudo, a maior abundância deste caramujo foi encontrada no transecto 2, de sedimentos mais finos, que provavelmente também apresenta maior quantidade de matéria orgânica (da qual estes organismos se alimentam). Além disso, esta área se encontra sob menor ação antrópica, enquanto os transectos 1 e 3 são áreas muito freqüentadas por banhistas.

A profundidade não afeta de forma clara a população de *M. tuberculata*, provavelmente devido à faixa de profundidade considerada neste estudo ser pequena (apenas 1,0m). Além disso, é provável que este molusco apresente uma distribuição espacial agregada nesta lagoa, mascarando os possíveis efeitos da profundidade na abundância destes organismos. O estudo mostrou uma maior sobrevivência de *M. tuberculata* em profundidades intermediarias, provavelmente devido a um balanço nas condições ambientais entre regiões rasas e profundas. O menor volume em maiores profundidades parece confirmar a baixa disponibilidade de recursos para o molusco em maiores profundidades. Maiores estudos sobre os fatores que afetam a distribuição local deste molusco, visando seu controle e possível utilização no combate a moluscos transmissores da esquistossomose no Brasil.

5. Referências Bibliográficas

DE MARCO, P., 1999. Invasion by the introduced aquatic snail Melanoides tuberculata (Müller,1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) of the Rio Doce state Park, Minas Gerias, Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment 34: 186-189.

GIOVANELLI, A., VIEIRA, M. V. & SILVA, C. L. P. A. C., 2002. *Interation between the intermediate host of schistosomiasis in Brazil Biomphalaria glabrata (planorbidae) and a possible competitor Melanoides tuberculata (Thiaridae): I. Laboratory experiments.* Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, 97: 363-369.

MADSEN, H. & FRADSEN, F., 1989. *The sread of freshwater snails including those of medical and veterinary importance.* Acta Tropical, 46: 139-146.

MULI, J. R & MAVUTI, K. M., 2001. *The bentic macrafauna community of Kenyan waters of Lake Victoria.* Hydrobiologia, 458: 83-90.

RUSSEL-HUNTER, W. D., 1978. *Ecology of freshwater pulmonates*, pp, 335-383. in : V. Fretter & j. Peake (eds.) *Pumonates: Systematics, Evolution and ecology*, Vol, 2A ed.: Academic Press, Lodon, 540p.

THOMAS, J . D. & TAIT, A, I., 1984. *Control of the snail hosts of schistosomiasis by environmental manipulation: A field and laboratory appraisal in the Ibadan area, Nigeria.* Philosophical Transction of the Royal Society Of London, 305: 201-253.

TUNDISI, J. G. & SAIJO, Y. 1997.*Limnological studies on Rio Doce Valley Lakes, Brazil.* University of São Paulo School of Engineering at São Carlos, Brazil. 513p.

VAZ, J. F., TELES, H. M., CORRÊA, M. A & LEITE, S. P. S., 1986. *Ocorrência no Brasil de Thiara (Melanoides) tuberculata (O . F. Muller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia), primeiro hospedeiro intermediário de Clonorchis sinensis (Cobbold, 1875) (Trematoda, Plathyhelmintes).* Revista de Saúde Pública de São Paulo, 20: 318-322.

Espécies de Centris e Epicharis (Apidae, Centridini) como polinizadores de *Malpighia emarginata* (acerola - Malpighiaceae) na Zona da Mata em Pernambuco.

Martin Duarte de Oliveira[a] & *Clemens Schlindwein*[b]

[a] *Curso de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, s/n, 50670-901 Recife, PE, endereço eletrônico:(martindo@bol.com.br)*

[b] *Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rego, s/n, 50670-901 Recife, PE, endereço eletrônico: (schlindw@ufpe.br.)*

Introdução

A aceroleira (*Malpighia emarginata*, Malpighiaceae) é uma planta frutífera de interesse econômico, amplamente cultivada no Nordeste do Brasil. Seus frutos são utilizados para fabricação de suco e sorvete, sendo prestigiados pelo sabor e alto teor de Vitamina C. A espécie originada das Antilhas foi introduzida em Pernambuco nos anos 70.

Como quase todas as outras espécies neotropicais da família Malpighiaceae, suas flores apresentam elaióforos epiteliais nas sépalas, glândulas produtoras de óleos florais. Estes óleos atraem abelhas das tribos Centridini, Tapinotaspidini e Tetrapediini (Vogel 1974, 1988, Buchmann 1987). Trata-se de abelhas especializadas (Schlindwein 2000) que apresentam adaptações morfológicas, elaiospatas nas pernas anteriores e freqüentemente também no segundo par de pernas para coletar os óleos florais. Estes são utilizados para impermeabilizar as células de cria e são acrescentados no aprovisionamento larval.

Em um estudo realizado no Estado do Ceará, abelhas do gênero *Centris* foram os polinizadores efetivos de *M. emarginata* (Freitas et al. 1999). Em Pernambuco, não é conhecida quais espécies de abelhas visitam as flores da aceroleira e quais são os polinizadores efetivos.

Métodos

O estudo foi conduzido na fazenda "Acerolândia", situado no município de Paudalho, Pernambuco, que abrange aproximadamente 3000 plantas, cercadas por uma vegetação seminativa, além de pastagens e algumas culturas como gravioleira e coqueiro, No período entre agosto de 2002 e fevereiro 2003 foram determinados os visitantes florais da M. emarginata *com suas freqüências relativas e duração temporal de suas visitas.*

Os insetos visitantes das flores foram capturados com auxílio de redes entomológicas, colocados em frascos mortíferos, contendo acetato de etila e, posteriormente, montados, etiquetados e identificadas pela comparação com exemplares da coleção de refe-

rência do grupo de trabalho. Os espécimes foram depositados na coleção Entomológica do Laboratório de Ecologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco.

Para determinação da freqüência relativa e da duração das visitas, representantes das diversas espécies foram previamente coletadas e identificadas para posterior reconhecimento no campo. Em dois dias de observação, foram marcadas 24 flores em 2 plantas de localização próximas. As observações iniciaram as 5:00 h, que corresponde ao início da antese e terminaram às 17:30 h com 12 intervalos de trinta minutos.

Resultados

As flores da aceroleira atraíram fêmeas de 9 espécies de abelhas, nos quais 8 destas foram da Tribo Centridini (Apidae): Centris (Centris) aenea *(Lepeletier, 1841),* Centris (Ptilotopus) sponsa *Smith, 1854,* Centris (Melanocentris) obsoleta *Lepetier, 1841,* Centris (Centris) flavifrons *(Fabricius, 1775),* Centris (Heterocentris) analis (Fabricius, 1804), Centris (Trachina) longimana *Fabricius, 1804,* Epicharis (Epicharana) flava *Friese, 1900,* Epicharis (Xanthepicharis) bicolor *(Smith, 1854) e* Xylocopa (Megaxylocopa) frontalis *(Olivier, 1789) (Apidae, Xylocopini).*

A antese de *M. emarginata* demora um dia. Em média 91% das flores abrem-se até às 5:00 h da manhã, enquanto 9% até às 14:00 h.

Durante o período de observação (das 5:00 h às 17:30 h com intervalo de 30 minutos) as 24 flores da *Malpighia emarginata,* foram visitadas em cada dia 214,5 vezes, ou seja, em média 9 visitas por flor (5 – 18). As visitas iniciaram às 5:00 h e terminaram às 16:30.

As abelhas mais freqüentes foram: Epicharis (Epicharana) flava *(61,5% das visitas),* Centris (Centris) aenea *(19,5%),* Centris (Heterocentris) analis *(9,4%) e* Centris (Ptilotopus) sponsa *(7,4%). Abelhas das outras espécies foram visitantes florais esporádicos.*

A maioria dos visitantes (66%) foi registrado durante a manhã com picos entre 7 e 10 horas. À tarde (12:00 às 17:30) foram observados 34% das visitas. As abelhas freqüentes mostraram diferenças nos horários de visitas. *Epicharis (Epicharana) flava,* apresentou uma maior freqüência de visitas às 7, 10 e 12 horas, *Centris (Centris) aenea* às 8 horas e *C. (Heterocentris) analis* às 10 horas.

Uma visita à flor de Epicharis (Epicharana) flava *durou em média 4,2 s (N=20; 1-6 s), de* (Centris) aenea *durou 2,6 s (N=20; 1-5 s) e de* Centris analis *3,1 s (N=20; 1-6 s).*

A visita à flor procedeu-se da seguinte maneira: A abelha paira rapidamente sobre a flor, que possui uma pétala posterior na qual ajuda a orientação do inseto durante a visita. No pouso, a fêmea prende-se com a mandíbula na pétala posterior, segurando também a flor com as pernas médias. Com movimentos rápidos das pernas anteriores e um pouco mais lentos das pernas médias, as fêmeas coletam o óleo nos elaióforos.

As fêmeas de Centris e Epicharis demonstraram 2 tipos de visitas: a) Visita com coleta de óleos florais, no qual as abelhas esfregam as pernas anteriores e médias nos elaióforos. Este tipo de visita dura de 1 a 6 segundos; b) visita curta, durando apenas 1 seg ou menos, sem coleta de recursos florais, porém as abelhas contatam estigmas e anteras com o lado ventral do corpo. Além disso, foi notado que em frente das flores, as abelhas freqüentemente pairavam sem visita-las.

Este comportamento sugere que as abelhas apresentam um critério de seleção às flores.

Conclusão

No local de estudo foram encontradas quase exclusivamente espécies da tribo Centridini. *Epicharis flava e Centris aenea* demonstraram uma maior freqüência de visitas às flores, contribuindo eficientemente à polinização. Este resultado confirma que as abelhas destes gêneros são os principais visitantes de *M. emarginata* (Raw 1979; Carvalho *et al.* (1995); Melo *et al.* 1997; Freitas e*t al.* 1999*;* Aguiar. *et al.* 2003). Neste estudo ,contudo, o número de espécies registradas foi maior do que aqueles acima citados.

Mesmo sendo uma espécie introduzida, várias abelhas nativas coletoras de óleos florais incluem a M. emarginata *como fonte alimentar.*

Espécies poliléticas como Apis melífera *e abelhas sem ferrão que são abundantes, no local do estudo, não visitaram as flores de* M. emarginata.

Referências Bibliográficas

Aguiar, C.M.L.; Zanella, F.C.V.; Martins, C.F & Carvalho, C.A.L. (2003). Plantas Visitadas por Centris spp. (Hymenoptera: Apidae) na Caatinga para Obtenção de Recursos Florais. Neotropical Entomology 32 (2): 247-259

Buchmann, S. L. (1987). The ecology of oil flowers and their bees. Ann. Rev. Ecol. Syst. 18: 343-369.

Carvalho, C. A. L.; Marques, M. & Sampaio, H. S. V. (1995). Abelhas (Hym., Apoidea) em Cruz das Almas – BA. I – Espécies coletadas em fruteiras. Insecta 4: 11-17.

Freitas, B. M.; Alves, J. E.; Brandão, G. F. & Araújo, Z. B. (1999). Pollination requirements of West Indian cherry (*Malpighia emarginata*) and its putative pollinators, *Centris* bees, in NE Brazil. Journal of Agricultural Science 133: 303-311.

Melo, C. G.; Alves, E. U.; Lorenzon, M. C. A. & Baptista, J. L. (1997). Polinizadores de *Malpighia glabra* L. Mensagem Doce 42: 14-17.

Raw, A. (1979). Centris dirrhoda (Anthophoridae), the bee visiting West Indian cherry flowers (*Malpighia punicifolia*). Revista de Biologia Tropical 27: 203-205

Schlindwein, C. 2000. A importância de abelhas especializadas na polinização de plantas nativas e conservação do meio ambiente. Anais do Encontro sobre Abelhas 4: 131-141.

Vogel, S. 1974. Ölblumen und ölsammelnde Bienen. Trop. u. Subtrop. Pflanzenwelt 7: 267p.

Vogel, S. 1988. Die Ölblumen-Symbiosen - Parallelismus und andere Aspekte ihrer Entwicklung in Raum und Zeit. Z. zool. Syst. u. Evolut.-forschg. 26: 341-362.

(Agradeço ao senhor Alcindo Lacerda por disponibilizar sua propriedade “Fazenda Acerolândia” e aos colegas Oswaldo Cruz Neto e Danilo Cavalcanti pela ajuda no trabalho de campo. O estudo recebeu apoio do CNPq e PIBIC).

Alocação de recursos, status nutricional e ataque por insetos galhadores

Maurício Lopes de Faria [a] & G.Wilson Fernandes [b]
[a] Centro Universitário do Leste de Minas Gerais (fariaml@unilestemg.br)
[b] Ecologia Evolutiva de Herbívoros Tropicais, Depto. Biologia Geral-ICB UFMG

1. Introdução

A disponibilidade de água e nutrientes no solo são os mais importantes fatores que influenciam o crescimento e a qualidade da planta (Fernandes 1992). Ainda que, pelo senso comum, deva-se esperar que plantas de melhor qualidade tendam a suportar maiores taxas de ataque dos insetos herbívoros, os experimentos que manipulam a qualidade da planta apresentam resultados muitas vezes controversos (Koricheva et al. 1998). Ambientes de melhor qualidade tendem a favorecer altas taxas de crescimento nas plantas, gerando tecidos mais nutritivos e com menor concentração de defesas quantitativas (Price 1991). Em *Salix* sp., plantas colonizadoras de habitats mésicos em ambientes temperados, as taxas de ataque por insetos galhadores são maiores em plantas que crescem mais vigorosamente (Craig et al. 1986, Price 1991, Price et al. 1995) Por outro lado, muitos trabalhos sugerem que o tamanho populacional, a sobrevivência e a riqueza de muitos “taxa” de galhadores são maiores em ambientes estressados em termos de água e nutrientes, onde as plantas crescem em menor taxa (Fagundes

et al. 2001, Faria & Fernandes 2001). Todavia, os insetos de vida livre apresentam um padrão de seleção de plantas em habitats mais favoráveis (Fernandes & Price 1988, 1991, Lara & Fernandes 1997). Alguns autores tem argumentado que o estresse da planta pode provocar modificações na química da planta, que produziriam efeitos sobre as comunidades de insetos herbívoros numa relação potencialmente não linear. Esta seria a principal razão do conflito entre vários estudos descritos na literatura (Koricheva et al. 1998).

Este trabalho teve como objetivo avaliar as taxas de ataque de *Neopelma baccharidis* em *Baccharis dracunculifolia* pelo teste experimental da hipótese do estresse da planta. Esta hipótese prediz que plantas mais estressadas higrotérmica e nutricionalmente são mais atacados pelo inseto galhador.

2. Métodos

O experimento foi realizado durante todo o ano de 2000 no campus da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, se localiza em área adjacente ao estacionamento do Instituto de Ciências Biológicas (19^0 30' S, 44^0 W) a uma altitude de 805 metros. A vegetação do local é bastante alterada, com predomínio de gramíneas e arbustos da família Asteraceae. Dentre estes, *B. dracunculifolia* é o mais abundante, formando um denso "stand". Uma parcela de 40X40 metros foi delimitada para o transplante das plantas experimentais.

As plantas foram transplantadas para o "jardim comum", livres de galhas de acordo com o seguinte desenho experimental: "Controle" (n= 33), "Irrigado" (n= 33) e "Fertilizado + Irrigado" (n= 34). As plantas dos grupos "Irrigado" e "'Fertilizado + Irrigado" receberam 40 litros de água semanalmente durante a estação seca (março- julho) através de um sistema de irrigação automático. As plantas do grupo "Irrigada + Fertilizada" receberam, ao início do experimento, 10 g de fertilizante do tipo N:P:K à razão de 25:5:25, que melhor reproduzia razão destes nutrientes no solo do local em que se localizava o "jardim comum". Desta forma foi possível elevar a qualidade do solo de baixa fertilidade para medianamente baixa.

Os parâmetros foram avaliados mensalmente, nas plantas experimentais, da seguinte forma:

a) Fenologia - Três ramos secundários foram aleatoriamente selecionados em cada planta. O número e produção de capítulos, floretes e flores foi monitorado mensalmente.

b) Performance (crescimento) - Nestes mesmos três ramos o comprimento inicial foi medido. O crescimento foi avaliado pela diferença no tamanho dos ramos a cada intervalo de tempo.

c) Potencial hídrico do xilema - A adição de água e corte de parte do sistema radicular das plantas deverão trazer efeitos opostos. Os efeitos destes tratamentos foram avaliados através de medições do potencial de água no xilema. Medidas no "pre-dawn" foram tomadas mensalmente em cada planta através de uma bomba de Scholander (ver Fernandes 1992).

d) Abundância de insetos galhadores - Em cada planta foram contadas mensalmente todas as galhas presentes. Ao final da estação de crescimento (julho), todas as galhas presentes foram coletadas. As galhas foram trazidas ao laboratório, onde tiveram seu peso, comprimento e diâmetro medidos. Uma sub-amostra de, no máximo 40 galhas de *N. baccharidis* por planta, foi aleatoriamente selecionada, sendo essas galhas abertas para a determinação do número de ninfas e taxa de parasitismo.

Os resultados obtidos foram analisados através de análises múltiplas de variância, regressões, correlações (Zar 1996).

3. Resultados e Discussão

A preferencia e a performance do insetos herbívoros são fortemente influenciadas por características da planta hospedeira (Price 1991, Craig et al. 1990). As plantas podem influenciar seus herbívoros associados através do controle do crescimento e desenvolvimento, aumentando sua susceptibilidade ao ataque de inimigos naturais. Entretanto, a maioria dos estudos sugerem que fatores estruturadores do tipo "botton-up" exercem maior influência sobre a dinâmica populacional dos insetos herbívoros (Price et al. 1995). Dentre as hipóteses sugeridas na literatura, a hipótese do Estresse de Planta (White 1969, 1984) é a mais bem sucedida. Correlações entre estresse e qualidade da planta nem sempre podem ser realizadas diretamente. Variações na densidade populacional de um herbívoro podem ser produto direto de fatores ambientais ou, simplesmente, da diminuição ou aumento da população de inimigos naturais (Koricheva et al. 1998). Por esta razão muitos estudos experimentais tem sido conduzidos, para o teste da hipótese em condições mais ou menos controladas. Mesmo estes estudos tem reportado resultados conflitantes sobre a abundância e performance de insetos herbívoros em plantas crescendo sob diferentes condições nutricionais. Por esta razão, alguns autores tem sugerido que a relação entre qualidade da planta hospedeira e densidade de ataque se manifesta de forma não linear (Larsson 1989, Koricheva et al.1998). Uma provável razão para estes resultados conflitantes diz respeito à respostas idiossincráticas das espécies quando submetidas a ofertas diferenciadas de água e nutrientes.

Neste trabalho, as plantas parecem Ter respondido positivamente à adição de água e nutrientes no solo. De fato, as plantas do tratamento 3 (fertilizado + Irrigado) tenderam a iniciar a estação de reprodução um pouco mais cedo do que as dos demais tratamentos. No mês de abril, aproximadamente 55% de todas as plantas do tratamento 3 já estavam floridas. No final da estação, a porcentagem é bastante reduzida, não ocorrendo diferenças significativas entre os tratamentos. O pico de floração ocorreu no mês de maio, onde praticamente todas as plantas estavam floridas.

Da mesma forma, o potencial hídrico do xilema variou entre os tratamentos (Repeated Anova $F = 52{,}58$, $p < 0{,}01$). As plantas do controle tenderam a ser mais negativas que as plantas dos tratamentos "irrigado" e "fertilizado + irrigado". O potencial hídrico variou com os meses (Repeated Anova $F = 53{,}06$ $p < 0{,}01$) e com a interação entre tratamentos e meses (Repeated Anova $F = 10{,}07$, $p < 0{,}01$). Contudo, o sexo da planta (Repeated Anova $F = 2{,}34$, $p = 0{,}13$) ou as interações entre sexo x tratamento (Repeated Anova $F = 0{,}03$, $p = 0{,}97$) e sexo x meses (Repeated Anova $F = 0{,}68$, $p = 0{,}75$) não afetaram o potencial hídrico xilemático. Assim, em julho de 2000 (auge da estação seca), as plantas do controle pareciam estar sob maior déficit hídrico do que as dos demais tratamentos. Este padrão se repetiu ao longo dos meses em que durou o experimento. Estas diferenças se expressaram no tamanho das plantas. Assim, o crescimento relativo das plantas variou significativamente entre os tratamentos durante todos os meses do experimento (Repeat Anova $F=13.30$, $p<0.001$). Todos este resultados nos permitiram concluir que as plantas que recebiam água e nutrientes ofereciam um recurso de melhor qualidade para os insetos galhadores.

O número de galhas presentes nas plantas ao final da estação seca (Julho) também variou entre os tratamentos (Anova $F= 11.02$, $p< 0.001$). Do mesmo modo o número de galhas por unidade de volume de planta variou entre os tratamentos (Anova $F= 5.57$, $p<0.01$). Tanto o número absoluto de galhas por planta quanto o número de galhas por unidade de volume, tenderam a aumentar com o aumento da qualidade da planta. O número de galhas em julho foi melhor explicado por um modelo múltiplo que incluía o número de galhas em abril e o potencial hídrico do xilema das plantas em julho, e o volume inicial das plantas (Y= 3.51galhas em abril + 72.31vol inicial - 44.50 phx, $R2 = 0.58$, $p< 0.001$). Neste modelo, o número de galhas em abril explica sozinho, 47% da variação do número de galhas em julho. As variáveis, sexo da planta, crescimento relativo e tratamento foram excluídas do modelo final. Estes resultados nos permite concluir que, ao contrário do que previa a hipótese do estresse de planta *N.baccharidis* selecionou plantas de melhor qualidade nutricional.

O peso das galhas não variou significativamente entre os tratamentos (Anova $F= 2.75$, p= n.s.) apesar de ser observada uma

tendência das galhas do tratamento 3 serem mais pesadas. De fato, o número de ninfas variou significativamente entre os tratamentos, sendo maior no tratamento 3 (fertilizado + irrigado) (Anova F= 7.67, p<0.005). Apesar disso a taxa de parasitismo não variou entre o tratamentos (Anova F= 0.723, p= n.s.). Estes resultados reforçam a tese que o sistema *B. dracunculifolia* X insetos galhadores não é estruturado pelo último nível trófico. Ao contrário, o ataque dos parasitóides parece sofrer influência indireta de características da planta. A sincronização do ataque do parasitóide de com o desenvolvimento e ontologia das galhas é um fenômeno já descrito em vários estudos (Craig et al. 1990, Plantard et al. 1996, Plantard & Hochberg 1998). Este processo permite ao parasitóide superar as barreiras físicas impostas pela galha. Neste estudo mostramos que o ataque pelo parasitóide ocorre logo no início da formação da galha. Dessa forma diferenças entre as taxa de parasitimo seriam função de um desenvolvimento mais rápido da galha em plantas de melhor qualidade. Entretanto, como neste trabalho não ocorreram diferenças entre o peso das galhas entre os tratamentos, não deveríamos esperar diferenças nas taxa de parasitismo.

4. Referências Bibliográficas

Craig, T.P., J.K.Itami & P.W. Price .1990. The window of vunerability of a shoot-galling sawfly to attack by a parasitoid. Ecology 71: 1471-1482

Fagundes, M., Faria M.L.& Fernandes G.W. 2000 Efeitos da Distribuição de *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae) na abundância e no parasitismo de galhas de Neopelma baccharidis (Homoptera: Psyllidae). Unimontes Científica 1:97-103.

Faria M.L. & G.W. Fernandes. 2001. Vigor of a dioecious shrub and attack by a galling herbivore. Ecological Entomology 26: 37-45.

Fernandes, G.W. & P.W. Price. 1988. Biogeographical gradients in galling species richness: tests of hypotheses. Oecologia 76: 161-167.

Fernandes, G.W. & P.W. Price. 1991. Comparisons of tropical and temperate galling species richness: the roles of enviromental harshness and plant nutrient status. Pp. 91-115 *In*: Price, P.W., T.M. Lewinsohn, G. W. Fernandes & W.W. Benson (eds), Plant-animal interations: evolutionary ecology in tropical and temperate regions. Wiley, NewYork

Fernandes, G.W. & Price, P.W. 1992. The adaptive significance of insect gall distribution: survivorship of species in xeric and mesic habitats. *Oecologia*, 90, 14-29.

Koricheva, J., Larsson S. & E. Haukioja. 1998. Insect performance on experimentally stressed woody plants: a meta-analysis. Annual. Review of Entomology. 43:195–216

Lara, A.C.F. & G.W. Fernandes. 1994. Distribuição de galhas de *Neopelma baccharidis* (Homoptera: Psyllidae) em *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae). Revista Brasileira de Biologia 54, 661-668.

Larsson, S. 1989 Stressful times for the plant stress-insect performance hypothesis. *Oikos*, 56, 277-283

Plantard, O. & M. E. Hochberg. 1998. Factors affecting parasitism in the oak-galler *Neuroterus quercusbaccarum* (Hymenoptera: Cynipidae). Oikos 81: 289-298.

Plantard, O., J. Rasplus & M. E. Hochberg. 1996. Resource partitioning in the parasitoid assemblage of the oak galler *Neuroterus quercusbaccarum* L. (Hymenoptera: Cynipidae). Act. Oecol. 17: 1-15.

Price P.W. 1991. The Plant vigor hypothesis and herbivore attack. Oikos 62: 244-251.

Price, P.W., Craig, T.P. & H. Roininen. 1995. Working toward theory on galling sawfly population dynamics. in: Population dynamics. In : Population dynamics. Academic, New York. 321-338.

White T.C.R. 1969. An index to measure weather-induced stress of trees associated with outbreaks of psyllids in Australia. *Ecology*, 50, 905-909.

White T.C.R. 1984 The abudance of invertebrate herbivores in relationto the availability of nitrogenin stressed food plants Oecologia 63:90-105

Zar, J.H. 1996 *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 2nd ed.

(Fundação de Amparo à Pesquisa em Minas Gerais-FAPEMIG; Conselho Nacional de Pesquisa-CNPq; Centro Universitário do Leste de Minas Gerais-UNILESTE-MG, Fundação Geraldo Perligeiro de Abreu).

Efeito da perturbação na diversidade de grilos de serapilheira

Moisés Henrique Mendes[a, b]; Carlos F. Sperber[b]
[a] Graduação Agronomia; [b] Depto. Biologia Geral, Universidade Federal de Viçosa (sperber@ufv.br)

1. Introdução

Grilos (Orthoptera: Grylloidea) são abundantes na mesofauna de serapilheira de florestas tropicais (Desutter-Grandcolas, 1995). A riqueza e abundância destes organismos é espacialmente agregada, e não se correlaciona à quantidade local de serapilheira nem ao conteúdo de água na mesma (Mendes & Sperber, 2002). Neste trabalho visamos avaliar se a riqueza e abundância de grilos respondem à manipulação da quantidade de serapilheira e à perturbação provocada pela coleta em si.

2. Métodos

Este estudo foi realizado numa floresta secundária semidecidual submontana, na Mata da Biologia (Jardim Botânico da UFV), em Viçosa, Minas Gerais, entre outubro a novembro de 2002. Foi delimitada uma área de 30 x 36 m, e subdividida em parcelas de 6 x 6 m, com fita de nylon.

Para avaliar o efeito da manipulação experimental da quantidade de serapilheira, foram realizados quatro níveis deste tratamento: (i) retirada de toda a serapilheira em uma área de 4 x 4 m, (ii) retirada da serapilheira em uma área de 2 x 2 m, (iii) acréscimo de serapilheira correspondente a uma área de 2 x 2 m do mesmo ambiente, e (iv) controle, sem manipulação da serapilheira. Foram montadas seis réplicas de cada tratamento, num total de 24 parcelas. No centro das parcelas foi aplicado o tratamento, e foram montadas nove armadilhas enterradas (*pitfall*), distantes 1 m entre si. Cada armadilha consistiu de um balde de 13 cm de diâmetro por 9 cm de profundidade, com uma solução de álcool 70%, glicerina 10% e formol 10%, conforme sugerido por Sperber *et al*. (2003). Cada conjunto de nove armadilhas foi considerado uma amostra. Para avaliar o efeito do distúrbio provocado pela coleta em si, 12 parcelas foram amostradas duas vezes, 3 e 5 dias após a montagem do experimento, enquanto as parcelas restantes só foram amostradas ao final (5 dias). O esforço total de coleta foi de 24 parcelas, cada uma amostrada por nove armadilhas, sendo que 12 destas parcelas foram amostradas duas vezes, e as demais amostradas uma única vez, o que compreendeu 324 armadilhas por 3 a 5 dias, ou 1080 armadilhas-dia.

As hipóteses de trabalho foram que (i) a riqueza e abundância de grilos aumenta com a quantidade de serapilheira e (ii) a riqueza e a abundância de grilos diminui nas amostras com coleta adicional. Os grilos adultos foram separados em morfoespécies, e classificados até o nível de espécie, por comparação com coleção de referência.

Análise estatística

Foram feitas análises independentes para a riqueza de espécies e para a abundância total de adultos. Para avaliar se a quantidade de serapilheira aumentou, e a coleta adicional reduziu, a riqueza de

grilos, ajustamos um modelo linear generalizado (Crawley, 2002), análogo a uma ANCOVA, com número de adultos coletados como covariável, como variáveis categóricas a quantidade de serapilheira (4 níveis) e a coleta adicional (2 níveis), além das interações entre estas variáveis. A variável resposta nesta análise foi a riqueza acumulada em cada parcela.

Para avaliar a resposta da abundância de grilos aos tratamentos, foram feitas duas análises: inicialmente foi ajustado um modelo análogo a uma ANCOVA, com quantidade de serapilheira (m^2) como covariável, e coleta adicional como variável categórica, além da interação entre estas variáveis. Em seguida foi ajustado um modelo análogo a uma ANOVA de duas vias, com quantidade de serapilheira (4 níveis, não ordenados) e coleta adicional (2 níveis) como variáveis explicativas, além de sua interação.

Para avaliar a resposta a curto prazo à manipulação da quantidade de serapilheira, foi feita análise independente, exclusivamente com as amostras coletadas 3 dias após a montagem do experimento, tanto para riqueza quanto para abundância de grilos.

Para todas as análises foram inicialmente utilizados erros Poisson; os modelos foram simplificados, retirando-se variáveis até atingir significância, e o modelo mínimo foi submetido a análise de resíduos, para avaliar a adequação da distribuição de erros e a homogeneidade dos resíduos. Quando os erros não se apresentaram adequados e o modelo apresentou sobredispersão, foram utilizados erros binomiais negativos. As análises foram feitas no programa computacional "R" (Ihaka & Gentleman, 1996).

3. Resultados

Foram coletados 1749 grilos (Orthoptera: Grylloidea), dos quais 1502 adultos, sendo 710 machos e 792 fêmeas, distribuídos em 11 espécies: *Phoremia* sp. n. e *Zucchiella* cf. *atlantica* (Trigonidiidae: Nemobiinae); *Trigonidium* sp. (Trigonidiidae: Trigonidiinae); *Ectecous* sp. *Eidmanacris* sp., *Endecous* sp. n., *Laranda* sp., Luzarini sp. A, Luzarini sp. B, Luzarini sp. C, (Phalangopsidae); prob. *Cycloptilum* sp. (Mogoplistidae).

Nenhum dos tratamentos afetou a riqueza de espécies de grilos ($P > 0,05$). A curto prazo (3 dias) o número de grilos adultos foi reduzido nas parcelas com qualquer alteração na sua serapilheira ($c^2=12,235$; $P = 0,0005$). Em cinco dias a abundância de grilos foi afetada tanto pela manipulação da serapilheira quanto pela coleta adicional, porém nos dois casos de forma inversa ao esperado. O número de grilos adultos foi maior nas parcelas com coleta adicional do que nas parcelas coletadas uma única vez (erros binomiais negativos; $c^2=22,563$; $P < 0.0001$), e foi menor nas parcelas em que foi acrescentada serapilheira do que nas parcelas sem manipulação, ou onde foi retirada serapilheira ($c^2=5,4$; $P = 0,02$). Não houve interação estatística entre o tratamento de manipulação da serapilheira e a coleta adicional ($P > 0.05$).

4. Discussão

Este trabalhou mostrou que em três dias há uma redução de mais de 40% na abundância de grilos após se manipular a serapilheira, independentemente de se retirar ou acrescentá-la. Provavelmente isto se deve a um comportamento de fuga dos grilos, para longe do local manipulado, em resposta à vibração do substrato. Esta mesma resposta deve estar envolvida na resposta dos grilos à coleta adicional: ao caminhar sobre o local, esvaziar as armadilhas e voltar a preenchê-las com solução matadora, os pesquisadores provocaram vibrações no substrato. Provavelmente em resposta a estas vibrações, os grilos saltam (Busse *et al.* 2002). Este comportamento aumentou o número de grilos que caíram nestas armadilhas, resultado análogo ao "efeito de enterrar" (*diggin in effect*) detectado para formigas (Greenslade, 1973).

Ao final de cinco dias, as parcelas das quais havia sido retirada a serapilheira recuperaram o número de indivíduos das parcelas controle, enquanto que as parcelas em que foi adicionada serapilheira ainda tinham menos grilos. Isto mostra que a velocidade de recuperação da assembléia de grilos é maior quando se retira a serapilheira. Uma das hipóteses para explicar este resultado é que a proporção entre a área da boca das armadilhas em relação à área disponível para o deslocamento dos grilos é muito maior na ausência de serapilheira, do que em sua presença. A serapilheira, neste caso, representa um aumento na complexidade de habitat (Bell *et al.*, 1991), em que várias "camadas" se sobrepõem, reduzindo a eficiência de captura das armadilhas enterradas. Outra explicação é que os grilos saltam mais freqüentemente na ausência de serapilheira do que em sua presença. Quando há serapilheira, os grilos podem fugir eficientemente de potenciais predadores andando no meio do folhiço, enquanto na sua ausência, eles saltam para fugir.

5. Conclusões

As duas hipóteses de trabalho foram rejeitadas: nem a riqueza nem a abundância de grilos aumentou com a quantidade de serapilheira, nem diminuiu com a perturbação provocada pela coleta adicional. Este trabalho mostrou que os grilos respondem à manipulação da serapilheira, com resultados diferentes a curto e médio prazos. A curto prazo, a manipulação da serapilheira reduz o número de grilos do local. A médio prazo há uma recolonização deste local nas parcelas das quais foi retirada serapilheira. Esta recolonização é mais lenta nos locais onde permanece serapilheira. Finalmente este trabalho mostrou que a coleta repetida aumenta o número de grilos capturados. A partir destes resultados sugerimos que para maximizar a eficiência de coleta de grilos deve-se limpar a área a ser amostrada e repetir a coleta nas mesmas armadilhas mais de uma vez.

5. Referências Bibliográficas

Bell, S. S., E. D. McCoy, et al. (1991). Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. London, Chapman and Hall.

Busse, A. H.; Penedo, P.H.S.; Gomes, T.; Sperber, C.F. (2002) Influência das dimensões da armadilha enterrada na captura de artrópodes: quem anda cai, quem salta dança. Resumos do XII Simpósio de Iniciação Científica da UFV, Universidade Federa de Viçosa, Viçosa, p. 170.

Crawley, M. J. (2002). Statistical computing: anintroduction to data analysis using S-Plus. Chichester, John Wiley & Sons.

Greenslade, P.J.M. (1973). "Sampling Ants With Pitfall Traps - Digging-in Effects." Insectes Sociaux 20(4): 343-353.

Ihaka, R.; Gentleman, R. (1996) A language for data analysis and graphics. Journal of computational and graphical statistics 5(3): 299-314.

Mendes, M.H.; Sperber, C.F. (2002) Regulação da riqueza local de grilos (Orthoptera: Grylloidea) em fragmentos florestais. Resumos do XII Simpósio de Iniciação Científica da UFV, Universidade Federa de Viçosa, Viçosa, p. 174.

Sperber, C.F.; Vieira, G.H.; Mendes, M.H. (2003) Como Reduzir a Fuga de Grilos da Armadilha? Um Aprimoramento na Amostragem de Grilos de Serapilheira (Orthoptera: Gryllidae). Neotropical Entomology, no prelo.

Distribuição espacial e comportamento da formiga-leão *Myrmeleon januarius* (Navás, 1916) (Neuroptera:Myrmeleontidae) no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba – Macaé, RJ.

Monteiro, R.F., Libman, T., Constantino, P., Sato, A.M., Aximoff, I., Grenha, V.
Departamento de Ecologia, IB, UFRJ – monteiro@biologia.ufrj.br

Introdução

A formação vegetal de restinga Arbustiva Aberta de *Clusia* se apresenta como um ambiente heterogêneo, compondo um mosaico para os animais que vivem no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. A heterogeneidade deste ambiente está relacionada às condições abióticas, como diferenças de temperatura, circulação de

ar, proteção da chuva e condições bióticas, como diferenças na abundância e viabilidade de recursos e interações entre organismos.

Desta forma os animais têm um mosaico composto por moitas e areia nua e terão, evolutivamente e localmente, que considerar quais dos habitats oferecem condições mais viáveis para sua sobrevivência. Se as diferenças entre os habitats forem suficientes para selecionar os indivíduos é esperado que sejam encontradas distribuições de espécies apresentando alguma preferência por um dos habitats.

A teoria do forrageamento ótimo prevê que os consumidores apresentem um balanço energético (DEi) ótimo criado a partir da diferença entre o ganho energético pelo consumo de cada item e os gastos com a procura, captura e consumo desses itens. Essa diferença cria uma energia líquida que entra no sistema do predador e se encontra no seu máximo. Deste modo, nem sempre os itens mais energéticos serão os utilizados se forem menos viáveis de serem explorados, mas espera-se que o balanço energético advindo da predação seja otimizado.

Esta teoria aplicada a situações de heterogeneidade de ambientes propõe que os consumidores passem a maior parte do tempo forrageando nas manchas que apresentem itens mais viáveis. Além disso, de acordo com Begon *et al*. (1990), a previsão é a de que em manchas com maior abundância de recurso exista maior número de consumidores. Deste modo, a população da espécie consumidora tenderá a encontrar um equilíbrio dinâmico, variando de acordo com a disponibilidade e viabilidade de recursos, mantendo os indivíduos em habitats diferentes, porém com táticas também diferentes para atingir a situação de forrageamento ótimo.

Esta teoria foi desenvolvida a partir de modelos com consumidores capazes de perseguir suas presas, entretanto entre os animais existem diferentes estratégias de predação. As espécies da família Myrmeleontidae (Neuroptera) utilizam, quando larvas, uma tática única entre os insetos que usam a estratégia de "senta-e-espera": a construção de funis em substrato arenoso, nos quais as larvas se dispõem no fundo, encobertas sob o solo, e esperam que insetos marchadores caiam nesta armadilha para serem predados (Faria *et al*., 1994; Prado *et al.*, 1993). Considerando que o funil seja uma estrutura adjacente à formiga-leão que é dependente do desenvolvimento das larvas e, também, a armadilha utilizada por elas para a predação, a variação do tamanho deste pode estar refletindo condições e situações vividas por estes insetos.

Algumas espécies de *Myrmeleon* foram alvo de diversos estudos sobre interações intra e interespecíficas (Prado *et al*., 1993; Wilson, 1974; Griffiths, 1991). Entretanto, não existem ainda estudos sobre qualquer espécie de formiga-leão da restinga, inclusive *Myrmeleon januarius* (Navás, 1916), espécie foco deste trabalho.

Os objetivos deste trabalho são caracterizar a distribuição de uma população de *Myrmeleon januarius*, identificando a existência de preferência de habitat e disctir suas possíveis causas à luz da teoria do forrageamento ótimo.

Espera-se que haja uma preferência pelo habitat com maior aproveitamento energético dos recursos sendo, este, refletido pela tática adotada pelos organismos nas condições de heterogeneidade.

Métodos

O presente estudo foi realizado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Macaé - RJ), na planície costeira próxima à Lagoa Cabiúnas. A vegetação da área de estudo é caracterizada como Arbustiva Aberta de *Clusia*, segundo denominação de Araujo *et al.* (1998), tendo a palmeira *Allagoptera arenaria* como dominante (Araujo & Peixoto, 1977; Cirne & Scarano, 1996). A vegetação Arbustiva Aberta de *Clusia* se distribui em moitas de variados tamanhos, intercaladas por espaços de areia onde a cobertura vegetal é esparsa.

Transectos: Cinco transectos de 50 metros marcados a cada metro foram esticados na área de estudo. A área de amostragem incluiu 2 metros para cada lado do transecto dentro da qual os funis foram localizados e caracterizados de acordo com o habitat (areia ou zona de influência da moita) e contados. Com o objetivo de analisar a proporção de cada habitat na área de estudo, dez números aleatórios foram escolhidos para cada transecto. Verificou-se o habitat a que correspondia cada número dos 50 pontos aleatórios, de forma a se ter representados esse diferentes habitats. Os dados obtidos foram padronizados e o teste c^2 aplicado.

Experimento sol/sombra: Uma bandeja de 460 cm^2 preenchida com areia da própria restinga teve metade da sua área coberta com uma folha de papel, provocando sombra. Três indivíduos foram colocados na divisão sol/sombra da bandeja. A bandeja foi deixada exposta ao sol durante oito horas e depois vistoriada quanto à presença de funis e ao local onde se encontravam as formigas-leão. O experimento foi realizado com três réplicas.

Cupinzeiros: Uma área de aproximadamente 1 ha foi percorrida buscando-se identificar a presença de cupinzeiros. Para cada cupinzeiro encontrado observou-se a presença e número de funis, a atividade/inatividade do cupinzeiro. A bromélia e moita de guriri mais próximos também foram vistoriados em busca de funis. Esses dois tipos de moitas que serviram como controle apresentam como principal diferença para o cupinzeiro a abundância de recursos.

Comprimento de corpo X diâmetro de funil: Foram escolhidos 63 funis de tamanhos variados e medidos o seu diâmetro e comprimento da formiga-leão residente neste. Uma análise de correlação foi feita em seguida. Os indivíduos foram considerados isolados, quando ocorreram em grupos de até três larvas e agregados, com quatro ou mais larvas próximas. Os resultados foram comparados utilizando-se o teste t de Student.

Resultados e Discussão

Foram encontrados no total 116 funis sendo que 97% destes se encontravam sob a área de influência de moita e apenas 3% estavam localizados nas manchas de areia nua. A diferença entre a distribuição esperada dos funis de acordo com a proporção de habitats encontrada e a distribuição observada dos funis foi significativamente diferente (c^2= 100,55; $p<0,001$; N = 50) indicando uma forte preferência por parte de *Myrmeleon januarius* pelas manchas de moita. Esta preferência pode estar relacionada tanto a fatores abióticos, como menor intensidade do vento, menor incidência da chuva, temperatura mais amena quanto a fatores bióticos como maior abundância de recurso, tornando tanto a manutenção do funil quanto a energia ganha com predação maior na moita do que na areia nua, criando um balanço energético (DEi) mais favorável nestas manchas.

Larvas de *M. januarius* parecem ter uma preferência pela sombra, uma vez que oito das nove formigas-leão colocadas nas bandejas foram encontradas na região de sombra, sendo que destas, seis construíram funis. Considerando que há preferência pela moita, a sombra parece ser então condição favorável, podendo servir como um dos indicadores de manchas mais lucrativas.

Os cupinzeiros apresentaram grande frequência de funis associados, sendo significativamente maior do que as outras manchas como guriri ou bromélias (c^2=12,22; $p<0,005$; N = 18). A preferência pode ser interpretada pela maior abundância de recursos presentes no cupinzeiro. Este resultado reforça o parâmetro disponibilidade de recurso como um fator importante na escolha de habitat no ambiente heterogêneo da restinga.

Houve relação positiva entre o comprimento do corpo da larva e o diâmetro do funil ($r = 0,79$; $p<0,05$; N=63) dos indivíduos encontrados no campo. Como visto por Faria *et al*. (1994), o comprimento do corpo parece responder pelo diâmetro do funil da larva que o constrói, entretanto parecem existir outros fatores, além deste, que podem estar influenciando, mesmo que em menor escala, o diâmetro do funil.

Myrmeleon januarius teve preferência maior pelo habitat de cupinzeiro em relação à moita e maior pela moita em relação à areia nua. Considerando que a formação arbustiva aberta de *Clusia* apresenta heterogeneidade de habitats, as manchas identificadas acima possuem diferentes características tanto no que diz respeito

à abundância e qualidade de presas quanto às condições abióticas. A integração desses fatores confere a cada mancha uma lucratividade diferente para a estratégia de predação dessa formiga-leão.

A mancha de areia nua provavelmente apresenta condições abióticas que tornam mais custosa a manutenção do funil pois neste habitat o vento carrega areia para dentro do funil e a chuva em função do impacto das gotas da chuva (splash) poder afetar a granulometria do substrato (Guerra & Cunha, 2001) e por conseguinte das paredes do funil. A entrada de energia (DEi) é então diminuída sob essas condições devido principalmente aos fatores mencionados.

Muito embora os cupinzeiros sejam manchas que apresentaram alta frequência de funis eles são relativamente esparsos na área de estudo. Dessa forma, as bordas de moitas principalmente formadas por palmeiras (guriris) e bromélias constituem as manchas mais utilizadas em termos absolutos pela formiga-leão.

Em um ambiente heterogêneo como é a restinga, as moitas podem apresentar diferentes quantidades de recursos. Considerando que manchas com mais recursos atraem mais consumidores (Begon, 1990), ao longo do tempo espera-se que haja uma tendência à uma maior frequência e densidade nessas manchas, como as moitas ou os cupinzeiros, enquanto que em locais com menos recursos, poucos consumidores estarão presentes.

Com isso, a distribuição das larvas no campo em grupos gregários e indivíduos isolados pode estar refletindo diferenças na qualidade dos habitats presentes entre as manchas de moita.

A distribuição agregada das formigas-leão pode causar interferência entre os indivíduos, podendo ser interpretada como competição e provocar danos físicos ao funil dos indivíduos vizinhos através de lançamento de areia e vibrações no sedimento (Griffiths, 1991). Uma tática adotada nessas condições é a diminuição do tamanho dos funis, evitando a interferência e o aumento do gasto energético com a manutenção destes. Entretanto, a diminuição do funil implica numa redução na capacidade de captura de presas. Outra tática que pode ser adotada é a instalação em moitas com poucos recursos em situação de isolamento. Nesses casos, o funil atinge dimensões maiores, havendo maior capacidade de captura de presa porém maior gasto com manutenção. Para o sucesso destas táticas, a entrada de energia com a predação deve ser maior que o gasto com manutenção, mantendo o DEi economicamente viável.

Considerando as condições observadas na área de estudo, a estratégia de senta-e-espera em formiga-leão atingiria um ótimo idealizado quando a energia líquida fosse máxima, ou seja, quando a entrada de energia fosse grande (abundância de presa) e o gasto com manutenção do funil mínimo. Isso seria melhor traduzido numa mancha de moita com muito recurso e sem interferência (limitação de espaço).

Conclusão

À luz da teoria do forrageamento ótimo em ambientes heterogêneos, a distribuição de *Myrmeleon januarius* ocorre preferencialmente nas manchas de moitas ou cupinzeiros pois nesses locais o balanço energético junto a fatores abióticos independentes da predação são favoráveis à sua sobrevivência.

Bibliografia

Araujo, D.S.D. & Peixoto, A.L. (1977). Renovação da comunidade vegetal de restinga após uma queimada. Trabalhos do XXVI Congresso Nacional de Botânica. Academia Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p.1-17.

Araujo, D.S.D., Scarano, F.R., Sá, C.F.C., Kurtz, B.C., Zaluar, H.L.T., Montezuma, R.C.M. & Oliveira, R.C. (1998). Comunidades Vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *In*: Esteves, F.A.(ed.). Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Nupem, UFRJ. 442pp.

Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R. (1990). Individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications.

Cirne, P. & Scarano, F.R. (1996). Rebrotamento após o fogo de *Andira legalis* (Leguminosae) em restinga fluminense. In: Miranda, H.S., Saito, C.H. & Dias, B.F.S. (orgs.). Impactos de queimadas em áreas de cerrado e restinga. UnB, Brasilia, p.128-136.

Faria, M.L., Prado, P.I.L., Bede, L.C. & Fernandes, G.W. (1994). Estrutura e dinâmica de uma população de larvas de *Myrmeleon uniformis* (Neuroptera: Mymeleontidae). *Rev.Brasil.Biol.*, 54 (2):335-344.

Guerra, A.J.T & Cunha, S.B. (2001). Geomorfologia – Uma atualização de bases e conceitos. 4ª edição. Ed. Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, p. 472.

Griffiths, D. (1991). Intraspecific competition in larvae of the ant-lion Morter sp. And interespecific interactions with *Macroleon quinquernaculatus*. *Ecol. Entomol*. 16: 193-201.

Prado, P.I.K.L., Bedê, L.C. & Faria, M.L. (1993). Asymmetric competition in a natural population of antlion larvae. *Oikos* 68: 525-530.

Wilson, D.S. (1974). Prey capture and competition in the antlion. *Biotropica* 6:187-193.

Apoio: UFRJ e IBAMA.

Biodiversidade da comunidade fitoplanctônica na lagoa facultativa da ete de cajati, sp

Murilo Fiorini[1], Maria do Carmo Calijuri[1]

[1] Universidade de São Paulo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, SP (mpfiorin@yahoo.com.br).

Introdução

Lagoas de estabilização correspondem a qualquer lagoa ou grupo de lagoas projetado para o tratamento biológico de resíduos (GLOYNA, 1973). Estas lagoas são consideradas ambientes hipereutróficos por gerarem uma grande carga de matéria orgânica total e apresentarem um ciclo de decomposição e síntese desta matéria. Devido a carência de conhecimento sobre organismos fitoplanctônicos em lagoas de estabilização, os estudos sobre a variabilidade temporal em curtos intervalos de tempo (amostragens diárias ou semanais) dessa comunidade, que tem influência direta no metabolismo do sistema, são prioritários para um avanço considerável no gerenciamento de sistemas aquáticos continentais. Estas alterações, físicas e químicas, poderão ser sentidas pela comunidade fitoplanctônica, qualitativamente e quantitativamente.

Objetivos

O presente estudo tem como objetivo determinar a biodiversidade da comunidade fitoplanctônica, em curto intervalo de tempo na lagoa facultativa da ETE de Cajatí, S.P.

Material e Métodos

A lagoa facultativa está inserida no sistema australiano da ETE do município de Cajatí, SP (24° 43' S e 48° 07' W), na região do Vale do Ribeira de Iguape. O estudo das comunidades fitoplanctônicas foi baseado em amostras semanais coletadas nos meses de junho, julho, setembro, novembro/02 e março/03. Foram coletadas amostras em quatro pontos eqüidistantes na subsuperfície e, posteriormente, homogeneizadas, fixadas em formol 4% e estocadas no escuro. Os táxons foram identificados a partir de amostras populacionais, sempre que possível ao nível específico, analisando-se as características morfológicas e morfométricas do fitoplâncton. A análise quantitativa foi realizada em microscópio invertido (UTERMOHL, 1958), onde foram contados 100 organismos da espécie mais freqüente, em campos distribuídos sistematicamente. A diversidade foi calculada pelos índices de SHANNON & WEAVER, 1963.

Resultados

Foram identificados 65 taxa. Chlorophyceae foi a classe que

teve mais representantes (25 espécies e 3 gêneros). Cyanophyceae foi representada por 14 taxa e, em seguida, Bacillariophyceae por 8, Euglenophyceae por 7, Chrisophyceae por 5, Zygnemaphyceae por 2 e Dinophyceae por apenas 1 táxon.

O índice de diversidade, em junho e julho/02 foi de 1,75; em setembro/02 foi de 1,77, em novembro/02 de 2,04, e em março/03 de 2,21. De acordo com DINGES (1962), o número de gêneros de algas encontrado em lagoas de estabilização é limitado. Nesses sistemas destacam-se os grupos: Cyanobacterias, Chlorophyta, Euglenophyta e Bacillariophyta.

A mudança temporal nos índices de diversidade de espécies, menor em junho/julho e maior em março deveu-se, principalmente, a mudança temporal no regime da água em que a comunidade estava sendo submetida (de lótico para lêntico, na época de enchimento, em junho-julho/2003) e ao aumento na concentração de matéria orgânica, em março/2003.

Conclusões

A diversidade da comunidade fitoplanctônica, foi se elevando conforme as características do ambiente foram alteradas de lótico para lêntico e com o aumento da trofia do ambiente, devido ao aumento na concentração de matéria orgânica.

Referencias Bibliográficas

GLOYNA, E.F. (1973). Estanques de estabilizacion de aguas residuales. Ginebra: 192 p.

UTHERMOHL, H. (1958). On the perfecting of quantitative phytoplankton method. *Int. Ass. Theor. Appl. Limnol. Commun*. n. 9.

SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (1963). *The mathematical theory of communication.* Urbana: University of Illianois Press. 173 p.

Líquens como bioindicadores da poluição ambiental em Belo Horizonte, Minas Gerais - Brasil

Biol. Acad. Natália A. T. Resende & Biol. Dra. Elena Charlotte Landau
Lab. de Mastozoologia – Núcleo de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto,
Instituto de Ciências Biológicas / Universidade Federal de Minas Gerais – l.nataly@terra.com.br; landau@icb.ufmg.br

1. Introdução

Belo Horizonte, capital de Minas Gerais, é uma metrópole com rápido crescimento (horizontal e vertical), alta densidade populacional, ocupação do solo sem critérios ambientais e poucos estudos sobre a qualidade do ar, o que reflete em efeitos danosos para a população. A qualidade do ar é determinada pela interação entre as fontes de poluição e a atmosfera, e pelas condições meteorológicas locais que influem numa maior ou menor dispersão dos poluentes presentes. Em uma grande cidade o setor de transportes emite grande quantidade de CO2, sendo um dos principais responsáveis pela poluição local, emitindo gases como o monóxido de carbono, os óxidos de nitrogênio, os óxidos de enxofre, aldeídos e material particulado (Mattos, 2001). O monitoramento constante da poluição atmosférica auxiliará na determinação de medidas que venham minimizar os efeitos danosos sobre a população.

Métodos biológicos são importantes na detecção precoce de efeitos de poluentes atmosféricos que podem causar alterações no ecossistema (Lima, 2002). Liquens representam indicadores biológicos da qualidade ambiental. Por não apresentarem raízes nem vasos condutores, dependem principalmente da atmosfera para adquirir nutrientes minerais, sendo muito sensíveis a gases poluentes, principalmente o SO2, flúor e componentes oxidantes como o ozônio. Estas características dos liquens combinadas com sua extraordinária capacidade de crescimento numa grande escala geográfica e de acumular elementos minerais além de suas necessidades, fazem deles ótimos bioindicadores da poluição do ar (Garty *et al.*, 2003). A determinação da qualidade ambiental utilizando liquens pode ser uma maneira eficiente de identificar e comparar áreas com níveis variáveis de poluição (Jeran *et al.*, 2002). O objetivo deste trabalho consistiu em verificar a eficiência de liquens como bioindicadores da qualidade ambiental na cidade de Belo Horizonte.

2. Material e Métodos

O estudo foi direcionado para as grandes avenidas, com níveis variados de tráfego de veículos e conseqüentemente níveis de poluição do ar também diversificada. Foram selecionados 6 locais nos quais era obrigatória a presença de no mínimo 5 espécimes de Palmeira-Imperial (*Roystonea oleracea* - Palmae) próximos uns dos outros: Praça da Liberdade, Av. Antônio Carlos, Av. Cristiano Machado, Av. Cardeal Eugenio Pacelli, Rua Reitor (Campus UFMG) e Av. Brasil. Como grupo controle, onde se esperava uma maior quantidade e variedade de liquens, foram analisadas palmeiras do Parque Mangabeiras, um dos maiores parques urbanos do país, com matas que ocupam a maior parte dos seus 2,3 milhões de m^2.

Em cada avenida foram selecionados cinco indivíduos de Palmeira-Imperial (*Roystonea oleracea*). Para cada indivíduo foi estimada a altura e o e diâmetro a 1 metro do solo, utilizando clinômetro e fita métrica, respectivamente. De cada palmeira foi tirada foto em formato digital da parte do tronco entre 0,5 m e 1,5m de altura onde ocorria um maior número de liquens. A câmera foi posicionada a um metro de distancia da palmeira. As fotos dos liquens foram digitalizadas em formato vetorial, utilizando o Sistema de Informações Geográficas ArcView v.3.0 (ESRI, 1996). O arquivo foi transformado para o formato do SIG PC-ArcInfo v.3.4.2 (ESRI, 1994) através do software ArcV2CAD. Através desse SIG foi calculada a porcentagem de liquens em cada tronco.

A qualidade do ar foi analisada através do fluxo de trânsito local, quantificada pelo número de ônibus e de caminhões durante um período de 5 minutos em todas as vias de transito local, valor posteriormente aproximado para o total por hora (notação comum para cálculo de intensidade de tráfego). O fluxo de veículos foi simplificado à contagem da passagem de ônibus e caminhões, subentendendo-se que o tráfego destes veículos de grande porte é proporcional ao dos demais tipos de veículos. Para cada local também foram registradas informações qualitativas sobre a umidade (úmido/seco) e observações gerais.

Os padrões observados quando aa densidade de liquens em troncos de palmeira-imperial foram comparados com as informações relativas aa qualidade do ar, procurando identificar correlação entre as variáveis e conseqüente eficiência ou não da eficiência de liquens como bioindicadores da qualidade ambiental.

3. Resultados e Discussão

O diâmetro mínimo do tronco das Palmeiras-Imperial foi de 0,89m e o máximo de 2,20m. A altura mínima 3,26 m e a máxima de 25m.

No Parque Mangabeiras, onde é uma grande área verde e não há fluxo de veículos, a porcentagem de liquens encontrada foi de 97%. Na Avenida Reitor Mendes Pimentel, que se localiza dentro do campus da UFMG, cercada por grande área verde e onde ocorre apenas fluxo interno de veículos, chegando a 2 ônibus em 5 minutos, a porcentagem de liquens foi de 92%. Na praça da Liberdade, um lugar bastante arborizado onde ocorre um fluxo razoável de veículos, com 20 ônibus em 5 minutos, a porcentagem de liquens foi de 40%. Na Avenida José Candido da Silveira, localizada atrás do Museu de história natural e onde o fluxo de veículos é de 11 ônibus e 3 caminhos em 5 minutos, a porcentagem de liquens foi de 33%. Na Avenida Brasil, com pouca arborização, localização central, porém com baixo fluxo de veículos (1 ônibus em 5 minutos), a porcentagem de liquens foi de 8%. A Avenida Antonio Carlos, com um alto grau de transito de veículos (40 ônibus e 42 caminhões), porém próximo a grandes áreas arborizadas como o Campus da UFMG, apresentou uma porcentagem de liquens de 1%. Tanto nas Avenidas Cristiano Machado como na Cardeal Eu-

gênio Pacelli, com pouquíssima arborização e fluxos altíssimos de veículos, sendo 60 ônibus e 8 caminhões na primeira e 50 ônibus e 45 caminhões na segunda, nenhum líquen foi encontrado nas palmeiras nestas avenidas. A partir dos dados verificou-se uma relação inversa entre a ocorrência de liquens e a qualidade ambiental no local, indicando a eficiência dos liquens como indicadores da qualidade ambiental.

4. Conclusão

Áreas sujeitas à poluição do ar constante, com pouca ou nenhuma arborização, representaram locais onde a ocorrência de liquens foi muito baixa ou nula, indicando a eficiência dos liquens como bioindicadores da qualidade do ar. Monitoramentos constantes da qualidade do ar nas grandes cidades são essenciais para garantir a conservação de uma boa qualidade do ar, um dos elementos chave no desenvolvimento sustentável priorizando a proteção da saúde e do meio ambiente. A consideração de liquens como bioindicadores representará uma alternativa importante para o monitoramento da qualidade ambiental.

5. Bibliografia

ESRI – Environmental Systems Research Inst.Inc.1994.*PC ArcInfo*.The World's Leading Desktop Geographic Information System.ESRI Inc.,Redlands/CA

ESRI – Environmental Systems Research Institute Inc. 1996. *ArcView GIS*. The Geographic Information System for Everyone.ESRI Inc., Redlands/CA.

GARTY, J., TOMER. S. , LEVIN, T. & LEHR, H. 2003. Lichens as biomonitors around a coal-fired power station in Israel, Environmental Research, Volume 91, Issue 3, Pages 186-198.

JERAN, Z.; JACIMOVIC, R.; BATIC F. and MAVSAR, R., 2002. Lichens as integrating air pollution monitors, Environmental Pollution, Volume 120, Issue 1, Pages 107-113.

LIMA, Josanidia Santana. 2002 O biomonitoramento como ferramenta complementar na avaliação de impactos ambientais: discutindo conceitos. São Paulo: s.c.p, 10p.

MATTOS, Laura Bedeschi Rego de 2001. A importância do setor de transportes na emissão de gases do efeito estufa - O caso do Município do Rio de Janeiro, Tese - Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE

Autocorrelação Filogenética e Diversidade Evolutiva em Carnivora (Mammalia) em Unidades de Conservação do Novo Mundo

Natália Mundim Tôrres[a] & José Alexandre Felizola Diniz-Filho[a,b]
[a] Jaguar Conservation Fund; [b]Universidade Federal de Goiás
(ninamtorres@yahoo.com.br)

I. Introdução

Um dos problemas enfrentados pelos conservacionistas atualmente é como identificar de maneira rápida e barata as áreas mais importantes para a conservação da biodiversidade. A biodiversidade não é apenas difícil de ser definida, mas os dados em escalas mais precisas de distribuição dos organismos são escassos e muito caros para serem adquiridos em quantidades suficientes (Williams & Gaston, 1994).

O desenvolvimento de métodos quantitativos para a determinação de prioridades ou valores para taxa em avaliações para a conservação tem se baseado no princípio fundamental de complementaridade entre taxa (Vane-Wright et al., 1991; Faith. 1992). O valor de prioridade para uma determinada espécie não deve ser alto se uma espécie próxima já é protegida. No entanto, uma espécie que é "única", mas que pode estar representando toda uma família, é altamente significativa e de grande valor (Faith, 1994).

Os índices de diversidade filogenética assumem que quanto mais diferenciada no tempo for uma espécie das outras espécies existentes, mais importante ela seria. Mas isso depende do fenótipo a ser conservado, pois essa relação linear com o tempo só é válida se o caráter evolui de forma neutra. Como o fenótipo normalmente não evolui dessa forma (Owens & Bennett, 2000), outros índices ou correções dos índices existentes devem ser propostos e avaliados.

Neste trabalho utilizou-se como medida da diversidade filogenética o número de linhagens obtidas a partir de uma filogenia como expressão da diversidade evolutiva (higher-taxon approach) (Williams & Gaston, 1994; Grelle, 2002), comparando-se diversas unidades de conservação na América, para espécies de Carnivora. A linha temporal utilizada para estabelecer o número de linhagens foi baseada na análise de autocorrelação filogenética para 23 caracteres fenotípicos. A diversidade evolutiva mensurada dessa forma (i.e., número de linhagens) foi também correlacionada ao índice de Faith (1992, 1994).

II. Métodos

Primeiramente foi feito um levantamento de 23 caracteres ecológicos e de história de vida para 70 espécies de mamíferos carnívoros presentes nas Américas. Os padrões filogenéticos nessas variáveis foram analisados através de correlogramas filogenéticos (Gittleman & Kot, 1990; Gittleman et al., 1996; Diniz-Filho, 2001) com base na filogenia para cada um dos caracteres, utilizando o programa PDAP (Phenotypic diversity analysis program) (Garland et al., 1992). A filogenia utilizada como base foi a estabelecida recentemente por Bininda-Emonds et al. (1999).

Através dos correlogramas para cada uma das variáveis, foi possível determinar em qual ponto as espécies se tornam filogeneticamente independentes entre si ao longo da filogenia para cada caráter (phylogenetic patch – Diniz-Filho, 2001).

Um correlograma significativo indica que existe, para o caráter analisado, um padrão filogenético, enquanto que correlogramas não significativos indicam que o valor do caráter está distribuído aleatoriamente nas diferentes espécies. Deste modo, patches diferentes de zero foram definidos apenas para correlogramas estatisticamente significativos, e um valor médio calculado a fim de definir qual o patch geral para o fenótipo como um todo.

A filogenia composta (supertree) para Carnivora (Mammalia) recentemente obtida por Bininda-Emonds et al. (1999) foi redesenhada para 18 unidades de conservação (em geral parques nacionais) distribuídas pela América do Sul e América do Norte, incluindo apenas as espécies presentes nestas. O número de linhagens a um dado patch médio (SL) foi estabelecido seccionando-se essa filogenia no valor do patch geral para o fenótipo como um todo.

Para cada área, também foi calculado o índice de diversidade filogenética de Faith (PD) (Faith, 1992, 1994), que é dado simplesmente pelo somatório dos comprimentos dos ramos da filogenia ligando as espécies presentes em cada local.

Assim, correlacionando-se a riqueza de espécies, o valor do índice de Faith e o número de linhagens presentes a um dado patch filogenético, é possível determinar quais áreas preservam maior quantidade de diversidade evolutiva do grupo em questão, assumindo diferentes modelos de evolução do fenótipo.

III. Resultados

Os correlogramas filogenéticos para cada um dos 23 caracteres estudados apresentaram perfis distintos de variação filogenética, como já era esperado, e diferentes valores de patch. Os correlogramas podem ser agrupados visualmente em 4 perfis (Diniz-Filho, 2000):

1. Clinal com estabilização, quando existem apenas autocorrelações positivas nas primeiras classes de distância, que decrescem e depois se estabilizam;
2. Clinal, correlogramas com autocorrelações positivas e negativas nas primeiras e últimas classes de distância, com valores decrescendo de forma linear ou monotônica, indicando um padrão "em gradiente" na filogenia;
3. Diferenciação de longa distância, com autocorrelações

negativas apenas nas últimas classes de distância, indicando que as espécies mais distantes tendem a ser as mais distintas na amostra total;

4. Correlogramas sem padrão significativo, indicando que a variabilidade do caráter está distribuída aleatoriamente na filogenia, ou seja, não existe um padrão filogenético.

Dos 23 caracteres, 11 apresentam perfis III e IV, possuindo, portanto, um patch igual a zero. Assim, o patch médio calculado com base nesses perfis e naqueles que apresentaram um padrão filogenético significativo foi de 18,8 milhões de anos.

A correlação entre o número de linhagens evolutivamente independentes ao nível de 18,8 milhões de anos (SL) e a riqueza de espécies (S) das 18 unidades de conservação consideradas neste estudo foi significativa, apresentando um $r = 0,67$ ($t = 3,61$; $gl = 16$; $p < 0,05$).

A correlação entre os índices de diversidade filogenética de Faith e a riqueza de espécies (S) foi significativa, apresentando um $r = 0,87$ ($t = 7,06$; $gl = 16$; $p < 0,05$), assim como entre os índices de Faith e o número de linhagens evolutivamente independentes a 18,8 milhões de anos, apresentando um $r = 0,89$ ($t = 7,81$; $gl = 16$; $p < 0,05$).

IV. Conclusão

O ideal para o estudo de padrões de biodiversidade deveria ser a utilização de bancos de dados baseados em espécies, incluindo, utopicamente, o conhecimento genético dos organismos. Entretanto, isto necessitaria de muito tempo, e o método de higher-taxon approach pode ser um "atalho" (Grelle, 2002). O uso da riqueza de taxa mais altos como uma estimativa da biodiversidade em grandes escalas parece ser atrativo, porque é muito mais barato identificar os espécimes das amostras ao nível de altos taxa do que ao nível de espécies. Se uma relação pode ser demonstrada, então é possível utilizar a distribuição da riqueza de altos taxa para estimar a distribuição da riqueza de espécies (Williams & Gaston, 1994).

Entretanto, há uma arbitrariedade na escolha desse nível hierárquico superior a ser adotado (Williams & Gaston, 1994). Neste trabalho, essa seção foi baseada em análises de autocorrelação filogenética de caracteres fenotípicos, que indica que um nível de corte de cerca de 18,8 milhões de anos geraria unidades aproximadamente independentes sob o ponto de vista de diversidade fenotípica. Esse nível de tempo para os Carnivora corresponde aproximadamente ao nível taxonômico de família.

Como demonstrado neste trabalho através da alta correlação entre a riqueza de espécies e o número de linhagens evolutivamente independentes ao nível do patch médio, a utilização deste último critério é válida para a determinação de áreas que possuam maior diversidade evolutiva sob o ponto de vista fenotípico, e, portanto, maior importância para a conservação.

Assumindo o modelo de evolução fenotípica com base na análise de autocorrelação filogenética, as unidades de conservação que preservam maior quantidade de diversidade evolutiva em relação à riqueza, para os Carnivora são: Parque Nacional de Rocky Mountain, Parque Nacional de Sequoia & Kings Canyon, Parque Nacional de Glacier, Parque Nacional de Yosemite, Parque Nacional de Capital Reef, Parque Nacional de Yellowstone e Parque Nacional de Canyonlands, todos situados nos Estados Unidos.

V. Bibliografia

Bininda-Emonds, O. R. P., Gittleman, J. L. & Purvis, A. (1999). Building large trees by combining phylogenetic information: a complete phylogeny of the extant Carnivora (Mammalia). *Biological Review*, 74:143-175.

Diniz-Filho, J. A. F. (2000). *Métodos Filogenéticos Comparativos*, Ribeirão Preto, Holos Editora, 120p.

Diniz-Filho, J. A. F. (2001). Phylogenetic autocorrelation under distinct evolutionary processes. *Evolution*, 55:1104-1109.

Faith, D. P. (1992). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, 61:1-10.

Faith, D. P. (1994). Genetic diversity and taxonomic priorities for conservation. *Biological Conservation*, 68:69-74.

Garland, T., Harvey, P. H. & Ives, A. R. (1992). Procedures for the analysis of comparative data using phylogenetically independent contrasts. Systematic Biology, 41:18-32.

Gittleman, J. L. & Kot, M. (1990). Adaptation: statistics and a null model for estimating phylogenetic effects. *Systematic Zoology*, 39:227-241.

Gittleman, J. L., Anderson, C. G., Kot, M. & Luh, H-K. (1996). Phylogenetic lability and rates of evolution: a comparison of behavioral, morphological and life-history traits. In: E. P. MARTINS (ed.) *Phylogenies and the comparative method in Animal Behavior*, Oxford, Oxford University Press, pp. 166-205.

Grelle, C. E. V. (2002). Is Higher-taxon analysis an useful surrogate of species richness in studies of Neotropical mammal diversity? *Biological Conservation*, 108:101-106.

Owens, I. P. F. & Bennett, P. M. (2000). Quantifying biodiversity: a phenotypic perspective. *Conservation Biology*, 14:1014-1022.

Vane-Wright, R. I., Humphries, C. J. & Williams, P. H. (1991). What to protect?-Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 55:235-254.

Williams, P. H. & Gaston, K. J. (1994). Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation*, 67:211-217.

Dinâmica e variabilidade populacional em dípteros necrófagos

Nelice Milena Batistelli (nebatistelli@ig.com.br), Wesley Augusto Conde Godoy
Departamento de Parasitologia – IB – UNESP – Botucatu – SP

Resumo

Neste estudo foi investigada a dinâmica de populações naturais em *Chrysomya albiceps*, *Lucilia eximia* e *Megaselia scalaris* através de censos temporais, dos quais foram extraídos valores paramétricos para analisar as populações com o modelo matemático logístico em tempo discreto, incorporando capacidade suporte estocástica. As três espécies apresentaram distribuição distinta entre as três áreas, sendo que a área urbana foi a mais freqüentada por todas. A espécie mais presente nas três áreas foi *L. eximia*, seguida de *C. albiceps*. As simulações com capacidade suporte estocástica sugerem que na área urbana *C. albiceps* é a espécie menos susceptível à extinção local.

Introdução

Os dípteros necrófagos incluem várias espécies de várias famílias. Dentre elas destacam-se as moscas-varejeiras, que são geralmente pouco maiores que a mosca doméstica, exibindo coloração tipicamente verde ou azul metálica (Smith, 1986; Bowman, 1995). Os adultos são geralmente encontrados em matéria orgânica em decomposição, onde depositam seus ovos em grande quantidade (Harwood & James, 1979). A família Calliphoridae é componente da Subordem Muscomorpha (= Cyclorrhapha), a qual possui grande importância para o homem, quer sob o ponto de vista biológico, quer sob o ponto de vista médico-veterinário (Harwood & James, 1979, Bowman, 1995). Outra espécie importante também neste contexto é a *Megaselia scalaris*, pertencente á família Phoridae, com larvas extremamente oportunistas, que alimentam-se em ampla variedade de matéria orgânica de origem animal (Smith, 1986).

No que diz respeito ao ponto de vista biológico, diversas espécies são importantes como polinizadoras, decompositoras de matéria orgânica e fonte de alimento para alguns animais (Neves, 2000). No que tange ao ponto de vista médico-veterinário são importantes organismos sinantrópicos, capazes de freqüentar am-

biente rural, silvestre e urbano, visitando dejetos e carcaças e veiculando patógenos (Greenberg, 1971, 1973; Harwood & James, 1979). Algumas espécies, especialmente da família Calliphoridae causam miíase obrigatória e facultativa nos animais e no homem (Zumpt, 1965). Além disso, também são importantes indicadores forenses em investigações criminais (Smith, 1986).

O presente estudo tem a finalidade de investigar a dinâmica de populações naturais de três espécies de dípteros necrófagos, *Chrysomya albiceps, Lucilia eximia* e *Megaselia scalaris*, comparando a freqüência de cada espécie em ambientes diferentes, tais como, área urbana, área rural e área silvestre e analizando o comportamento dinâmico de cada espécies através de modelagem matemática.

Material e métodos

Coletas quinzenais de março à junho de 2003 foram feitas em três áreas: urbana, rural e de mata. As armadilhas da área urbana foram colocadas em praça da Prefeitura Municipal de Botucatu, localizada no Jardim Paraíso, em área estritamente residencial. As armadilhas da área rural foram colocadas na Fazenda Experimental da UNESP, localizada próxima ao Câmpus Lageado, no município de Botucatu. A área de mata é caracterizada por floresta estacional semi-decidual, próxima à Fazenda Experimental da UNESP. As armadilhas foram confeccionadas com recipientes plásticos com fundo perfurado, medindo 9 cm de diâmetro por 30 cm de comprimento (vasilhames de refrigerantes). Após 72 horas do momento da fixação das armadilhas, os sacos plásticos foram removidos e levados ao laboratório para a identificação, separação e contagem dos exemplares obtidos, por espécie.

O modelo matemático logístico em tempo discreto (Gotelli, 1995) foi empregado para investigar o padrão de comportamento dinâmico de cada espécie. A taxa de crescimento populacional (r) foi estimada considerando iterações sucessivas com $r1$ sendo a taxa de crescimento geométrico para a primeira iteração, $r2$ para a segunda e assim sucessivamente. A taxa de crescimento geométrica foi calculada utilizando os valores registrados no censo de cada espécie com coletas quinzenais de moscas ao longo do período analisado. Como condição inicial para a simulação foi utilizada a abundância obtida no primeiro mês das coletas. Os cálculos para as estimativas das taxas de crescimento foram obtidos com MATLAB, Version 5 (Hanselman & Littlefield, 1997). A capacidade suporte (K) foi estimada a partir dos censos realizados, sendo obtida observando-se os valores máximos de abundância de cada espécie de mosca. No modelo logístico foi introduzida a dimensão probabilística para investigar a dinâmica populacional sob influência de uma capacidade suporte oscilante aleatoriamente, entre os limites produzidos por 35% de variação a partir do valor obtido. Os valores estocásticos foram obtidos através de gerador de números aleatórios do software MATLAB.

Resultados e discussão

A freqüência das três espécies de moscas diferiu entre as três áreas investigadas. *Lucilia eximia* foi a espécie mais abundante das áreas, seguida de *C.albiceps*. Na zona urbana, área onde as espécies foram mais freqüentes, *L. eximia* exibiu flutuações de maior espectro que as outras duas espécies. A despeito de se obter taxas de crescimento com valores bastante próximos entre as espécies, $r = 1.0492$ para *C. albiceps*, $r = 1.2917$ para *L. eximia* e $r = 1$ para *M. scalaris*, os valores de K (capacidade suporte) diferiram entre as espécies, $K = 5$ para *C. albiceps*, $K = 13$ para *L. eximia* e $K = 4$ para *M. scalaris*. Nas simulações estocásticas com o modelo matemático logístico em tempo discreto, notou-se que o espectro de oscilação das três espécies foi relativamente similar, entretanto *C. albiceps* parece ser a espécie com menor susceptibilidade à extinção local na zona urbana.

Em biologia, somos constantemente desafiados a inferir sobre a natureza do desenvolvimento populacional a partir de um simples conjunto de dados, quando realizações do mesmo processo podem variar consideravelmente (Renshaw, 1991). Até mesmo as soluções estocásticas teóricas prestam auxílio limitado à compreensão dos processos naturais, já que esses são extremamente complexos e de difícil interpretação (Roughgarden, 1998). Portanto, a combinação de ambas as dimensões, determinística e estocástica, somada à experimentação laboratorial e demonstração teórica por simulações numéricas, podem trazer à tona resultados e questões interessantes e relevantes, capazes de gerar diretrizes essenciais para programas de pesquisa, nos quais dinâmica populacional e biologia da conservação são o foco da atenção (Kareiva, 1989).

Referências

Bowman, D. D. 1995. Parasitology for veterinarians. W. B. Saunders Company. Philadelphia.

Gotelli, N. J. 1995. A primer of ecology. Sinauer Associates, Sunderland MA.

Greenberg, B. 1971. Flies and Disease. Ecology, Classification and Biotic Associations. Vol. I. Princeton University Press, Princeton.

___. 1973. Flies and Disease. Biology and Disease Transmission. Vol. II. Princeton University press, Princeton.

Hanselman, D. & Littlefield, B. 1997. The student edition of Matlab. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

Harwood, R. F., James, M. T. 1979. Entomology in human and animal health. Macmillan Publishing Co., Inc. New York.

Kareiva, P. 1989. Renewing the dialogue between theory and experiments in population ecology. *In:* Roughgarden, J., May, R. M., Levin, S. A. (Eds.). Perspectives in ecological theory. Princeton, Princeton University Press.

Neves, D. P. 2000. Parasitologia humana. Atheneu. São Paulo.

Renshaw, E. 1991. Modelling biological populations in space and time. University Press, Cambridge.

Roughgarden, J. 1998. Primer of ecological theory. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.

Smith, K. G. V., 1986. A manual of forensic entomology. University Printing House, Oxford.

Zumpt. F. 1965. Myiasis in man and animalin the old world. Butherworths, London. 267p.

Aspectos Bioecológicos de *Palpita* sp. (Lepidoptera: Pyralidae) alimentando-se de folhas de *Thevetia peruviana* (Juss.) K. Schum. (Apocynaceae), em Alagoas

Nilson Queiroz dos SANTOS[a], Sheyla Ferreira LIMA-COELHO[b], Iracilda Maria de Moura LIMA[c]

[a] Universidade Federal de Alagoas (Ufal), Dep. Zoologia, Monitor de Invertebrados, nilsonbio@bol.com.br, [b]Ufal, Dep. Zoologia, Bolsista Pibic (CNPq), [c]Ufal, Dep. Zoologia, Museu de História Natural da Ufal.

1.Introdução

Thevetia peruviana (Juss.) K. Schum. (Apocynaceae), conhecida como chapéu-de-napoleão devido à forma de seus frutos quando secos, é uma arvoreta nativa das américas, indicada para projetos paisagísticos e na arborização urbana principalmente para calçadas e também em jardins de residências, principalmente em regiões de clima tropical (BRAGA 1976: 187, GRAF 1986: 78, 80, 1099). Seu uso é devido a características como sistema radicular não agressivo, altura inferior a das linhas de alta tensão, baixa queda de flores e folhas, além da beleza das flores que ocorrem em duas tonalidades: amarelo e salmão. Apesar disso, é uma planta altamente tóxica, devido à presença de glicosídeos cardiotônicos, que circulam no látex e se acumulam nas sementes (ABE *et al.* 1994, 1995, BEGUM *et al.* 1993, SIDDIQUI *et al.* 1992).

Em Maceió, vem sendo observado, principalmente entre os meses de março e julho, o ataque dos ramos terminais dessa planta por

lagartas de *Palpita* sp. (Lepidoptera: Pyralidae), que, em certos caso, chega a comprometer a beleza da copa das plantas, pois, além das folhas secas, utilizadas na confecção dos estojos para alimentação e proteção, há redução do número de folhas produzidas.

Considerando a escassez de publicações sobre a bioecologia do gênero *Palpita*, uma vez que os trabalhos têm se limitado a revisões taxonômicas (KIRTI & ROSE 1992), registros de planta hospedeira (BIEZANKO 1974: 122, 133, 135), distribuição geográfica (SILVA *et al*. 1968: 257), e, mais recentemente, registro de inimigos naturais, como diferentes espécies *Brachymeria* (Hymenoptera: Chalcididae) (ainda não classificadas) que emergem de pupas (OMENA 1999, LIMA & OMENA 1999). Esse trabalho, vem contribuir com novas informações sobre reprodução, desenvolvimento, e inimigos naturais de *Palpita* sp.

2. Metodologia

Os bioensaios foram desenvolvidos no Laboratório de Entomologia do Departamento de Zoologia da Universidade Federal de Alagoas. O comportamento reprodutivo foi avaliado a partir de observações realizadas em adultos, no período compreendido entre 18h e 23h, em plantas localizadas nos jardins do Centro de Ciências Biológicas da Ufal.

Para o estudo do desenvolvimento (teste de fitofagia, para confirmar a planta-hospedeira), os ovos foram coletados após postura (em massas) realizadas sempre, a partir do crepúsculo, sendo conduzidos ao laboratório onde foram colocados em placas-de-petri. Logo após a eclosão as larvas, apesar de, na natureza, permanecerem juntas até a primeira ecdise, foram individualizadas em tubos brancos de filme fotográfico Fuji®), no interior dos quais era colocada uma folha jovem, tenra, sobre papel absorvente umedecido com água para manter a turgidez do tecido vegetal. A aeração foi garantida cobrindo-se o recipiente com organdi (6,00x6,00cm), fixado com a própria tampa do tubo, mas com a parte central removida. A partir do terceiro ínstar larval, as lagartas eram individualizadas em outros tipo de recipiente construído com o terço apical de garrafas plásticas tipo Pet (Coca Cola® de 2L), e base de tampa de leite Ninho Nestlé®, sendo o gargalo coberto com organdi preso pela própria argola do lacre da garrafa. Registraram-se em planilhas as datas da coleta dos ovos e os eventos biológicos da postura, eclosão, ecdises, pupação e emergência de adultos. Foram estabelecidas as estatísticas descritivas segundo orientação de VIEIRA (1980:27-40).

Para o estudo do parasitismo de larvas e pupas, coletaram-se os indivíduos durante o dia e este foram acondicionados nas mesmas gaiolas descritas anteriormente., sendo as pupas acondicionadas nos recipientes de filme.

Alguns exemplares de formas imaturas foram acondicionados em álcool a 70%. As exúvias pupais foram montadas pela técnica da montagem dupla e postas juntas ao respectivo adulto, estando depositados na Coleção Entomológica Prof. José Cordeiro da Silva, do Departamento de Zoologia, da Ufal. Os adultos foram montados segundo técnica para lepidópteros (ALMEIDA *et al.* 1998).

3. Resultados

As observações noturnas de adultos para o estudo do comportamento reprodutivo confirmou que realmente têm atividade crepuscular e noturna, uma vez que não são observados em atividade durante o dia. O vôo de adultos se inicia por volta das 18h estendendo-se com maior atividade até 23h:00, depois do que não mais se observou os insetos com facilidade. Não foram observados acasalamentos, apesar de terem sido avistados machos, facilmente diferenciados das fêmeas através da morfologia das tíbias metatorácicas que, neles, apresentam dilatações esféricas.

As fêmeas inicialmente voavam procurando os ramos terminais externos, independentemente de altura na planta, e pousavam curvando o abdome como se preparando para pôr ovos. No entanto, a postura só ocorria certo tempo depois. Para a postura, inicialmente pousavam no ápice da folha e se dirigiam para a região mediana onde os ovos eram postos, preferencialmente, na superfície inferior da folha, próximo à margem, de forma imbricada.

Individualmente, os ovos têm formato plano, bastante achatado. A postura fica quase imperceptível quando observada lateralmente. Logo após a postura os ovos apresentam coloração branco-leitosa, tornando-se transparentes logo depois. Próximo à eclosão, que se dá em três dias, a coloração fica amarronzada, percebendo-se, por transparência, a presença da larva completamente formada. O número médio de ovos por postura apresentou uma variação muito grande: mínimo de 2 a 22 ovos, com média de 9,00 ovos.

A duração do período de postura foi de 4min para 9 ovos e de 5 min para 21 ovos. As fêmeas, à noite, alimentam-se do néctar das flores de *T. peruviana* que se abriram durante o dia e que, à noite se fecham, antes de caírem no dia seguinte.

Quanto ao comportamento das lagartas, registrou-se que, logo após a eclosão as larvas neonatas consumiam a casca do seu respectivo ovo, deixando, apenas, a parte aderida ao limbo. Essas larvas mantêm-se agrupadas até sofrerem a primeira ecdise quando então se dispersam para construírem estojos de proteção e alimentação já que raspam a página superior das folhas, que fica revestindo a câmara interna do estojo. Após o repasto, permanece apenas a epiderme da superfície dorsal (inferior) das folhas, dando, já no dia seguinte, o aspecto de folha seca, que deprecia a beleza da copa de *T. peruviana*. Quando se sentem ameaçadas as lagartas se lançam mantendo-se suspensas por fio de seda.

O desenvolvimento foi estudado em dois períodos: o período embrionário e o pós-embrionário, tanto em valores absolutos quanto em valores relativos. A duração do período embrionário foi de 3,00 dias, sem variação. O período pós-embrionário (duração ± erro-padrão da média, em dias) foi de 37,87 ± 0,57, com período larval total de 27,22 ± 1,05 e pupal de 10,43±1,60. O período larval apresentou seis ínstares com os seguintes estádios (duração entre duas ecdises), em dias: L1 = 5,74 ± 0,14; L2 = 2,52 ± 0,12; L3 = 2,48 ± 0,26; L4 = 2,83 ± 0,24; L5 = 3,01 ± 0,14, L6 = 9,57 ± 1,97 (fase ativa de L5 = 4,48 ± 0,90 e prepupa 3,39 ± 0,19 dias). O período larval ativo foi de 24,13 ± 0,48 dias e o período inativo dentro do desenvolvimento pós-embrionário foi de 13,43±1,43 dias. O ciclo total foi de 40,87±1,40 dias. O período inativo dentro do desenvolvimento foi de 16,57±0,28 dias (representando 40,54% do tempo). Os 59,46% de atividade (período larval ativo considerado de 21, 06 dias, como soma das médias dos seis ínstares larvais ativos) foram distribuídos da seguinte forma, em relação ao desenvolvimento total: 14,04%, 6,16%, 6,06%, 6,92%, 7,36%, 10,96%.

Pode-se então observar que ao longo do desenvolvimento o primeiro ínstar pode ser considerado longo, também observado em outras mariposas como *Thyrinteina arnobia* Stoll (Geometridae) (SANTOS *et al.* 2000: 16), uma vez que em outros lepidópteros, como ninfalídeos, esse ínstar normalmente é curto, sendo utilizada uma percentagem pequena do tempo de desenvolvimento.

O processo de parasitismo por Brachymeria (Hymenoptera: Chalcididae) ocorre na fase pupal, sendo observadas fêmeas do parasitóide em torno dos estojos pupais, e, após o pouso, procuram aberturas entre as folhas (local onde só havia seda) para, então realizar a oviposição nas pupas. Das lagartas coletadas não emergiram parasitóides das respectivas pupas. É importante registrar este fato, já que em outros tipos de lepidóptera, a infestação por Brachymeria pode ocorrer, ainda na fase larval. DINDO (1990a,b) observou que em Galleria mellonella L. (Lepidoptera: Galleridae), as posturas de Brachymeria são efetuadas em pupas. É importante registrar este fato, já que em outros tipos de lepidópteros, a infestação por Brachymeria pode ocorrer, ainda na fase larval, como foi verificado em Heraclides (Priamides) anchysiades capys.(Hübner: 1809) (Lepidoptera: Papilionidae) (SOUZA-LEÃO et al. 2003).

5. Conclusões

O teste de fitofagia, veio comprovar que *T. peruviana* é planta-hospedeira de *Palpita* sp., uma vez que foram obtidos adultos seme-

lhantes aos encontrados na natureza. O parasitismo por *Brachymeria* spp. se dá logo após a pupação, sendo algumas das espécies de parasitóides, novas para a ciência. O desenvolvimento é caracterizado por seis ínstares larvais, não se observando ínstares extranumerários.

6. Referências Bibliográficas

ABE, F., T. YAMAUCHI, S. YAHARA, T. NOHARA. 1994. Glycosides of 19-formylthevetiogenin and 5a-thevetigenin from *Theveria neriifolia*. Phytochemistry 37(5): 1429-1432.

ABE, F., T. YAMAUCHI, S. YAHARA, T. NOHARA. 1995. Minor iridoides from *Theveria peruviana*. Phytochemistry 38(3): 793-794.

ALMEIDA, L. M., C. S. RIBEIRO-COSTA & L. MARINONI. 1998. Manual de Coleta, Conservação, montagem e identi\fica'~ao de insetos. Ribeirão Preto: Holos.78p. (Manuais Práticos em Biologia, 1).

BEGUM, S., Q. ADIL, B. S. SIDDIQUI, S. SIDDIQUI. 1993. Constituients of the leaves of *Thevetia neriifolia*. Journal of Natural Products. 56 (4): 613-617.

BIEZANKO, C. O., A. RUFFINELLI, D. LINK. 1974. Plantas y otras sustancias alimenticias d las orugas de los lepidopteros uruguayos. Ver. Centro de Ciências Rurais 4(2): 107-148.

BRAGA, R. 1976. Plantas do Nordeste especialmente do Ceará. Mossoró: Escola Superior de Agricultura de Mossoró. 540p. (Escola Superior de Agricultura de Mossoró, Coleção Mossoroense, 42).

DINDO, M. L. 1990a. Alcune osservazioni sulla biologia di *Brachymeria intermedia* (Nees) (Hym. Chalcididae) *in vivo* e *in vitro*. Boll. Ist. Ent. "G. Grandi" Univ. Bologna 44: 221-232.

DINDO, M. L. 1990b. Comportamento di ovideposizione di *Brachymeria intermedia* (Nees) (Hym. Chalcididae) in crisalidi evoiche di *Galleria mellonella* L. (Lep. Galleriidae). Boll. Ist. Ent. "G. Grandi" Univ. Bologna 45: 105-119.

GRAF, A. B. 1986. Tropica: color cyclopedia of exotic plants and trees. 3. ed. New Jersey: Roehrs Company. 1152p.

KIRTI, J. S., H. S. ROSE. 1992. Studies on indian species of the genus *Palpita* Huebner (Lepidoptera: Pyraustidae). New Delhi. Journal of Entomological Research. 16(1): 62-77.

LIMA, I. M. de M. , M. C. OMENA. 1999. Razão sexual e parasitismo natural de *Palpita flegia* (Cramer) (Lepidoptera: Pyralidae) por *Brachymeria* (*Pseudobrachymeria*) sp. (Hymenoptera: Chalcididae), em *Thevetia peruviana* (Juss.) K. Schum. (Apocynaceae) (chapéu-de-napoleão) no Estado de Alagoas. p. 274. *In*: RESUMOS do XII Enc. Zool. Nordeste, 1999. org. C. M. L. AGUIAR. Feira de Santana: UEFS/SNZ. p. 542.

OMENA, M. C. 1999. Razão sexual em *Palpita flegia* (Cramer) (Lepidoptera: Pyralidae), consumindo folhas de *Thevetia peruviana* (Juss.) K. Schum. (Apocynaceae) e parasitização de suas pupas por *Brachymeria* (*Pseudobrachymeria*) spp. (Hymenoptera: Chalcididae) na área urbana de Maceió, Alagoas. Maceió: 56p. (Monografia apresentada ao Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Alagoas, para a obtenção do grau de bacharel em Ciências Biológicas).

SANTOS, G. P., T. V. ZANUNCIO & J. C. ZANUNCIO. 2000. Desenvolvimento de *Thyrinteina arnobia* Stoll (Lepidoptera: Geometridae) em folhas de *Eucalyptus urophylla* e *Psidium guajava*. An. Soc. Entomol. Brasil 29(1): 13-22.

SIDDIQUI, S., B. S. SIDDIQUI, Q. ADIL, S. BEGUM. 1992. Cardenolides and triterpenoids of the leaves of *Thevetia neriifolia*. Phytochemistry 31(10): 3541-3546.

SILVA, A. G. d'A., C. R. GONÇALVES, D. M. GALVÃO, A. J. L. GONÇALVES, J. GOMES, M. N. SILVA, L. SIMONI. 1968. Quarto catálogo dos insetos que vivem nas plantas do Brasil seus parasitas e predadores: insetos, hospedeiros e inimigos naturais. Parte 2. Tomo I. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura – Laboratório Central de Patologia Vegetal. 622p.

SOUZA-LEÃO, M. V. P., M. S. LIMA, I. M. M. LIMA. 2003. Parasitismo de pupas de *Heraclides* (*Priamides*) *anchysiades capys* (Hübner, 1809) (Lepidoptera: Papilionidae) praga de *Citrus* spp. (Rutaceae) (laranjeiras) por *Brachymeria* sp. (Hymenoptera: Chalcididae), em Alagoas. *In:* RESUMOS do XIV Encontro de Zoologia do Nordeste. 2003. Maceió: Universidade Federal de Alagoas/Sociedade Nordestina de Zoologia. p. 100.

VEIRA, S. 1990. Introdução à Bioestatística. 3. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: Campus. 196p.

Identificação de Unidades de Paisagem e proposta de Zoneamento Ambiental para a Floresta Nacional de Ipanema – Iperó/SP.

Oriana Aparecida Fávero [a]; João Carlos Nucci [b] & Mário De Biasi [c]
[a]Profa. Ms UPMackenzie (oafavero@mackenzie.com.br); [b]Prof. Dr DGeog-UFPR; [c]Prof. Dr DG-USP

1. Introdução

A noção de desenvolvimento sustentável incorpora e recomenda a adoção de estratégias visando a consecução da conservação dos recursos naturais, como a criação de Unidades de Conservação (UCs).

Cada categoria de UC, conforme o Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas de cada país (SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação, no Brasil), apresenta objetivos e metas, prioritários de conservação que devem ser expressos e operacionalizados em um plano de manejo, que funciona como um guia para orientar/controlar/recomendar os usos de uma área e facilitar aferição dos suportes necessários à sua manutenção (MAC KINNON *et. al.*, 1986).

Segundo o SNUC, o plano de manejo de uma UC é um documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade (BRASIL, 2000).

Um dos principais procedimentos para o zoneamento ambiental, é a classificação do território em setores homogêneos, sendo que cada setor é considerado uma "unidade ambiental" definida por uma síntese de numerosas características, justificada pela redundância ou repetição, que fornecem uma relativa homogeneidade do sistema assim constituído. (GÓMEZ OREA, 1978).

Além do termo "unidades ambientais", podemos encontrar, na proposição geossistêmica (BERTRAND, 1972 e SOTCHAVA, 1977), propostas de classificação que se utilizam de termos mais complicados como geótopos, ecótopos, etc, e sem uma correspondência com a nossa realidade.

O Prof. Dr. Carlos Augusto de Figueiredo Monteiro, pioneiro no Brasil a considerar o potencial biológico de ocupação da paisagem por meio da identificação de unidades homogêneas, sugere o uso do termo "unidades de paisagem" associado à escala para simplificar as classificações propostas (MONTEIRO, 2000).

2. Objetivo e Método

O trabalho teve como objetivo a identificação de Unidades de Paisagem e a proposição de um Zoneamento Ambiental da Floresta Nacional de Ipanema.

Decretada em 1992 e localizada principalmente no município de Iperó/SP (23°25' e 23°28' Sul e 47°33' e 47°40' Oeste), a Floresta Nacional de Ipanema (FLONA), com cerca de 50km^2, sob administração do IBAMA - Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, é uma UC de Uso Sustentável que apresenta locais de grande importância histórica (monumentos da primeira siderúrgica brasileira), sendo recoberta por um dos principais remanescentes de Mata Atlântica do interior do

Estado de São Paulo.

O trabalho foi desenvolvido em três etapas: inventário de informações pertinentes ao estudo e à consecução dos objetivos; diagnóstico espacializado, com base no inventário, dos elementos constituintes da paisagem; e elaboração de uma proposta de zoneamento ambiental, derivado do diagnóstico de Unidades de Paisagens (UPs), com recomendações/sugestões para o primeiro plano de gestão da FLONA de Ipanema.

Para o inventário de informações dos elementos da paisagem da FLONA de Ipanema, adotou-se as seguintes estratégias: levantamentos bibliográficos, cartográficos e de dados em várias instituições ligadas e/ou com atuação na área da FLONA de Ipanema; contatos pessoais com a administração local e moradores da FLONA; trabalhos de campo em sete expedições à FLONA para verificação "in situ"; trabalhos de gabinete para organização e mapeamento das informações nas escalas 1:35.000 e 1:50.000; e interpretação de fotos aéreas (8 pares estereoscópios, em escala 1:25.000, Terrafoto em 1972, emprestadas pelo IBAMA)

Foram elaborados os seguintes mapas, na escala 1:35.000: Mapas Bases Topográficos – com base em 5 cartas topográficas na escala 1:10.000 (IGC/1978, fls SF-23-Y-C-I-4-SO-B/SO-D/SE-A/SE-C/SE-D), obteve-se duas bases 1:35.000, uma com curvas de nível eqüidistantes em 25m e outra, mais generalizada, com curvas de nível eqüidistantes em 50m; Mapa Geológico – com base na Carta Geológica da Fazenda Ipanema, escala 1:20.000 (DAVINO, 1965), fornecida e reorganizada pelo IBAMA; Mapa Clinográfico – utilizando o Mapa Base, com curvas de nível detalhadas, e a técnica de representação das declividades por "facetas" (De Biasi, 1992); Mapa Hipsométrico - utilizando o Mapa Base com curvas de nível detalhadas; Mapa Pedológico (Grandes Grupos de Solos) - com base na Carta de Solos da Fazenda Ipanema, escala 1:10.000 (RANZANI *et. al.*,1965), fornecida e reorganizada pelo IBAMA; e Mapa de Vegetação e Uso Atual das Terras – com base na interpretação das fotos aéreas e nos trabalhos de campo.

Do cruzamento dos mapas temáticos por sobreposição (McHARG, 1971; MONTEIRO, 2000; NUCCI, 2001, entre outros) e considerando as informações do inventário traduzidas em índices operativos, elaborou-se o mapa síntese com proposta de Unidades de Paisagem (UPs), reflexos de arranjos espaciais típicos cujas respostas às atividades humanas (potencialidade, suscetibilidade aos usos, etc..) são também típicas e homogêneas, o qual serviu de base para a elaboração da proposta de zoneamento ambiental.

No procedimento de sobreposição dos mapas optou-se por uma hierarquização de alguns elementos objetivando diminuir a fragmentação da paisagem, resultando em uma síntese cartográfica com uma visão de conjunto (McHARG, 1971 e GÓMEZ OREA, 1978). Foram utilizados como fatores mais relevantes a vegetação, os usos das terras e o relevo (hipsometria/clinografia).

Para elaboração da proposta de zoneamento ambiental utilizou-se como referencial o Decreto nº. 84.017 de 21/09/79, com o zoneamento característico de Parques Nacionais, e recomendações de MAC KINNON *et. al.* (1986). Optou-se por considerar parâmetros adotados para uma UC mais restritiva (os Parques) devido a importância regional que a FLONA de Ipanema apresenta, da qual destaca-se: a presença do maior remanescente contínuo de Mata Atlântica da RA (Região Administrativa) de Sorocaba, responsável pela manutenção de fauna em perigo de extinção e da qualidade da água de mananciais; e a conservação dos sítios históricos e arqueológicos da primeira siderúrgica brasileira. Esta opção também se justifica, se considerarmos, conforme as recomendações de MENDES & SACHS (1997) que o uso sustentável (ou a sustentabilidade) só ocorrerá de fato se o respectivo uso promover a sustentação ecológica *requisito indispensável e insubstituível para a sustentação econômica.*

3. Resultados e Discussões

Foram identificadas 10 UPs para a FLONA de Ipanema, cujos limites das "manchas" não são contínuos ou justapostos pois há áreas de transição que podem apresentar características das UPs vizinhas. Segue a categorização adotada para as UPs com destaque para a(s) principal(is) característica(s): (1) BANHADO - várzea de rios (cotas/declives baixos e solos hidromórficos/aluviais) com vegetação ciliar (campestre e florestal) e trilhas, apicultura, piscicultura; (2) SILVICULTURA – cotas/declives superiores aos da várzea (predominância de podzóis) na qual há talões de *Eucalyptus sp* para pesquisa e corte; (3) CERRADO – cotas/declives médios com vegetação de cerrado "sensu strictu" em mosaico de solos distróficos; (4) CAPOEIRA/MATA 'RUPESTRE' – cotas/declives médios a acentuados (até 100%) com vegetação florestal em solos rasos (litossolo) com afloramentos rochosos e trilhas; presença de carnívoros e de aves ameaçados de extinção (5) CAPOEIRA/MATA – cotas/declives altos (sobre a serra) com vegetação florestal e trilhas/caminhos; carnívoros e aves ameaçados de extinção; (6) CAMPO – cotas variáveis e declives suaves com vegetação campestre em solos profundos e com estrada de acesso ao topo mais alto da serra; (7) CAMPO 'RUPESTRE' (ÁREA DE MINERAÇÃO) – cotas/declives médios a acentuados (até 100%) com vegetação campestre em solos rasos (litossolo) com afloramentos rochosos e área de mineração de calcário (década de 70/80); (8) CAMPO 'RUPESTRE' (SERRA) – cotas/declives variáveis desde a base até o alto da serra com vegetação campestre em solos rasos (litossolo) com afloramentos rochosos e trilhas; (9) AGROPASTORIL – cotas/declives suaves, solos predominantemente agricultáveis, uso agrícola (frutíferas, milho, cana, feijão, etc..), pastagens e população do MST (Movimento dos Sem Terra); e (10) VILA HISTÓRICA/ADMINISTRAÇÃO – cotas/declives suaves com o sítio histórico da primeira siderúrgica brasileira e os prédios administrativos do IBAMA.

Com base principalmente na identificação de UPs, foram delimitadas 06 zonas no interior da FLONA e uma zona de transição (dividida em sub-zonas) para o entorno pois, conforme a Resolução CONAMA nº. 13 de 06/12/90, deve existir um gradiente de utilização nestas áreas, de tal forma que ocorra uma transição suave entre seus usos da terra e os da UC com a proteção dos ecossitemas ali existentes, respectivamente: (ZCE) ZONA DE CORREDORES ECOLÓGICOS – correspondendo, em restrições, à zona primitiva (ZP) de parques, e sobretudo nas áreas de UP (1), para proteção de áreas de preservação permanente (APPs) ao longo de rios e cabeceiras, com proposta de uso da trilhas para visitação monitorada e pesquisa científica; (ZCM) ZONA DE CONSERVAÇÃO MÁXIMA – também correspondendo à ZP de parques, nas áreas das UPs (4) e (5) para proteção dos remanescentes de Mata Atlântica e de APPs de rios e declives, com proposta de uso para visitação monitorada e pesquisa científica; (ZUS) ZONA DE USO SUSTENTÁVEL - correspondendo, em restrições, à zona de uso extensivo (ZUE) de parques, e sobretudo nas UPs (2), (3), (6) e (8), para uso sustentável do solo (silvicultura) visitação/ecoturismo, educação ambiental e pesquisa científica; (ZR) ZONA DE RECUPERAÇÃO – na área da UP (7) para, posteriormente, passar a ser ZCM pois apresenta APPs por declive; (ZA) ZONA AGROPASTORIL – não prevista em parques pois são UCs que não permitem população em seu interior, mas que para a UP (9), se utilizadas estratégias que garantam a conservação dos corredores ecológicos e das APPs (restrições para os usos agropastoris), pode oferecer a opção da permanência da população do MST com a conservação ambiental; (ZUM) ZONA DE USO MÚLTIPLO - correspondendo, em restrições, à zona de uso intensivo (ZUI) de parques, e nas UPs (10) para administração da unidade, ecoturismo e pesquisa científica; (ZT) ZONA DE TRANSIÇÃO – nas áreas limítrofes com intuito de reduzir os impactos dos usos sobre a UC para garantir seus objetivos de conservação.

4. Conclusões

Muitos métodos de planejamento consideram os aspectos sociais, econômicos e naturais como setores separados, prometendo no futuro uma síntese dos resultados. Entretanto, o que vem acontecendo é que, no momento de se fazer essa síntese final, nem todos os aspectos estudados são considerados na tomada de decisões, prevalecendo, quase sempre, os aspectos econômicos sobre os sociais e naturais.

O método de identificação de unidades de paisagem utilizando sobreposição de cartas temáticas nas escalas entre 1:10.000 e 1:50.000, mostrou-se adequado para a classificação do território em setores homogêneos e como ponto de partida para a delimitação de zonas nas quais se baseia o sistema de recomendações ou a geração de propostas alternativas de usos do território (Plano de Gestão/Manejo).

A FLONA de Ipanema apresenta uma grande importância arqueológica, histórica e de conservação da natureza. Lá se encontram os primeiros fornos de beneficiamento de ferro do Brasil (séc. XVI), monumentos da primeira siderúrgica brasileira (séc. XIX) e um dos últimos remanescentes da Mata Atlântica da região, inclusive com espécies em perigo de extinção. Todavia, a unidade vem sofrendo uma grande pressão de mineradoras, interferências oriundas de seu entorno (sítios, vilas, cidades, ...) incompatibilidades entre os objetivos da unidade e os do Movimento dos Sem Terras (MST) e falta de critérios, como capacidade de carga, para a utilização das trilhas e áreas de uso múltiplo.

Mesmo sendo as FLONAs unidades de conservação de uso sustentável, é necessário entender que a sustentabilidade só ocorrerá se o respectivo uso promover, também, a sustentação ecológica, requisito indispensável e insubstituível para a sustentação econômica.

5. Referências Bibliográficas

BERTRAND, G. Paisagem e Geografia Global – esboço metodológico. Trad. O. Cruz – São Paulo: IGEOG/USP, Série Cadernos de Ciências da Terra, 13:1-27, 1972.

BRASIL. LEI no. 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação do Brasil (SNUC). Disponível em: <http://www. senado.org.br>. Acesso em: 21 ago 2000.

BRASIL. Resolução CONAMA nº. 13, de 06 de dezembro de 1990. Estabelece normas referentes ao entorno (áreas circundantes) de Unidades de Conservação. Disponível em: <http://www. senado.org.br>. Acesso em: 21 ago 2000.

BRASIL. Decreto nº. 84.017, de 21 de setembro de 1979. Regulamenta os Parques Nacionais e dá providências. Disponível em: <http://www. senado.org.br>. Acesso em: 21 ago 2000.

DAVINO, A.. Estudos Geológicos e Geofísicos da Serra de Araçoiaba e Arredores, Estado de São Paulo. 1965. 53p. Tese (Doutorado em Geociências) - Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo.

DE BIASI, M.. *A Carta Clinográfica: Os Métodos de Representação e sua Confecção.* Rev. do Depto de Geografia - FFLCH/USP, São Paulo, n. 6, p. 45-55, 1992.

FÁVERO, O. A.. Do Berço da Siderurgia Brasileira à Conservação de Recursos Naturais - Um Estudo da Paisagem da Floresta Nacional de Ipanema (Iperó/SP). 2001. 257p. Dissertação (Mestrado em Geografia Humana) – DG/FFLCH/USP, São Paulo.

GÓMEZ OREA, D.. El Medio Fisico y la Planificación. Madrid: Cuadernos del CIFCA, v.1 e v.2, 1978.

MAC KINNON, J.; MAC KINNON, K.; CHILD, G. & THORSELL, J.. Managing Protected Areas in the Tropics. Switzerland: UICN & UK (Cambridge), 1986. 295p.

McHARG, I. L. Design with Nature. Paperback edition. New York: The American Museum of Natural History, 1971. 198p.

MENDES, A. D. & SACHS, I.. A Inserção da Amazônia no Mundo. In: CASTRO, E. & PINTON, F.. (Orgs.). Faces do Trópico Úmido: Conceitos e Novas Questões Sobre Desenvolvimento e Meio Ambiente. Belém: Cejup-UFPA/NAEA, 1997. p. 133-146.

MONTEIRO, C. A. de F.. Geossistemas: a História de uma Procura. São Paulo: Contexto, 2000. 127p.

NUCCI, J. C.. Qualidade Ambiental e Adensamento Urbano. São Paulo: HUMANITAS/FAPESP, 2001. 236p.

RANZANI, G.; FREIRE, O.; KINJO, T. & FRANÇA, G. V.. Carta de Solos da Fazenda Ipanema. Piracicaba: PROJETO ETA-70 (Ministério da Agricultura/Escritório Técnico da Agricultura/ ESALQ-USP), 1965. 52p.

SOTCHAVA, V. O estudo de geossistema. Trad. Monteiro e Romariz. São Paulo: IGEOG/USP, Série Métodos em Questão, 16:1-52, 1977.

Reflorestamento de manguezais cearenses através da implantação de um viveiro de produção de mudas na fundação Maria Nilva Alves – Fortaleza – Ce.

Oriel Herrera Bonilla [1], István Major[1], [2]Janaina Leitão Vilar, [2]Márcio de Oliveira Martins.
[1]Professor Adjunto do Curso de Ciências Biológicas - UECE. oriel@uece.br [2]Estudantes de Iniciação Científica – janainalv@terra.com.br

1 - Introdução

Grande parte da degradação ambiental que sofrem as zonas costeiras no mundo inteiro se deve a empreendimentos urbanísticos e as atividades turísticas mal planejadas e orientadas. Neste contexto, a maior parte da vegetação de mangue do estado do Ceará nas últimas décadas foi destruída devido a vários fatores, entre os que se encontram: a especulação imobiliária, projetos de carcinicultura, aterros para fins residenciais e favelização, despejo de esgotos, desmatamento etc. Apesar dessas áreas serem legalmente protegidas, percebe-se, muitas vezes, o pouco interesse por parte dos órgãos públicos e privados em recuperá-las ambientalmente. Isto se dá, em grande parte, pela carência de conhecimentos técnicos que auxiliem os empreendedores a desenvolver e a devolver as condições de equilíbrio desses ecossistemas impactados. Os manguezais são áreas protegidas por lei e devem ser preservadas devido a sua importância para as espécies de animais marinhos que procuram estes lugares para reprodução, alimentação e proteção, além de contribuir para a diminuição da erosão marinha muito comum em Fortaleza.

Este projeto tem por objetivo recuperar e reflorestar áreas de manguezais destruídas pela ação antrópica na Região Metropolitana de Fortaleza (R.M. F), especificamente na Reserva Ecológica de Sapiranga, pertencente á Fundação Maria Nilva Alves, assim como realizar o monitoramento da colonização das espécies no ambiente natural entre outros.

Segundo a Convenção de Rio 92, no Decreto sobre Biodiversidade (Agenda 21), é um compromisso da União e dos Estados zelar e proteger estas áreas que são de fundamental importância para a manutenção do microclima das cidades e são de interesse social pela grande quantidade de pessoas que dele depende.

2 - Métodos

O local onde foi desenvolvido este trabalho está inserido na Reserva Particular de Sapiranga, pertencente á Fundação Maria Nilva Alves, na cidade de Fortaleza. Selecionaram-se previamente duas áreas que mostraram evidências de degradação e implantou-se nelas um viveiro com mudas de mangues que ocorrem na região segundo a biocenose das espécies, (principalmente Rhizophora, Laguncularia, Avicennia e halófitas herbáceas) de tal maneira que a

produção destas mudas pudesse garantir o maior índice de pega nas áreas onde foi feito o reflorestamento. Dados ambientais foram obtidos antes do início dos trabalhos de extração de mudas e de seu plantio. Levou-se em consideração a luminosidade das áreas de extração e de plantio; adensamento de plântulas; diâmetro e altura das espécies; o calendário das marés para verificar sua amplitude e periodicidade de inundação durante os trabalhos; o tipo de substrato, características físicas e químicas, e a salinidade da água intersticial. O conhecimento desses parâmetros permitiu um melhor planejamento e acompanhamento dos trabalhos.

A metodologia adotada e adaptada no presente trabalho segue às propostas por Field (1997), Moscatelli et al. (1993) e Moscatelli & Almeida (1994), e objetiva executar, assim como, testar tanto a forma de obtenção de propágulos e mudas, como a de plantio.

Foi realizado um monitoramento para verificar os índices de sobrevivência semanalmente no primeiro mês e depois mensalmente durante seis meses para repor aquelas que por diversos motivos morreram.

3 - Resultados e Discussão

O manguezal que se encontra na Reserva Sapiranga apresenta uma distribuição em forma de mosaicos, não apresentando uma zonação clássica como a propostas por Chapman (1976). Observa-se uma mistura de espécies. Estas alterações talvez se devam principalmente aos efeitos antrópicos aos quais o manguezal foi submetido antes do tombamento oficial da reserva.

Devido a sua localização no perímetro urbano da cidade de Fortaleza, o manguezal de Sapiranga tem sofrido nas últimas décadas, vários tipos de impactos, podendo-se citar entre eles: canalização e drenagem, construção de estradas, loteamentos, construção de shopping center, instalação de empresas etc. Todos esses empreendimentos geralmente terminam despejando efluentes no manguezal.

A taxa de variação do grau de salinidade da água das marés, entre outros fatores, tem influência na distribuição e ocorrência das diversas espécies de plantas que se desenvolvem nas zonas estuarinas, sobretudo nas espécies de mangue. Neste sentido, verificou-se que a salinidade do solo e as marés exercem forte influência no índice de sobrevivência das mudas que foram plantadas. O índice de sobrevivência das espécies de mangue usadas na revegetação variou entre 50% e 65% para *Rhizophora mangle*. *Laguncularia racemosa* mostrou um índice de pega também superior a 50%; pois ambas espécies são dominantes no manguezal. Tivemos poucas mudas de *Avicennia schaueriana* e o índice de pega ficou abaixo de 40%, talvez devido à forma como foram extraídas as mudas, as quais deveriam ter uma altura entre 15 e 30cm.

O replantio das mudas de mangue deve iniciar-se, preferencialmente, horas antes das marés altas, considerando-se também a sucessão natural das espécies no ecossistema. Após três meses do início da recuperação da área, percebeu-se o efeito positivo das espécies na área plantada com o aparecimento de elementos da fauna local, sobretudo a presença de pequenos caranguejos, como o chama-maré.

4 - Conclusões

Diante do que foi exposto, ficou claro que, para o sucesso do reflorestamento do manguezal, faz-se necessário observar a sucessão natural das espécies no complexo estuarino antes de começar a recuperar estas zonas.

Verificou-se, também, que sempre é possível recuperar áreas degradadas em áreas conflituosas e delicadas como são os ecossistemas terrestres costeiros tropicais.

Espera-se que esta iniciativa tenha sucesso em relação ao objetivo maior, ou seja, restaurar áreas degradadas de manguezal e que a mesma possa ser aplicada, servindo de modelo em outras regiões do estado do Ceará e do Nordeste.

5 - Bibliografia

CHAPMAN, V. J. 1976. Coastal Vegetation. Pergamon Press, Londres. UK. 278 p.

FIELD, C. 1997. La Restauração de Ecosistemas de Manglar. Trad. De David B. Traumann. Managua: Editora de Arte. 280 p.: il.

MOSCATELLI, M.; DE CARLI, C., ALMEIDA, J. R. 1993. Legalidade Teórica e Realidade Prática na Defesa de Manguezais: Estudo de Caso em Angra dos Reis, Rio de Janeiro. In: Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira. Subsídios para um Gerenciamento Ambiental. Serra Negra, SP. Anais da ACIESP.

MOSCATELLI, M.; TEIXEIRA, M. L. F. & TEIXEIRA, J. R.1994. Avaliação de Crescimento e Sobrevivência de Rhizophora mangle em restauração de manguezais no município de Angra dos Reis – RJ. In: I Simpósio Sul-Americano e II Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas. Foz de Iguaçu, Pr. Anal. P. 487-498.

Levantamento da entomofauna, ao nível de família, nas imediações do açude da uece, no Campus do Itaperi, Fortaleza/Ce.

Oriel Herrera Bonilla[1], José Higino Ribeiro dos Santos[1], [2]Valdeana Linard Sirio Oliveira.
[1]Professor Adjunto do Curso de Ciências Biológicas - UECE.
[2]Estudante de Iniciação Científica. valdeanalinard@bol.com.br

Introdução

No presente século, os progressos da Entomologia nos campos da morfologia, anatomia, fisiologia, embriologia, e outros de grande importância, têm seguido um padrão inteiramente definido. Este padrão tem sido as pesquisas com os insetos, principalmente no que se refere aos detalhes dos grandes fundamentos biológicos, descobertos no século passado (Maranhão, 1976). O filo dos artrópodes é o que contém maior número de espécies viventes, deste modo o estudo destes animais em qualquer ecossistema tem uma importância indiscutível (Storer, 1998). Dentre os representantes deste filo, os hexápodes, popularmente denominados insetos, estão constantemente presentes no cotidiano humano (Borror & Delong, 1969).

Grandes progressos, com animadoras perspectivas para futuros e garantidos sucessos, tem mostrado nestes últimos anos os estudos e as pesquisas entomológicas. Assim, nos campos da Biologia, Ecologia, resistência aos inseticidas, transmissão de doenças criptogâmicas e a vírus, população e potencial biótico, distribuição geográfica e migração, controle biológico e integrado, taxonomia, e outros mais, as pesquisas propiciaram um grande volume de conhecimentos teóricos e práticos.

O açude do Campus da UECE foi construído em dezembro de 2000, com objetivos paisagísticos e de pesquisa. Sua criação alterou as condições climáticas e ecológicas da área, constituindo-se num novo microhabitat, atraindo diversas espécies de animais, vegetais e microorganismos. Deste modo, nas imediações do açude encontramos condições para formação de um ecossistema próprio, riquíssimo quanto à diversidade de famílias. Um maior conhecimento da entomofauna que habita as imediações do açude da UECE facilita eventuais estudos na área pela comunidade científica, bem como um maior aproveitamento das aulas, dos cursos de graduação, ministradas no Campus. O presente projeto visou o levantamento da entomofauna do açude, e teve como principais objetivos: a contribuição para o progresso dos estudos entomológicos, identificando, catalogando e analisando os hexápodes capturados (ou mesmo observados etologicamente); conhecer a diversidade de famílias que compõem a entomofauna das imediações do açude da UECE, bem como analisar suas possíveis inter-relações e observar a diferença entre o número de exemplares de hexápodes que habitam o ecossistema estudado; constatar eventuais mudanças que ocorreram no ecossistema da área, após a construção do açude do Itaperi; fornecer informações para estudos futuros, bem como para utilização do açude como objeto

de aulas práticas e estudos em campo, e montar uma coleção entomológica, com espécies coletadas na área, para posterior utilização de estudos na Universidade e também com fins didáticos.

Métodos

O trabalho foi integralmente desenvolvido no campus da UECE. As coletas foram realizadas em diferentes regiões, escolhidas aleatoriamente, próximas ao açude do Itaperi, e nunca ultrapassam um limite de 500 metros medidos desde as margens do mesmo. Foram realizadas coletas diurnas e noturnas. As coletas diurnas tiveram periodicidade semanal, sempre às terças-feiras, entre 7:00hs e 11:00hs. As coletas noturnas obedeceram a uma periodicidade quinzenal, iniciando-se às 17:30 hs das segundas-feiras (momento em que é ligada a armadilha luminosa) e encerrando-se às 5:30 hs das terças-feiras (momento em que a armadilha luminosa é desligada e os insetos que foram capturados pela mesma são recolhidos). Para captura dos insetos foram utilizados os seguintes métodos:

* Coleta diurna: Catação ou apanha: consistiu na capturaão dos insetos, com o auxílio das mãos, pinças ou pinceis, levando-se em conta seu tamanho, perigo ou agressividade. Também houve coletas com a Rede entomológica, para caçar todo e qualquer inseto em vôo. Utilizou-se também a Rede de bater, que é feita de um pedaço de pano forte, medindo 50 cm², esticado por meio de duas varetas em cruz. Bate-se com esta rede debaixo da folhagem, inflorescência, pequenos arbustos, galhos de árvores, procurando coletar os insetos que instintivamente caem sobre o pano.

* Coleta noturna: Armadilha luminosa: Consiste de uma lâmpada de luz negra quie atrai os insetos. A armadilha é dependurada a um suporte de madeira, em local isolado e desprovido de qualquer outro tipo de iluminação. A mesma fica exposta durante 12 (doze) horas, ininterruptamente, e os insetos atraídos por ela caem em um alçapão acoplado à mesma, o qual é removido pela manhã.

Triagem no laboratório: Após secagem em estufa, os insetos foram colocados em frascos hermeticamente fechados e etiquetados, isolando alguns desses animais para serem alfinetados e expostos em caixas entomológicas. Tais insetos são colocados em compartimentos separados por Ordem, o que facilita a posterior classificação ao nível de Família. São contados quantos Hexápodes de cada ordem foram capturados, e os dados são anotados em uma planilha. O mesmo é feito quando estes são classificados até o táxon Família. Para tais identificações, é utilizada a metodologia descrita em Santos, 1998 e Santos & Vieira, 1999.

Resultados

Os resultados preliminares demonstram que a freqüência de famílias se diversifica de acordo com o período em que foram efetuadas as coletas. Algumas ordens, como Coleóptera, por exemplo, se sobrepõe exacerbadamente a outras, visto que a quantidade de animais pertencentes à essa ordem é visivelmente maior, o que caracteriza sua extrema resistência, mesmo em condições quase inóspitas. Outro fato observado é a alternância de famílias da ordem Lepidóptera. A diferença entre as estações do ano, ou mesmo do horário em que são efetuadas coletas, demonstra a preferência de certas famílias por diferentes microclimas, além da vulnerabilidade que alguns espécimes demonstram, caso "desobedeçam" o melhor horário designado à sua família para alimentação ou mesmo postura de ovos. Há alternância também entre o aparecimento de diferentes famílias da ordem Orthoptera, bem como de outras ordens observadas.

Conclusão

Após observação dos animais em campo e comparação entre os dados obtidos em conseqüência das coletas, pode-se concluir que os insetos utilizam a alternância entre famílias, seja de uma mesma ordem ou ordens diferentes, para diminuir a competição por alimento e defender-se da predação de outros insetos. Apesar das ordens mais numerosas serem predominantemente herbívoras (Coleópteras e Lepidópteras, por exemplo), a maioria das ordens encontradas de hexápodes são essencialmente predadores, fatos justificados pela competição por alimento ou mesmo devido à mecanismos químicos e físicos de defesa da planta, o que evita sua predação.

Referências Bibliográficas

-BARNES, R. D. Zoologia dos Invertebrados. 4ª edição. São Paulo, Roca, 1990.

-BORROR, D. J. & DELONG, D. M. Introdução ao Estudo dos Insetos. Agência Norte-Americana para o Desenvolvimento Internacional. Rio de Janeiro, 1969.

-MARANHÃO, Z.C. Entomologia Geral. Livraria Nobel S.A. 1976.

-PANIZZI, A. R. & PARRA, J. R. P. Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas. São Paulo: Editora Manole Ltda. & CNPq, 1991.

-STORER, T. I.; USINGER, R. L.; STEBBINS, R. C.; NYBAKKEN, J. W. Zoologia Geral. 6ª edição. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 1998.

-SANTOS, J.H.S ; VIEIRA, F. V. Princípios de Morfologia de Insetos e Ácaros. 1º Edição. Rio Grande do Norte: 1999.

-SANTOS, J. H. S.; Relação Inseto – Planta. Volume 9. Imagem Gráfica Editora LTDA. Rio Grande do Norte: 1998.

Camarões de águas profundas coletados ao largo da costa brasileira

Ostrovski, M.C[1]., Silva-Ferreira, T.C.G.[1], Matos, F.J.P. de [2]& Kassuga, A. D.[1]

1.Depto. de Zoologia/IB/UFRJ /ostra@biologia.ufrj.br 2. Depto. de Biologia Marinha/IB/UFRJ

Introdução

O conhecimento da biodiversidade de mar profundo em águas brasileiras se limita a escassos estudos existentes a respeito. O número de espécies registradas e descritas ainda é incipiente e pouco representativo nas coleções das grandes instituições de pesquisa brasileiras (D'Incao,1998). Os registro taxonômicos existentes provém em sua maioria de estudos de pesquisadores estrangeiros em grandes expedições oceanográficas (Bate,1888; Boone,1930; Rathbun, 1900) e somente nos últimos 5 anos investigadores brasileiros iniciaram pesquisas neste campo, possibilitando um melhor conhecimento desta fauna (D'Incao,1998; Tavares,1999 ; Ramos-Porto, *et al* 2002; Santos *et al*, 2002; Pezzuto *et al* , 2002; Young & Serejo, 2002).

Os crustáceos são um grupo extremamente representativo neste ambiente e especialmente os camarões compreendem uma porção significante da biomassa das comunidades pelágicas de mar profundo (Krygier & Wasmer,1988). O presente trabalho vem contribuir no sentido de registrar a ocorrência de várias espécies de camarões, de diferentes famílias que possuíam registros pontuais e/ou simplesmente desconhecidas até o momento de nossas águas, assim como aumentar as informações sobre a composição das comunidades de Decapoda em mares profundos.

Metodologia

Os espécimens coletados provém de arrastos de fundo, com rede de pesca de camarão adaptada para coletas em mar profundo. Foram realizados cinco arrastos, quatro ao largo da costa do Rio de Janeiro e um ao largo da costa do Paraná, a bordo do Navio Astro-Garoupa. Arrasto 1: realizado em outubro de 2001, nas coordenadas 21º57´30´´S e 039º49´06´´W a uma profundidade de 1420 metros. Arrasto 2: realizado nas coordenadas 21º 17' 45'' S/ 040º 05' 15'' W a uma profundidade de 1152 metros. Arrasto 3: realizado nas coordenadas 21º 17' 44'' S/ 040º 04' 38'' W a uma profundidade de 1340 metros. Ambos realizados em Março de 2002. Arrasto 4: realizado em Maio de 2002, nas coordenadas 22º 09' 16'' S/ 039º 50' 32'' W a uma profundidade de 1192 metros. Arrasto 5: realizado em Outubro de 2002, nas coordenadas 25º 56' 02'' S/ 043º 55' 52'' W a uma profundidade de 2212 metros.

Arrasto 6: realizados em Novembro de 2002, nas coordenadas 22º 32' 49'' S/ 040º 04' 21'' W a uma profundidade de 1090 metros. Os exemplares analisados foram fixados em álcool a 70%, medidos com um paquímetro digital e posteriormente depositados na coleção carcinológica do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (DZUFRJ).

Resultados

Nos seis arrastos realizados, foram coletados um total de 573 indivíduos distribuídos entre 9 famílias. Família Aristeidae: *Hepomadus tener* (1 indivíduo) e *Plesiopenaeus armatus* (2 ind.); família Benthesicymidae: *Benthesicymus bartletti* (385 ind.) e *Gennadas sp* (1 ind.); família Crangonidae: *Pontophilus gracilis* (1 ind.); família Glyphocrangonidae: *Glyphocrangon aculeata* (5 ind.); família Nematocarcinidae: *Nematocarcinus sp* (11 ind.); família Oplophoridae: *Acanthephyra eximia* (111 ind.) e *Oplophorus gracilirostris* (5 ind.); família Pandalidae: *Heterocarpus dorsalis* (48 ind.); família Sergestidae: *Petalidium foliaceum* (1 ind.); família Solenoceridae: *Hymenopenaeus debilis* (2 ind.).

Discussão e Conclusão

O presente trabalho registra a ocorrência de 6 espécies para a costa do Rio de Janeiro: *Oplophorus gracilirostris, Heterocarpus dorsalis, Gennadas sp, Glyphocrangon aculeata, Pontophilus gracilis, Heterocarpus dorsalis, Petalidium foliaceum*. Registra também a ocorrência da espécie *Plesiopenaeus armatus* para o litoral do Paraná (próximo a baía de Guaratuba) que era anteriormente citada para a Argentina (D´Incao,1998). Além disso, as espécies *Pontophilus gracilis* , *Nematocarcinus sp*, *Plesiopenaeus armatus*, *Petalidium foliaceum* estão sendo assinaladas pela primeira vez para a costa brasileira em profundidades recordes em estudos destes organismos. Destaca- se que as espécies *Benthesicymus bartletti*, *Acanthephyra eximia* e *Heterocarpus dorsalis* foram as mais representativas em número de indivíduos.

Referências Bibliográficas

Bate, C. S. 1888. Report on the Crustacea Macrura collected by H.M.S. Challenger during the years 1873-76. *Report on the Scientific Results of the Voyage of H.M.S. Challenger During the years 1873-1876. Zoology* 24: 1-942.

Boone, L. 1930. Crustacea : Anomura, Macrura, Schizopoda, Isopoda, Amphipoda, Mysidacea, Cirripedia and Copepoda. Scientific results of the cruises of the yachts "Eagle" and "Ara", 1921-1928, William K. Vanderbilt, commanding. *Bulletin of the Vanderbilt Marine Museum* 3: 1-221, pls. 1-83.

Chace, F.A., Jr. 1985. The Caribean Shrimps (Crustacea:Decapoda) of the Albatross Phillippine Expedition, 1907-1910, part 3: Families Thalassocarididae and Pandalidae. *Smithsonian Contributions to Zoology* 411: 1-143.

Chace, F.A., Jr. 1986. The Caribean Shrimps (Crustacea:Decapoda) of the Albatross Phillippine Expedition, 1907-1910, part 4: Families Oplophoridae and Nematocarcinidae. *Smithsonian Contributions to Zoology* 432: 1- 82.

D'Incao, F. 1998. The Brazilian species of the family Aristeidae Wood-Mason (Crustacea: Decapoda). *Journal of ..Natural History*, 32: 1509-1518.

Farfante,I.P. & Kensley, B.,1997. Penaeoid and Sergestoid Shrimps and Prawns of the World. *Mémoires du Museúm National D´Histoire Naturelle*. Tome 175, 233 pp.

Krygier, E.E. & Wasmer , R. A.1988. Zoogeography of pelagic shrimps (Natantia: Penaeidea and Caridea) in the North Pacific Ocean (with synopses and keys to the species of the Subarcticand Transitional Zones). *Bull. Ocean. Res. Inst. Univ. Tokyo* 26: 43-98.

Pezzuto, P.R. ; Vale, W.G. ; Wahrlich, R. ; Pacheco, A.A.M. & Perez, J.A.A. 2002. Development of a new Geryonid Fishery in southern Brazil. *Livro de resumo do II Congresso Brasileiro sobre Crustáceos*. São Pedro-SP- 10 a 14 de novembro de 2002.

Ramos-Porto , M. ; Santos, M.C.F. ; Torres, M.F.A. ; Viana, G.F.S. & Cabral, E. 2002. Primeiro registro de *Systellapis pellucida* (Filhol, 1885) para as águas brasileiras (Crustacea: Decapoda: Oplophoridae). *Livro de resumo do II Congresso Brasileiro sobre Crustáceos*. São Pedro-SP- 10 a 14 de novembro de 2002.

Rathbun, M. J. 1900. The decapod and stomatopod Crustacea. Results of the Branner-Agassiz expedition to Brazil. *Proceedings of the Washington Academy of Sciences* 2: 133-156, pl.8.

Santos, M.C.F. ; Ramos-Porto, M. ; Torres, M.F.A. ; Viana, G.F.S. & Cabral, E. 2002. Ocorrência de *Benthesicymus bartletti* Smith, 1888. Em águas do Nordeste Brasileiro (Crustacea: Decapoda: Penaeoidea: Benthesicymidae).*Livro de resumo do II Congresso Brasileiro sobre Crustáceos*. São Pedro-SP- 10 a 14 de novembro de 2002.

Tavares, M. 1999. New species and new records of deep-water caridean shrimps from the South Atlantic Ocean (Crustacea: Decapoda). *Zoosystema* 21 (4): 671-677.

Young , P.S. & Serejo, C.S. 2002.As espécies de Lithodidae (Anomura, Paguroidea) coletados pelo Programa Revizee Central Pesca. *Livro de resumo do II Congresso Brasileiro sobre Crustáceos*. São Pedro-SP- 10 a 14 de novembro de 2002.

Composição da comunidade de invertebrados bentônicos em um riacho de 1ª ordem da Mata Atlântica do sul do Brasil

Paola Prates Stumpf, Fábio Silveira Villela, Gilberto Rodrigues & Sandra Maria Hartz
Laboratório de Populações e Comunidades, Centro de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (paolastumpf@bol.com.br)

1. Introdução

A Reserva Biológica da Serra Geral é uma unidade de conservação estadual localizada no município de Maquiné, Rio Grande do Sul (29°32' a 29°38'S; 50°08'a 50º13'W). Caracteriza-se pela presença de um gradiente altitudinal imposto pela encosta da serra, apresentando as formações de Floresta Ombrófila Mista nas porções mais elevadas e Floresta Ombrófila Densa nas encostas e regiões mais baixas, representando um núcleo regional de biodiversidade da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (Villela, 2002). Sendo assim, a reserva tem um papel importante na conservação dessa biodiversidade, tanto para a manutenção de populações no seu interior, quanto como núcleo de dispersão desses organismos para regiões do entorno.

Um dos objetivos da reserva é o de conservar as nascentes dos arroios presentes na área. No entanto, pouco se conhece da fauna que habita os ambientes aquáticos da região, principalmente no que diz respeito aos invertebrados. Macroinvertebrados bentônicos correspondem a um grupo de organismos que, em todo, ou, pelo menos em parte do seu ciclo de vida, estão associados ao substrato de ambientes aquáticos. Estes animais possivelmente representam a maior diversidade de formas de vida desses ambientes e são de fundamental importância para a manutenção da estrutura e função dos mesmos, devido, principalmente, ao seu papel nas cadeias tróficas e na ciclagem da matéria orgânica.

Ambientes lóticos são bastante heterogêneos, e a velocidade da corrente é um fator ambiental de extrema importância para se determinar essa heterogeneidade (Uieda & Gajardo, 1996). Além da velocidade da corrente, outros fatores de maior significância ecológica e que exibem progressiva mudança ao longo dos rios são: substrato, temperatura, oxigênio dissolvido, alimento e presença de outros organismos (Kikuchi & Uieda, 1998). Segundo Merritt & Cummins (1984), o padrão de distribuição dos organismos aquáticos é resultado da interação entre o hábito, as condições físicas que caracterizam o habitat, e a disponibilidade de alimento. Desse modo, espera-se que o padrão de distribuição de macroinvertebrados

varie de acordo com as mudanças no ambiente físico.

Tendo em vista esses aspectos, o objetivo deste trabalho é analisar se há diferença na composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos ao longo de um riacho de primeira ordem da Mata Atlântica do sul do Brasil, em relação ao gradiente altitudinal e à presença de matéria orgânica.

2. Métodos

O trabalho foi realizado em um riacho de primeira ordem denominado arroio Carvão, pertencente à Bacia Hidrográfica do rio Maquiné, Litoral Norte do estado do Rio Grande do Sul. O arroio Carvão possui aproximadamente 3,5km de extensão longitudinal, e sua bacia possui uma área de aproximadamente 6km^2. As nascentes deste arroio localizam-se a 800 metros acima do nível do mar, e ele sofre forte influência do gradiente altitudinal, desaguando no arroio Forqueta, um dos principais formadores do rio Maquiné, a aproximadamente 100 metros acima do nível do mar.

A campanha de amostragem foi realizada entre os dias 08 e 14 de março de 2001. Para a realização do trabalho, o arroio foi dividido em três segmentos: superior, que estendia-se das nascentes até aproximadamente 700 m.a.n.m., médio, que iniciava aos 700m.a.n.m., até aproximadamente 200m.a.n.m., e inferior, que iniciava aos 200m.a.n.m. e se estendia até a foz. Em cada segmento foi definido um trecho contínuo de 60m para a realização dos procedimentos de amostragem. Em cada trecho amostral, foram aplicados cinco lances de puçá ou "kick sampling method" (Sutherland, 1996). Foi utilizado um puçá com dimensões de 42cm por 65cm e malha de 840mm. Todo o material contido no puçá foi recolhido, acondicionado em sacos plásticos e fixado com álcool 70%. Também foram realizadas coletas de dados físicos e químicos de cada trecho, como altitude média, declividade, largura média da calha, profundidade média, velocidade média da corrente, condutividade elétrica, fósforo total, nitrogênio total, matéria orgânica, oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais, turbidez e temperatura.

Em laboratório, o material coletado passou, primeiramente, por uma triagem macroscópica para a separação do material vegetal e dos organismos mais conspícuos. O restante do material foi triado com auxílio de estereomicroscópio, onde foram separados os macroinvertebrados e o restante do material vegetal dos sedimentos. Os macroinvertebrados foram identificados até o nível de família, com auxílio de chaves de identificação (Fernández & Domínguez, 2001 e Fiorentin,1989). O material vegetal foi seco em estufa a 70°C, até atingir peso constante.

3. Resultados e Discussão

Foram coletados 1653 indivíduos, sendo 1093 no trecho superior, 166 no trecho médio e 394 no trecho inferior, representados pelas seguintes famílias: Hydrobiidae, Euthyplociidae, Baetidae, Leptophlebiidae, Leptohyphidae, Aeshnidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Perlidae, Gripopterygidae, Veliidae, Naucoridae, Corydalidae, Elmidae, Psephenidae, Pyralidae, Simulidae, Chironomidae, Tipulidae e Ceratopogonidae. Os indivíduos das Classes Turbellaria e Oligochaeta e das Ordens Amphipoda e Trichoptera ainda não foram identificados até o nível de família. Os resultados obtidos para o número de indivíduos por trecho apresentaram uma relação positiva com a quantidade de biomassa vegetal coletada em cada trecho. Desse modo, a distribuição dos macroinvertebrados pode estar associada à disponibilidade de matéria orgânica. Bueno *et al.* (2003), ao compararem dois arroios, obtiveram uma maior abundância de grupos funcionais no arroio com cobertura vegetal, atribuindo o fato à grande disponibilidade de alimento fornecido pela vegetação ripária do local. Em um estudo anterior, Vilella (2002) analisou a composição e a abundância da megafauna, composta por Osteichtyes, Amphibia e Crustacea no arroio Carvão, observando, para esses grupos, um aumento progressivo da riqueza, diversidade e abundância no sentido nascente-foz, seguindo o gradiente altitudinal. Essa estrutura mais complexa da megafauna pode significar um aumento da pressão de predadores sobre os macroinvertebrados. Um outro aspecto que pode corroborar essa hipótese é a diferença observada no tamanho corporal dos macroinvertebrados ao longo do riacho. De maneira geral, os indivíduos das ordens Plecoptera e Ephemeroptera podem ser apontados como exemplos em que os animais no trecho inferior são muito menores do que aqueles da nascente.

A comunidade de macroinvertebrados por trecho amostrado não apresentou grande variação em relação à composição das famílias, com algumas exceções: Simulidae e Pyralidae só ocorreram no trecho superior, Leptohyphidae só ocorreu no trecho médio, Aeshnidae, Calopterygidae e Coenagrionidae só ocorreram nos trechos superior e médio, estando ausentes no trecho inferior, e Veliidae e Naucoridae ocorreram somente nos trechos médio e inferior, estando ausentes no trecho superior. Desse modo, a variação na composição da comunidade de macroinvertebrados do arroio Carvão não foi representativa em relação às famílias presentes nos trechos amostrados, mas sim na abundância de indivíduos por família em cada trecho. A família mais abundante verificada neste estudo foi Elmidae, que apresentou um aumento na sua proporção em relação às outras ordens no sentido nascente-foz, correspondendo a 38% do total de indivíduos coletados no estudo até o momento. Este resultado difere de outros trabalhos, que encontraram Chironomidae como grupo mais abundante (Paprocki, 1997; Uieda & Gajardo,1996; Bueno *et al.*, 2003). A família Chironomidae pode ter ficado subamostrada neste estudo devido a uma falha da amostragem. Por apresentarem o corpo muito fino, a malha do puçá pode ter permitido que alguns indivíduos dessa família escapassem.

A teoria do rio contínuo proposta por Vannote *et al.* (1980), coloca que a posição do rio ao longo do contínuo, e, consequentemente, sua estrutura física determinam a estrutura e a composição da comunidade biótica (Melo, 2001). Desse modo, arroios de cabeceira como o Carvão, seriam fortemente influenciados pela vegetação ripária, que, devido ao sombreamento, reduz a produção autotrófica, além de contribuir com material alóctone. Sendo assim, espera-se que a comunidade de macroinvertebrados seja composta principalmente por coletores e fragmentadores, com uma porcentagem bem menor de raspadores e predadores. Todavia, como visto anteriormente, a família mais abundante encontrada no arroio foi Elmidae, que, segundo Paprocki (1997), são raspadores por excelência. Esse dado não concorda com a teoria do rio contínuo, a qual propõe que a dominância de raspadores seria observada em ambientes onde a produtividade primária fosse favorecida, como rios de ordens maiores ou riachos sem cobertura vegetal.

No trabalho realizado por Paprocki (1997) em dois riachos de 1ª. ordem que se diferenciavam pela presença e ausência de cobertura vegetal, o grupo dos raspadores apresentou altas proporções em ambos. A menor incidência luminosa apresentada pelo riacho com cobertura vegetal não limitou as populações desses organismos. Hawkins (1982), em seu trabalho realizado em Oregon, detectou que os raspadores não exibiram uma diferença na densidade, sendo que os valores em corredeiras foram mais baixos para os riachos sem cobertura vegetal. Esses resultados podem sugerir que existem outros fatores influenciando a composição da comunidade de macroinvertebrados do arroio. Também podem refletir uma falta de acurácia na definição dos grupos funcionais, onde algumas espécies da família Elmidae podem atuar também como fragmentadores. Outra hipótese seria a de que a matéria orgânica que cai no riacho forneça substrato para a formação de um biofilme, servindo de alimento para os raspadores (Paprocki, 1997).

4. Conclusões

- Os resultados indicam que a composição da comunidade de macroinvertebrados em nível de família no arroio Carvão não é influenciada pelo gradiente altitudinal.
- Existe uma diferença na abundância dos indivíduos coletados por família em cada trecho, indicando que a distribuição da comunidade pode estar sendo influenciada por outros fatores, como presença de matéria orgânica.

- O elevado número de indivíduos da família Elmidae pode representar uma característica particular do arroio, onde a mata ripária, apesar de desfavorecer a produtividade primária, pode fornecer recursos para sustentar essa guilda de raspadores.

5. Referências Bibliográficas

Bueno, A.P.; Bond-Buckup, G.; Ferreira, B.D.P. (2003). Estrutura da comunidade de invertebrados bentônicos em dois cursos d'água do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 20(1): 115-125, Curitiba

Fernández, H.R.; Domínguez, E. (2001). *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos.* Inprenta Central de la UTN, Tucumán, 282p.

Fiorentin, G.L. (1989). Caracterização de formas jovens aquáticas de Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera e Hemiptera, coletadas em três municípios do Rio Grande do Sul- Brasil (Insecta-Pterygota). Dissertação de Mestrado, PUCRS, Porto Alegre, 146p.

Hawkins, C.P.; Murphy, M.L.; Anderson, N.H. (1982). Effects of canopy, substrate composition, and gradient on the structure of macroinvertebrate communities in cascade range stream of Oregon. *Ecology* 63(6): 1840-1856, Durham

Kikuchi, R.M.; Uieda, V.S. (1998) Composição da comunidade de invertebrados de um ambiente lótico tropical e sua variação espacial e temporal. *Oecologia Brasiliensis.* pp. 157-173. In Nessimian, J.L.; Carvalho, A.L. (eds). Ecologia de insetos aquáticos. Séries Oecologia Brasiliensis, vol V. Rio de Janeiro.

Melo, A.S.; Froehlich, C.G. (2001). Macroinvertebrates in neotropical streams: richness patterns along a catchment and assemblage structure between two seasons. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20(1): 1-16, USA

Merritt, R. W.; Cummins, K.W. (1984). *An introduction to the aquatic insects of North America.* Kendall & Hunt, 2nd ed. Dubuque, 722p.

Paprocki, H. (1997). Aspectos da ecologia de comunidades de insetos aquáticos em dois riachos de primeira ordem na Serra do Cipó, Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 47p.

Sutherland, W.J. (1996). *Ecological Census Techniques: a handbook.* Cambridge University Press, Cambridge, 336p.

Uieda, V.S.; Gajardo, I.C.S.M. (1996). Macroinvertebrados perifíticos encontrados em poções e corredeiras de um riacho. *Naturalia* 21:31-47, São Paulo

Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E. (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137,Canadá

Vilella, F.S. (2002). Ecologia da comunidade aquática de um riacho de 1ª ordem da Mata Atlântica: relações entre variáveis estruturais e bióticas em uma Reserva de Biosfera Tropical. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 121p.

Estudos sobre o efeito do ozônio nas defesas antioxidativas de *Caesalpinia echinata* Lam, pau-brasil[a]

Patricia Bulbovas[b], Regina M. Moraes[c], Cláudia M. Furlan[b], Mírian C.S. Rinaldi[c], María José Sanz[d], Welington B.C. Delitti[b], Marisa Domingos[c]

a. Parte da tese de doutorado da primeira autora, b. Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, c. Seção de Ecologia do Instituto de Instituto de Botânica, São Paulo, d. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterraneo, Valência, Espanha, email: patibul@usp.br

1. Introdução

Caesalpinia echinata Lam. (Caesalpinioideae – Leguminosae) é uma espécie nativa da Mata Atlântica, que no passado era encontrada abundantemente ao longo da costa brasileira. Sua madeira possui grande quantidade de brasileína, substância vermelha usada no passado para tingir tecidos, por isso, foi intensamente explorada pelos colonizadores, sendo que hoje, sua ocorrência está restrita a pequenos remanescentes e é considerada uma espécie em perigo de extinção (Lima *et al.* 2002). Sendo assim, ações que contribuam para a retirada da espécie dessa categoria são importantes, como por exemplo, o cultivo de *Caesalpinia echinata* em ambiente urbano, para fins de arborização e paisagismo.

O uso de *C. echinata* na arborização de áreas urbanas do Brasil só será bem sucedido se a espécie for tolerante ao estresse imposto pelas condições da poluição atmosférica das grandes cidades, uma vez que estes provocam mudanças químicas, bioquímicas, fisiológicas e morfológicas em plantas, que podem resultar em mudanças nos padrões de crescimento e na dinâmica populacional., podendo levar à morte de indivíduos e ao desaparecimento das espécies sensíveis (Erisman *et al.* 1998).

Nas últimas décadas, as atividades antropogênicas têm aumentado significativamente as concentrações de ozônio na atmosférica em escala global. No Brasil, a previsão é que a média máxima de concentração de ozônio mudaria de 40-50 ppb, encontrada em 1990, para 60-70 ppb, em 2030, nas região da Floresta Amazônica e do Cerrado. As concentrações de ozônio ao longo da costa brasileira, que abriga fragmentos de Mata Atlântica, onde se encontram remanescentes de pau-brasil, não deve sofrer mudanças nos próximos 30 anos, estando em torno de 30 ppb (Emberson *et al.* 2001). Na cidade de São Paulo, a maior em território e número de habitantes do Brasil, é comum as concentrações horárias médias de ozônio ultrapassarem 100-150 ppb durante a primavera (CETESB 2002). Apesar disto, a capacidade de espécies nativas tolerarem tais níveis ainda não é conhecida.

Ozônio é um forte oxidante (potencial redox = 2,07 V), que prontamente reage com constituintes extra celulares e celulares ao entrar na planta, promovendo a formação de espécies reativas de oxigênio que são extremamente agressivas às moléculas vitais da célula (Bray *et al.* 2000; Burkey & Eason 2002). O estresse oxidativo causado por ozônio pode ser mais ou menos prejudicial dependendo dos mecanismos de defesa que as plantas possuem, que são capazes de eliminar e também reparar danos causados por tal estresse. Superóxido dismutase (SOD), peroxidase (POD) e ácido ascórbico (ASCO) são substâncias que fazem parte do sistema de defesa antioxidativa das células das plantas (Rank 1997, Meloni *et al*. 2003). Mudanças na atividade ou no conteúdo desses antioxidantes em plantas submetidas a diferentes concentrações de ozônio são indicadores de resistência a este poluente, sendo bastante empregados em estudos de poluição (Fangmeier *et al*. 1994).

Este trabalho tem como objetivo conhecer o grau de resistência de plantas jovens de *C. echinata* ao ozônio expostas sob condições campo, em região da cidade de São Paulo com alto índice de ozônio, e controladas, em câmaras de topo aberto com concentrações crescentes e conhecidas de ozônio no ar, em níveis similares aos registrados na cidade de São Paulo, verificando, assim, se há mudanças na atividade das enzimas superóxido dismutase e peroxidase e nos níveis de ácido ascórbico.

2. Método

O experimento em campo foi realizado em dois ambientes: o primeiro localizado em uma região com alta concentração de ozônio na cidade de São Paulo, Viveiro Manequinho Lopes - Parque do Ibirapuera, e o segundo, em Casa de Vegetação com ar filtrado, no Instituto de Botânica. As mudas expostas foram cultivadas em vasos plásticos com substrato padronizado e irrigadas por capilaridade através de barbantes de náilon inseridos na base dos vasos. Uma das metades dos barbantes ficava dentro do vaso em contato com as raízes e a outra metade mergulhada em caixas que servem de reservatórios de água. Por cima das caixas foram coloca-

das telas de arame que permitem apoiar os vasos e mergulhar os barbantes na água. As caixas foram colocadas sobre um suporte com altura de 1,30 m para evitar o ataque de insetos e facilitar o manuseio das plantas. As plantas de pau-brasil foram expostas sem sombreamento, em angulação similar em relação à posição do sol, estabelecida com auxílio de bússola, de modo que as condições oferecidas de iluminação puderam ser padronizadas o máximo possível. Medidas de temperatura e umidade foram controladas através de termohigrógrafos colocados em cada ambiente. As concentrações de ozônio no Ibirapuera foram fornecidas pela CETESB (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental), e na Casa de Vegetação foram realizadas medidas descontínuas com o equipamento APV Trigás.

O início da exposição foi em abril e após 3 (15 de jul./02 – T1), 6 (15 de out./02 - T2) e 9 meses (13 de jan./03 - T3) ocorreram coletas de 15 plantas para análise dos antioxidantes. Para cada período, foram calculadas as médias da temperatura e umidade relativa, a média das máximas diárias de ozônio, bem como a AOT40 acumulada (somatória dos picos de concentrações horárias de ozônio acima de 40 ppb).

O experimento de fumigação com ozônio ocorreu no período de 23/set. – 24/out./02, em três câmaras de fumigação de topo aberto (open top chambers, OTC) situadas no Campo Experimental La Peira, pertencente à Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), localizado em Benifaió, Valência, Espanha. Três situações controladas de ozônio foram criadas em cada uma das OTCs: ambiente com ar filtrado (carvão ativado Purafil) (F); ambiente com ar não filtrado (NF) e ambiente com ar não filtrado + ozônio (NF+O3). Turbinas de 0,5 CV (2500rpm) acopladas em cada OTC garantiam uma fluxo similar de ar em cada câmara como também condições climáticas ideais para o crescimento de *C. echinata*. O material particulado era removido através de um filtro de partículas. O ozônio era produzido a partir de oxigênio puro através de descargas elétricas e os níveis de ozônio controlados por diluição do mesmo com o ar ambiente. As concentrações de ozônio e a temperatura eram medidas continuamente em cada OTC por um monitor DASIBI 1008 RS e sensores instalados dentro das OTCs.

As plantas de *C. echinata* usadas na fumigação foram produzidas no Brasil e enviadas para Espanha. Quando chegaram, foram transferidas para vasos com substrato padronizado e passaram por um período de aclimatação de 75 dias na câmara de ar filtrado.

Após um mês de fumigação, folhas de cinco plantas de cada tratamento foram coletadas para a análise dos antioxidantes.

Para ambos os experimentos, as metodologias usadas nas análises dos antioxidantes foram: SOD, o método proposto por Osswald *et al*. 1992, POD, o de Klumpp *et al.* 1989 e ASCO, o de Keller & Schwager 1977. Os resultados obtidos foram comparados estatisticamente através de análise de variância não paramétrica (Kruskal Wallis).

3. Resultados

As condições de temperatura e umidade relativa do ar foram bastante semelhantes nos dois ambientes estudados, Ibirapuera e Casa de Vegetação, no entanto, as concentrações de ozônio foram bastante diferentes. O valor máximo na Casa de Vegetação foi de 2,8 ppb, enquanto no Ibirapuera pode-se encontrar máximas horárias de até 166 ppb no T3. A AOT40 acumulada foi de 3711ppb.h no T1, 7787 ppb.h no T2 e 10.000 ppb.h no T3. A análise dos antioxidantes mostraram que as plantas também responderam de forma diferente quando comparados os dois ambientes. A enzima SOD apresentou maior atividade nas plantas expostas no Ibirapuera nos períodos T2 e T3, com atividade média de 293 e 258 unidade/g ps, respectivamente, sendo que na Casa de Vegetação, nos mesmos períodos, estes valores foram de 164 e 167 unidade/g ps. A enzima peroxidase não apresentou diferenças estatísticas para nenhum dos períodos estudados, apenas a tendência de maior atividade nas plantas expostas no Ibirapuera nos períodos T2 e T3. Já a concentração de ácido ascórbico foi significativamente mais alta no Ibirapuera em todos os períodos estudados.

No experimento de fumigação, as condições de temperatura e umidade relativa também foram bastante semelhantes nos três tratamentos, F, NF e NF+O3, como também, semelhante às condições experimentais na cidade de São Paulo. A AOT40 acumulada nos três tratamentos foi de 31, 467 e 7441 ppb.h, respectivamente. No entanto, não houve alteração significativa da atividade e concentração dos antioxidantes analisados. O que se observou foi a tendência da atividade da SOD diminuir à medida que as concentrações de ozônio aumentavam, e também menor atividade da POD nas plantas do tratamento NF+O3 em comparação com NF. Já as concentrações de ácido ascórbico mostraram ser bastante semelhantes nos três tratamentos. Neste caso, os resultados indicam que as defesas antioxidativas não foram eficientemente ativadas como verificado em estudos com fumigação de várias espécies.

O pau-brasil, no período de um mês de fumigação, enquanto mostrou reduções significativas nas taxas fotossintéticas na medida em que aumentava o nível de exposição ao ozônio, não teve alterações significativas nas defesas antioxidativas, sugerindo que plantas jovens dessa espécie são sensíveis ao ozônio, quando expostas diariamente, durante um mês, a picos de concentrações similares aos registrados na cidade de São Paulo.

Os resultados obtidos no estudo de fumigação com ozônio apoiam as discussões dos resultados obtidos no estudo de campo no Ibirapuera. No segundo e terceiro períodos de exposição, por exemplo, as plantas estiveram expostas a uma dose acumulada de ozônio igual e maior que a da câmara NF+O3 (AOT40 no T2 de 7787 ppb.h e T3 de 10.000 ppb.h). No entanto, ao contrário do que ocorreu no experimento de fumigação, as plantas no Ibirapuera intensificaram claramente suas defesas antioxidativas, mas essas defesas pareceram não proteger as plantas de modo adequado, resultando em reduções acentuadas em crescimento e produção de biomassa e aumento da taxa de mortalidade de plantas nesses períodos. As plantas jovens de *C. echinata*, de fato, são sensíveis ao ozônio, em condições de campo e nos níveis registrados no Ibirapuera.

A diferença básica entre ambos os experimento parece residir no tempo de exposição à mesma dose acumulada de ozônio, que foi bem menor no experimento de fumigação, além de ter sido homogênea ao longo dos dias. No Ibirapuera, além do tempo de exposição computado ter sido mais longo, os picos de concentração horária de ozônio foram muito mais esporádicos, alternando-se dias com altas e baixas concentrações, podendo-se caracterizar a exposição ao ozônio como crônica. Nestas condições, as plantas ainda desenvolveram, até certo ponto, mecanismos de defesas.

4. Referências Bibliográficas

Bray EA, Bailey-Serres J & Weretilnyk E. 2000. Responses to abiotic stresses. *In* Biochemistry & Molecular Biology of Plants (BB Buchanan, W Gruissen & RL Jones, eds.). American Society of Plant Physiologists (USA), New York, p. 1158-1203.

Burkey KO & Eason G. 2002. Ozone tolerance in snap bean is associated with elevated ascorbic acid in the leaf apoplast. Physiologia Plantarum. 114:387-394.

CETESB – Companhia de Tecnologia Ambiental e Saneamento Básico do Estado de São Paulo. 2002. Relatório de qualidade do ar do Estado de São Paulo – 2001. Série Relatórios, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, Brasil.

Emberson LD, Ashmore MR, Murray F, Kuylenstierna JCI, Percy KE, Izuta T, Zheng Y, Shimizu H, Sheu BH, Liu CP, Agrawal M, Wahid A, Abdel-Latif NM, Van Tienhoven M, Bauer LI & Domingos M. 2001. Impacts of air pollutants on vegetation in developing countries. Water, Air and Soil Pollution 130 (1/4): 107-118.

Erisman JW, Draaijers GPJ, Steingröver E, Van Dijk H, Boxman A & De Vries W. 1998. Assessment of the exposure and loads of

acidifying and eutrophying pollutants and ozone, as well as their harmful influence on the vitality of the trees and the speulder forest ecosystem as a whole. Water, Air and Soil Pollution 105: 539-571.

Fangmeier A, Brunschön S. & Jäger HJ 1994. Time course of oxidant biomarkers in flag leaves of wheat exposed to ozone and drought stress. The New Phytologist 126:63-69.

Keller T & Schwager H 1977. Air pollution and ascorbate. Eur. J. For. Path. 7: 338-350.

Klumpp G, Guderian R & Künpers K. 1989. Peroxidase-und Superoxiddismutase- Aktivität sowie Prolingehalte von Fichtennadeln nach Belastung mit O3, SO2 und NO2. Eur. J. For. Path. 19: 84-97.

Lima HC, Lewis GP & Bueno E. 2002. Pau-brasil: uma biografia. *In* Pau-Brasil (Bueno E., org.). Axis Mundi Editora, São Paulo, p. 39-76.

Meloni DA, Oliva MA, Martinez CA & Cambraia J. 2003. Photosynthesis and activity of superoxide dismutase, peroxidase and glutathione reductase in cotton under salt stress. Environmental and Experimental Botany 49: 69-76.

Osswald WF, Kraus R, Hippeli S, Benz B, Volpert R & Elstner EF. 1992. Comparison of the enzimatic actives of dehydroascorbic acid redutase, glutathione redutase, catalase, peroxidse and superoxide dismutase of healthy and damaged spruce needles (*Picea abies* (L.) Karst). Plant Physiol. 139:742-748.

Rank B. 1997. Oxidative stress response and photosystem efficiency in trees of urban areas. Photosynthetica 33(3-4):467-481.

Projeto Financiado pela FAPESP (processos 00/06422-4 e 00/11051-5).

Abundância de *Ocypode quadrata* em Praias da Região Metropolitana do Recife com diferentes graus de Impacto Humano.

Paula Lima [*] *,Ingrid Alves*[*] *, Maria Augusta Sampaio* [*]*, Mário Lima Júnior* [*] *, Milena Monteiro* [*] *&*
José Roberto Botelho de Souza[**]
[*]*graduação Ciências Biológicas Universidade Federal de Pernambuco (paulabsml@hotmail.com)*
[**]*Departamento de Zoologia Universidade Federal de Pernambuco*

1.Introdução

Ocypode quadrata é uma espécie de crustáceo conhecida vulgarmente como Maria-Farinha, Vasa- Maré , Guaruçá, Guraçá, Siripadoca ou Caranguejo Fantasma. Habitam praias arenosas, nas regiões de supra e mediolitoral. No Brasil, é encontrada desde do litoral do Pará até o Rio Grande do Sul, e no Arquipélago de Fernando de Noronha. São animais semi-terrestres, fazem tocas até o lençol freático, onde molham suas brânquias. Os representantes da espécie *Ocypode quadrata* possuem hábito alimentar diversificado, agindo como predadores, necrófagos e detritívoros. Estão adaptados a viver na região com maior variação ambiental do ecossistema de praias (umidade, temperatura), sendo um elemento importante na transferência de energia entre os ecossistemas marinho e terrestre, além de serem utilizados economicamente como isca.

A atividade humana pode resultar em mudanças do nível e composição da praia, como alterações no padrão de erosão e deposição e compactação do sedimento, assim como em mudanças na fauna e na flora da duna. Em praias urbanas, como a de Boa Viagem, localizada em Recife, há uma grande alteração do equilíbrio da região superior do mediolitoral do sistema de praias, sendo as dunas afetadas por construções estruturais diretamente ou imediatamente em frente a elas. Mudanças no movimento da areia e perfis das dunas podem se tornar aparentes após certo tempo. O presente trabalho teve por objetivo comparar a abundância e distribuição de *Ocypode quadrata* em duas praias sujeitas a impactos urbanos bem distintos.

2. Métodos

As praias utilizadas neste estudo foram a Praia de Boa Viagem e a Praia do Paiva. A primeira localiza-se na cidade do Recife-PE, entre os paralelos 08º 05' 56" e 08º 09' 33" latitude Sul e os meridianos 34º 55' 33" e 34º 53' 04" longitude Oeste. Já a Praia do Paiva, está localizada no litoral Sul do Estado de Pernambuco, dentro do município do Cabo de Santo Agostinho, entre os paralelos 8º 15' 76" e 8º 17' 89" de latitude Sul, com limite a Oeste no meridiano 34º 57' 30" e a Leste, na linha de costa. Ambas as praias estão situadas na Bacia sedimentar Pernambuco, localizada entre o lineamento Pernambuco e o Alto Maragogi – Barreiros apresentando, portanto, arenitos, com grãos variando de grossos, conglomeráticos, médio a muito finos (Madruga Filho, 1999) e quase todo o domínio litorâneo é ocupado por areia quartzosa. Para as amostras realizadas na Praia de Boa Viagem, foram selecionadas 5 estações, classificadas de acordo com os graus de impactos ambientais. Para as amostras na Praia do Paiva, foram escolhidas 3 estações aleatoriamente, visto que tal praia conserva características de praias preservadas como grau mínimo de urbanização, preservação da paisagem e ausência de construções.

O perfil de praia foi obtido utilizando-se uma régua de nível e uma trena, mensurado de 5 em 5 metros a partir da marca da baixa mar até o local de início da contagem das tocas, no nível superior do supralitoral. Para cada estação, foram coletadas em pontos fixos (marca da baixamar e da preamar) duas amostras de sedimentos e colocadas em sacos plásticos, levados a seguir para a análise granulométrica, através da técnica de peneiramento de 100g do material coletado com peneiras de 1,0 phi, segundo a escala de Wentwoarth. Os parâmetros estatísticos de diâmetro médio, desvio padrão, assimetria, curtose, C (diâmetro da partícula a 1% da curva acumulativa de grãos) e M (tamanho da partícula a 50% da mesma curva), foram obtidos levando em consideração as formulações de Folk & Ward (1957).

O estudo da densidade de galerias em cada estação foi feito no supralitoral a partir da marca da preamar até a área de ocorrência de *Ocypode quadrata.* Cada estação foi dividida em transectos paralelos a marca da preamar, distando 5 metros entre si. Ao longo de cada transecto, foram lançados quadrados de 1m² contíguos. O cálculo da densidade populacional teve como base a contagem da totalidade de galerias por metro quadrado ao longo de cada transecto, dado que cada galeria foi utilizada como indicativo da presença de apenas um indivíduo. O número de transectos e a quantidade de quadrados variaram conforme o perfil praial das estações.

Através do teste ANOVA (análise de variância) foi possível determinar se as diferenças entre as densidades das duas praias foram significativas. O teste a posteriori de Shéffe foi utilizado para avaliar o grau de similaridade entre as estações.

3. Discussão e Resultados

Comparando-se os diferentes níveis de impacto das duas praias amostradas, verificou-se que a Praia de Boa Viagem encontra-se atualmente num alto grau de urbanização, uma vez que foi constatada na praia, a presença de construções como parques, quadras de esporte, edifícios, etc. Além disso, fatores como degradação da paisagem e presença de pessoas seja limpando ou utilizando-a para lazer também foram constatados, causando diminuição ou desaparecimento das dunas (local de maior ocorrência de *Ocypode quadrata*), retirada da matéria orgânica junto com o "lixo de praia" e ocupação desordenada da praia por comerciantes informais.

A Praia do Paiva apresentou-se um pouco mais inclinada que a Praia de Boa Viagem, ocorrendo também a presença de grãos mais grossos na região do supralitoral, constatada por Madruga Filho (1999). Na praia de Boa Viagem , Vaz Manso *et al* (1995) demonstraram que a análise granulométrica apresentou sedimentos que variaram de médio a fino. Essas pequenas diferenças nos desníveis

e na granulometria, no entanto, não foram significativas a ponto de afetar a distribuição natural do animal.

A análise do parâmetro densidade constatou, através do teste ANOVA e do Shéffe, que as diferenças entre a densidade populacional de *Ocypode quadrata* nas duas praias foram significativas , ou seja, a população de maria-farinha foi mais abundante na Praia do Paiva. Analisando-se a Praia de Boa Viagem individualmente, nota-se que apesar dos diferentes graus de impacto encontrados nas estações, o efeito da urbanização foi sentido da mesma forma pelo animal, visto que as densidades entre as estações não variaram significativamente.

4. Conclusões

A ação antrópica nas praias estudadas teve um efeito significativo nas densidades de *Ocypode quadrata*, dado que para os diferentes níveis de impacto, sua abundância foi variável, demonstrando indícios da utilização deste crustáceo como bioindicador do impacto humano. Outros parâmetros como perfil de praia e granulometria não influenciaram na densidade do animal.

Sabendo-se que a zona costeira é uma área de maior concentração das atividades econômicas, industriais, de recreação e turismo, é necessário que a sociedade como todo tome medidas preventivas e corretivas, atentando para a realidade atual, visto que a urbanização tende a crescer, trazendo com ela, degradação ambiental, alteração da composição da fauna e flora do ambiente praial, entre outras consequências.

5. Referências Bibliográficas

Folk, R.L. & Ward,W.C. (1957). Brazos River Bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27 (1): 3-26.

Madruga Filho, J.D. Estudo Sedimentológicos Morfodinâmicos e Hidrodinâmicos na Praia do Paiva Municipio do Cabo de Santo Agostinho – PE. Recife (Dissertação de Mestrado – UFPE). 1999. 148 p.

Vaz Manso *et al*. Estudo da erosão costeira na praia de Boa Viagem. Recife (Relatório Técnico). 1995. 102 p.

Translocação como técnica de manejo para a conservação do mico-leão-dourado (*Leontopithecus rosalia*) , RJ.

Paula Procópio de Oliveira[1], Maria Cecília Martins Kierulff[2], Vanessa Puerta Veruli[1], Marina Janzantti Lapenta[1] & Edsel Amorim Moraes Junior[1]

[1]Associação Mico-Leão-Dourado (ppo@micoleao.org.br),

[2]Conservation International do Brasil

1.Introdução

A distribuição original de *Leontopithecus rosalia* compreendia a Mata Atlântica Costeira do estado do Rio de Janeiro e sul do estado do Espírito Santo (Coimbra-Filho, 1969). De acordo com o levantamento realizado em 1991-92 por Kierulff (1993), a distribuição de *L. rosalia* estava restrita a quatro municípios no estado do Rio de Janeiro: Silva Jardim, Cabo Frio, Saquarema e Araruama. Um total de 562 indivíduos (109 grupos) foi encontrado sobrevivendo em 105 km^2 de mata. Esses indivíduos foram localizados em quatro subpopulações: 361 indivíduos (70 grupos) na Reserva Biológica de Poço das Antas e em matas vizinhas à Reserva; 74 indivíduos em matas de encosta na região da Serra do Mar; 38 indivíduos (seis grupos) em Campos Novos (Base Naval da Marinha Brasileira); 29 indivíduos (oito grupos) no Centro Hípico de Cabo Frio e 60 indivíduos (12 grupos) isolados em pequenos fragmentos de mata (Kierulff, 1993; Kierulff & Procópio de Oliveira, 1996; Kierulff & Rylands, 2003).

O tamanho dos fragmentos de mata onde foram encontrados os grupos isolados de micos-leões-dourados variou de 20 ha até uma área de 250 ha. Devido ao estado precário de preservação dessas áreas, ao tamanho, isolamento e ameaças à sobrevivência da espécie, como desmatamento e caça, a translocação desses grupos para uma área de mata maior e bem preservada foi considerada prioridade para a conservação do mico-leão-dourado (Kierulff, 1993; Kierulff & Procópio de Oliveira, 1996). Ainda durante o levantamento de micos-leões-dourados realizado em 1991-92, foram encontradas algumas áreas de mata sem a ocorrência da espécie, entre elas a Reserva Biológica União, que até 1998 era uma fazenda pertencente à Rede Ferroviária Federal S.A. e denominada Fazenda União. A área possui 2.400 ha de Mata Atlântica bem preservada e está localizada nos municípios de Rio das Ostras e Casimiro de Abreu, no estado do Rio de Janeiro.

2.Metodologia

O Programa de Translocação dos grupos isolados de micos-leões-dourados foi iniciado em dezembro de 1993 para salvar estes animais e o banco genético que eles representavam. Em outubro de 1994 o primeiro grupo, com sete indivíduos, foi translocado para a então Fazenda União (atual Reserva Biológica União/IBAMA). Em março, abril e julho de 1995 foram translocados mais três grupos com três, sete e seis indivíduos, respectivamente. Em abril de 1997 foi translocado o quinto grupo com oito indivíduos e em outubro de 1997 o sexto grupo com 11 indivíduos. Os grupos foram soltos na manhã seguinte à captura e nenhuma alimentação suplementar foi colocada na mata para os micos-leões (Kierulff & Procópio de Oliveira 1994, 1996; Kierulff, 2000; Kierulff et al. 2002a; Procópio de Oliveira, 2002). Inicialmente, os micos-leões-dourados foram acompanhados por triangulação para evitar interferência nos seus movimentos diários e na delimitação de suas áreas de uso. Após esse período, foi iniciada a habituação dos grupos aos observadores, objetivando a coleta de dados de ecologia e comportamento dos mesmos.

3. Resultados e Discussão

O fato de não ocorrer uma população original da espécie na Reserva União tornou a área ideal para o acompanhamento do estabelecimento da área de uso pelos grupos sem a pressão de outros micos-leões-dourados. Desde o momento em que foram soltos na Reserva, os grupos foram monitorados constantemente, quando foram registrados todos os seus movimentos diários. As áreas de uso dos grupos foram estabelecidas nos primeiros seis meses após a translocação. Inicialmente os grupos translocados utilizaram uma área bem maior do que a observada para a espécie, devido à baixa densidade populacional na Reserva. O tamanho da área utilizada foi diminuindo à medida que a população crescia. A delimitação das áreas de uso pelos grupos translocados e pelos grupos formados na Reserva União foi relacionada com a distribuição espacial dos recursos alimentares na área (Procópio de Oliveira, 2002). O estabelecimento das áreas de uso aconteceu gradualmente, na medida em que faziam o reconhecimento da área e encontravam habitat apropriado, com recursos alimentares disponíveis para sua sobrevivência e reprodução.

A sobrevivência dos indivíduos, a alta taxa de reprodução e a formação de novos grupos são considerados como resultados positivos da adaptação dos grupos na nova área, evidenciando o sucesso do manejo dos grupos através da translocação (Kierulff *et al.*1998, Kierulff, 2000, Procópio de Oliveira, 2002). Mais de 20 grupos de micos-leões-dourados foram formados a partir de indivíduos que dispersaram de seus grupos de origem.

A população atual de micos na Rebio União é de aproximadamente 150 indivíduos, sendo vinte e seis grupos de micos-leões-dourados monitorados através de radioteletria. Esse monitoramento sistemático da população translocada tem contribuído para o desenvolvimento e aperfeiçoamento da técnica de translocação (Kierulff, 1993; Kierulff & Procópio de Oliveira, 1994, 1996; Kierulff, 2000; Kierulff *et al*., 2002 a, c). Os resultados relativos à adaptação, comportamento e ecologia desses grupos, bem como a dinâmica de formação de grupos novos estão apresentados

detalhadamente em Kierulff (2000). A dieta do mico-leão-dourado vem sendo monitorada desde 1996 na Reserva Biológica União. Através de coleta e identificação das espécies vegetais consumidas, organizamos uma lista de mais de 150 espécies vegetais que são utilizadas na alimentação dos micos-leões-dourados (Procópio de Oliveira, 2002). As pesquisas realizadas com a população translocada têm gerado vários tipos de informações sobre ecologia alimentar, comportamento, delimitação de área de uso e preferência de habitat, distribuição espacial e temporal de recursos alimentares utilizados pelos micos-leões-dourados, produtividade e qualidade do habitat na Reserva União e dispersão de sementes (Kierulff, 2000; Kierulff et al., 2002b; Lapenta, 2002; Procópio de Oliveira, 2002; Procópio de Oliveira et al., 2003; Lapenta et al., 2003).

4. Conclusão

A Reserva Biológica União é a segunda maior área de mata da região de ocorrência do mico-leão-dourado após a Reserva Biológica de Poço das Antas. A presença dos micos-leões-dourados e dos pesquisadores na área, aliada aos esforços conjuntos da AMLD e do IBAMA, ajudou a preservar essa área que é a maior e mais bem preservada área de Mata Atlântica da baixada costeira do Estado do Rio de Janeiro. Esses esforços culminaram com a criação da Reserva Biológica União, através do decreto de 22 de abril de 1998, "com o objetivo de assegurar a proteção e recuperação de remanescentes da Floresta Atlântica e formações associadas, e da fauna típica, que delas depende, em especial o mico-leão-dourado - *Leonthopithecus rosalia*".

Através da translocação dos grupos isolados, foi estabelecida a segunda maior população selvagem de *L. rosalia*, contribuindo para aumentar a variabilidade genética da espécie. Estudos genéticos realizados com marcadores de microsatélites revelaram que a diversidade genética ainda existe, embora dividida entre as pequenas populações de *L. rosalia* (Grativol et al., 2001). O monitoramento da distribuição espacial dos grupos de *L. rosalia* e a delimitação de suas áreas de uso são informações essenciais para a determinação da capacidade suporte da Reserva Biológica União. Os resultados gerados pelo estudo do comportamento alimentar e da dieta de *L. rosalia* subsidiarão a escolha de áreas potenciais para futuras translocações e/ou reintroduções. Aliado a todos esses fatores, a continuidade dos estudos ecológicos da população translocada através do monitoramento contínuo dos grupos estão auxiliando no desenvolvimento e aprimoramento das técnicas de translocação e contribuindo para minimizar os custos da técnica. As translocações futuras poderão ser realizadas sem a necessidade de um monitoramento constante após a soltura dos grupos.

(Apoio Financeiro: Durrel Wildlife Conservation Trust, Dublin Zoo, MMA/PROBIO, MMA/FNMA, National Geographic Society, Disney Wildlife Conservation Fund, Philadelphia Zoo, Lion Tamarin of Brazil Fund, Brookfield Zoo/Chicago Zoological Society, Lincoln Zoo Scott Neotropical Fund, IESP-Smithsonian Institution, Wildlife Preservation Trust International, CAPES, FAPEMIG. Agradecimentos: Sandro Vidal da Rocha, Nailton Peres Azevedo, Hamilton Camargo Filho, Associação Mico-Leão-Dourado, IBAMA, RFFSA, Cambridge University, Universidade Federal de Minas Gerais/Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre).

5.Referências Bibliográficas

Coimbra-Filho, A.F. 1969. Mico-Leão, *Leontideus rosalia* (Linnaeus, 1766), situação atual da espécie no Brasil (Callitrichidae - Primates). *Anais da Academia Brasileira de Ciência* 41 (suplemento): 29-52.

Grativol A.D.; J.D.Ballou & R.C.Fleischer. 2001. Microsatellite variation within and among recently fragmented populations of the golden lion tamarin (*Leontopithecus rosalia*). Conservation Genetics 2:1-9.

Kierulff, M.C.M. 1993. Uma Avaliação das Populações Silvestres de Mico-Leão-Dourado, *Leontopithecus Rosalia*, e uma Proposta de Estratégia para a Conservação da espécie. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG.

Kierulff, M.C.M. 2000. Ecology and behavior of translocated golden lion tamarins (*Leontopithecus rosalia*). Tese de Doutorado. University of Cambridge, England.

Kierulff, M.C.M & P.Procópio de Oliveira. 1994. Habitat preservation and the translocation of threatened groups of golden lion tamarins , *Leontopithecus rosalia*. Neotropical Primates, 2 (suppl.): 15-18.

Kierulff, M.C.M. & P.Procópio de Oliveira. 1996. Re-Assessing the Status and Conservation of Golden Lion Tamarin *Leontopithecus rosalia* in the *Wild. Dodo, J.Wildl.Preserv.Trust* 32:98-115.

Kierulff, M.C.M.; P.Procópio de Oliveira; E.A.Moraes Jr.; M.J. Lapenta & V.P.Veruli. 1998. Golden Lion Tamarin Translocation. Breeds success! *Tamarin Tales* 2:12-13.

Kierulff, M.C.M, P.Procópio de Oliveira, B.B. Beck & A. Martins. 2002 a. Re-introduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins. In: The Lion Tamarins ofBrazil. D. G. Kleiman and A. B. Rylands (editors). Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Kierulff, M.C.M, B. Raboy, P.Procópio de Oliveira & K. Miller. 2002b. Time budgets, ranging and feeding behavior, home range and habitat preference of *Leontopithecus* -In: The Lion Tamarins of Brazil. D. G. Kleiman and A. B. Rylands (editors). Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Kierulff, M. C. M.; B.B. Beck; D.G. Kleiman & P. Procópio de Oliveira. 2002c. Re-introduction and translocation as conservation tools for golden lion tamarins in Brazil. Re-introduction News, No. 21: 7-10.

Kierulff, M.C.M. & A.B.Rylands. 2003. Census and Distribution of the Golden Lion Tamarin (*Leontopithecus rosalia*). *Am.J.Prim*.59(29-44).

Lapenta, M.J.; P.Procópio de Oliveira; M.C.M.Kierulff & J.C.Motta-Junior. 2003. Fruit Explotation by Golden Lion Tamarins (*Leontopithecus rosalia*) in the União Biological Reserve, Rio das Ostras, RJ – Brazil. Mammalia 67(1):41-46.

Procópio de Oliveira, P. 2002. Ecologia Alimentar, Dieta e Área de Uso de Micos-Leões-Dourados (*Leontopithecus rosalia*) translocados e sua relação com a distribuição espacial e temporal de recursos alimentares na Reserva Biológica União, RJ. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, BH, MG.

Procópio de Oliveira, P., V.P.Veruli & M.C.M.Kierulff. 2003. Estrutura do Habitat na Reserva Biológica União. III Simpósio sobre Micos-Leões. Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Teresópolis, RJ.

Distribuição do gênero *hetaerina* (odonata: calopterygidae) no estado de Minas Gerais: fatores determinantes de áreas de maior riqueza de espécies

Paulo Enrique Cardoso Peixoto[a] *& Paulo De Marco Jr.*[b]
a - Mestrando em Ecologia; Universidade Estadual de Campinas; heliconius.pe@bol.com.br
b - Laboratório de Ecologia Quantitativa, Universidade Federal de Viçosa

Introdução

A busca de critérios para seleção de áreas para a conservação, bem como a eficiência das mesmas é um assunto recorrente na pesquisa sobre conservação de espécies (CONROY & NOON, 1996; MYERS *et al.*, 2000). Três critérios comumente utilizados para a seleção de áreas para a conservação são a sua riqueza de espécies, a presença de espécies consideradas raras e presença de

espécies endêmicas. Entretanto, em muitos casos o levantamento de toda a fauna existente em uma região possivelmente importante para a conservação se torna inviável, principalmente devido a restrições de tempo no processo de criação da reserva. Desta forma, extrapolações baseadas na diversidade de poucos taxons freqüentemente são feitas, utilizando a riqueza de espécies obtida nestes grupos como um indicativo da riqueza de toda a fauna da região (PRENDERGAST *et al.*, 1993).

Este trabalho possui como objetivo geral traçar a distribuição das espécies do gênero *Hetaerina* dentro do estado de Minas Gerais e identificar manchas de alta diversidade destes insetos. Procuramos verificar se os locais considerados "Hot Spots" de diversidade para o gênero *Hetaerina* são devido à características históricas e/ou naturais, ou devido ao esforço de coleta, além de determinar se a diversidade de um grupo (neste caso a família Gomphidae) pode predizer a diversidade de outros (neste caso o gênero *Hetaerina*).

Metodologia

Realizamos o levantamento de todos os artigos disponíveis com a localização de espécies de *Hetaerina*, juntamente com a utilização do material presente na coleção do Laboratório de Ecologia Quantitativa (proveniente de coletas anteriores e de viagens de campo abrangendo principalmente o Triângulo Mineiro, Vale do Rio Jequitinhonha e sul de Minas Gerais).

Na entrada de cada espécime no banco de dados, as principais informações anotadas foram: gênero, espécie, sexo, localidade, local, posição geográfica completa (latitude e longitude da localidade), altitude, coletor e determinador. Organismos coletados em dias diferentes ou por coletores diferentes na mesma localidade foram considerados registros diferentes neste banco de dados. Este critério visou disponibilizar o maior detalhamento possível das informações obtidas. Os dados com as coordenadas geográficas de cada espécie foram inseridos em bancos de dados, e seu processamento e a construção dos mapas de distribuição geográfica foram feitos através dos programas ARC VIEW e DIVA-GIS.

As análises estatísticas foram feitas utilizando cada localidade com coordenada geográfica única como amostras independentes, e a relação entre variáveis foi testada através de técnicas de regressão linear simples (ZAR 1999).

Resultados e Discussão

Um total de 168 indivíduos da coleção foram identificados durante o período de estudo. 18 das 27 espécies de *Hetaerina* listadas para o Brasil foram identificadas e já incorporadas a este banco de dados. As identificações foram feitas de acordo com GARRISON (1990) e GARRISON & COSTA (2002). A maior quantidade de informações (174 registros) referem-se a *H. rosea*, que é a de mais ampla distribuição entre as espécies do gênero que ocorrem na mata atlântica. A região de Viçosa foi apontada como possuindo a maior riqueza de espécies de *Hetaerina* (4 a 5 spp.) seguida pela Serra da Mantiqueira na divisa entre São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais e também pela região abrangendo São Paulo, São José dos Campos, Jacareí e Nazaré Paulista (3 a 4 spp.). Entretanto, se considerarmos o número de observações feitas por localidade como uma medida do esforço de coleta, fica claro que a riqueza de espécies para as regiões ainda é fortemente dependente do número de coletas realizado (Regressão linear R^2=0,551; F(1,59)=72,311; p<0,001).

A riqueza de espécies da família Gomphidae não foi um indicativo da riqueza de espécies de *Hetaerina* (Regressão linear R^2=0,034; F(1,20)=0,706; P=0,411; Figura 4). Entretanto, a distribuição das amostragens foi muito diferente entre os dois grupos, havendo muitas áreas para as quais há informação disponível para apenas uma das famílias. Foram 73 localidades apresentando uma ou mais espécies de Gomphidae e 60 localidades com presença de pelo menos uma espécie de *Hetaerina*. Entretanto, apenas houve sobreposição de coletas em 22 localidades (37% do total de possíveis sobreposições). Não houve relação entre a riqueza de espécies e as variáveis climáticas espacializadas de precipitação, temperatura máxima, media e mínima ou com a altitude.

Conclusão

O padrão de distribuição geográfica das espécies do gênero *Hetaerina* ainda se encontra em um estágio muito defasado de amostragem, o que pode ser comprovado pela forte relação entre o esforço de coleta numa determinada área e o número de espécies encontrado. Infelizmente identificar áreas prioritárias para a conservação de espécies baseado na sua riqueza local ainda não é um método seguro devido à incerteza dos dados disponíveis.

(Este trabalho faz parte do projeto "Hotspots biodiversidade de Odonata" Fundação "O Boticário de proteção à natureza"/Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica. PEC Peixoto, recebeu bolsa de iniciação cientifica do CNPq na consecução deste projeto.)

Literatura Citada

CONROY, M. J. & NOON, B. R. 1996. Mapping of species richness for conservation of biological diversity: conceptual and methodological issues. Ecological Applications 6:763-773.

GARRISON, R. W. 1990. A synopsis of the genus Hetaerina with descriptions of four new species (Odonata: Calopterigidae). Transactions of American Entomological Society 116:175-259.

GARRISON, R. W. & COSTA, J. M. 2002. Insecta, Odonata, Zygoptera, Calopterigydae (Hetaerininae). Fauna da Amazônica Brasileira 25:1-10.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B. & KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853-858.

PRENDERGAST, J. R., QUINN, R. M., LAWTON, J. H., EVERSHAM, B. C. & GIBBONS, D. W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. Nature 365:335-337.

ZAR J. H. 1999. Biostatistical analysis., 4nd edition. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J.

Distribuição de insetos fitófagos associados à duas espécies hospedeiras em diferentes restingas

Pedro de Araújo Lima Constantino[a] & Ricardo Ferreira Monteiro[b]
[a,b]Laboratório de Ecologia de Insetos, Depto. de Ecologia, IB, UFRJ
[a]e-mail: pconst@usa.net

1. Introdução

Os insetos fitófagos apresentam como limite primordial de sua distribuição a disponibilidades de espécies de plantas hospedeiras que são utilizadas como recurso alimentar, seja como larva ou como adulto (Quinn *et al.*, 1997). Entretanto, podem ser identificadas guildas de insetos que exploram um maior ou menor número de espécies hospedeiras.

Normalmente os insetos com hábito endofítico, como galhadores e minadores são guildas consideradas mais especialistas, devido a interação direta com tecidos internos da planta, e por isso apresentam maior dependência das espécies hospedeiras (Ward & Spalding, 1993; Mattson et al., 1988).

Alguns outros fatores, além da dependência da espécie de planta, são importantes para a determinação da distribuição das populações dos insetos fitófagos, como interações competitivas, parasitoidismo, disponibilidade de recursos e características climáticas que constituem a classe de fatores locais. Além destes, fatores regionais como capacidade de dispersão e especiação ou ainda fatores idiossincráticos também provocam variações na composição das comunidades (Basset & Novotny, 1999) .

Com o objetivo de verificar comparativamente a influência das características e interações locais e da associação com a espécie de planta hospedeira, procurou-se investigar a distribuição dos inse-

tos galhadores e folívoros externos associados à duas espécies de *Eugenia* (Myrtaceae) em três áreas distintas de restingas no Estado do Rio de Janeiro. Na Restinga de Barra de Maricá (Maricá) *Eugenia rotundifolia* ocorre alopatricamente, e no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Macaé) *Eugenia umbelliflora* ocorre também em alopatria, já a Restinga de Massambaba (Arraial do Cabo), que fica entre as duas outras regiões, constitui uma área de simpatria das duas espécies de *Eugenia*. As duas espécies de plantas estudadas possuem algumas características semelhantes tais como: tipo de habitat, aparência da planta e época de florescimento. Dadas essas características procurou-se também averiguar se tais espécies de plantas apresentam, também, similaridade na composição das espécies de insetos à elas associados.

A hipótese envolvida neste estudo considera que os galhadores apresentam maior dependência em relação à espécie de planta hospedeira fazendo que essa exerça maior influência na distribuição, enquanto que os folívoros externos, representados por microlepidópteros, dada a menor especificidade em relação aos galhadores, sofram maior influência dos fatores locais. Neste modelo os fatores locais serão de maior importância na composição das comunidades quando, na área de simpatria, as entomofaunas associadas às duas espécies de *Eugenia* sejam mais similares do que as comunidades de insetos associados à mesma espécie, porém em áreas diferentes. A situação inversa, ou seja, de maior similaridade entre as comunidades associadas à mesma espécie de planta nas restingas diferentes, refletiria a maior importância da dependência dos insetos ao seu recurso específico do que em relação aos fatores locais.

2. Métodos

Para testar a hipótese foram realizadas inspeções trimestrais de 30 indivíduos/espécie ao longo de um ano com coletas das espécies de insetos galhadores e folívoros externos em cada um dos três locais estudados: Restinga de Barra de Maricá (Maricá), Restinga de Massambaba (Arraial do Cabo) e Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (Macaé e Carapebús) localizadas no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro. No campo, foram levantados dados de freqüência de cada espécie de inseto nas plantas vistoriadas e suas fenologias. As larvas e as galhas coletadas eram criadas em laboratório para obtenção dos adultos, identificação e descrição das espécies, bem como de aspectos morfológicos e comportamentais dos insetos.

3. Resultados e Discussão

Foram encontradas nove espécies de galhadores, sendo sete indutores primários e dois modificadores de galhas. Desta guilda foram utilizadas para as análises oito das nove espécies, todas da família Cecydomyiidae (Diptera), sendo que quatro delas foram identificadas como espécies novas. Na guilda de folívoros externos foram encontradas quatro espécies de microlepidópteros.

A similaridade na composição das guildas de insetos nas duas espécies de *Eugenia* foi de 0,96. Entre os microlepidópteros esse valor chegou a 1,00, o que representa que não existiram espécies dessa guilda restritas apenas a uma espécie de planta. Mesmo entre os galhadores a similaridade foi alta: 0,93, já que *Dasineura globosa* associou-se apenas à *Eugenia rotundifolia*. Entretanto, este Cecydomyiidae também apresentou sua distribuição restrita apenas à Restinga de Barra de Maricá, não acompanhando a distribuição de sua planta hospedeira. Deste modo, a distribuição desta espécie não permite que seja indicado algum fator de maior influência na sua distribuição, já que não ocorre na área de simpatria.

O resultado da distribuição dos galhadores foi surpreendente, visto que, no sistema estudado, sete entre os oito insetos desta guilda não apresentaram restrições quanto à espécie hospedeira. Entretanto, aparentemente, a grande maioria das espécies desta guilda é monófaga (Ananthakrishinan & Raman, 1977). Segundo Floate *et al*. (1996) e Fritz & Price (1988) os insetos galhadores são capazes de distinguir entre variedades de uma espécie de planta hospedeira apresentando oviposição diferencial entre elas, realçando a grande capacidade destes insetos de identificar pequenas diferenças entre suas hospedeiras. Com base nestes resultados é possível que as espécies *Eugenia umbelliflora* e *Eugenia rotundifolia* não apresentem diferenças suficientes para limitar a distribuição dos galhadores e sejam espécies muito próximas, haja visto a ocorrência de plantas na área de simpatria com características fisionômicas intermediárias das duas espécies o que poderia indicar possíveis introgressões dessas populações. Considerações deste nível referentes à família Myrtaceae são importantes já que esta apresenta muitas complicações taxonômicas (Araújo, 2000).

A comunidade de insetos da Restinga de Barra de Maricá apresentou 0,8 de similaridade com a comunidade da Restinga de Massambaba, sendo que todos os insetos não comuns são galhadores (37,5% das espécies desta guilda), enquanto que esta mesma guilda teve 100% de similaridade de espécies com a Restinga de Jurubatiba. Se existe alguma diferenciação entre as restingas que pode estar causando a interrupção da distribuição de algumas espécies de galhadores, é uma questão que necessita ainda de mais investigação, incluindo outras localidades e interações.

Estudos de interações de insetos com plantas notadamente da família Myrtaceae são importantes, e em se tratando de galhadores Abrahamson *et al.* (1998) considera que eles contribuem como instrumentos auxiliares na taxonomia e filogenia vegetal.

4. Conclusão

Encontrou-se uma alta similaridade das comunidades de insetos tanto em relação às plantas hospedeiras quanto entre os locais estudados. Esses dados podem indicar que as guildas de insetos estudadas, inclusive os galhadores, de fato não apresentem tanta especificidade (monofagia) ou as espécies de plantas estudadas sejam tão próximas que a grande maioria dos insetos a elas associadas não consigam distingui-las, o que parece também provável devido a aparente ocorrência de indivíduos híbridos na área de simpatria.

5. Referências bibliográficas

Abrahamson W.G.; Melika G.; Scrafford R. & Csoka G. (1998). Gall-inducing insects provide insights into plant systematics relationship. *American Journal of Botany*, 85:1159

Ananthakrishinan T.N. & Raman A. (1977) Aspects of host-specificity in some Cecidogenous Insects. pp 51-56. In: Ananthakrishnan T.N. (ed). Insects and host-specificity. The Mcmillan Co. Indian Lim. 127p.

Araujo D.S.D. (2000). *Análise Florística e Fitogeográfica das Restingas do Estado do Rio de Janeiro*. Dissertação de Doutorado. PPG- Ecologia / Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 476p.

Basset Y. & Novotny V. (1999). Species richiness of insect herbivore communities on *Ficus* in Papua New Guinea. *Biological Journal of the Linnean Society*, 67:477-499.

Floate K.D.; Fernandes W.G. & Nilson J.A. (1996). Distinguishing intrapopulacional categories of plants by their insect faunas: galls on rabbitbrush. *Oecologia*, 105:221-229.

Fritz R.S. & Price P.W. (1988). Genetic variation among plant and insect community structure: willow and sawflies. *Ecology*, 69: 845-856 .

Mattson, W.J.; Lawrence R.K.; Haack, R.A.; Herves, D.A. & Charles, P.J. (1988). Defensive strategies woody plants against different insect-feeding guilds in relation to plant ecological strategies and intimacy of association in insect. *In: Mechanisms of woody plant defenses against insects: search for pattern*. (eds. WJ Mattson, J Levieux and C. Bernard-Dagan) pp. 3-38. Springer. New York

Quinn, R. M.; Gaston, K.R. & Roy, D.B. (1997). Coincidence between consumer and host occurence : macrolepidoptera in Britain. *Ecological Entomology* 22: 197-208.

Ward L.K. & Spalding D.F. (1993). Phytophagous British insects snd mites and their food-plant families: total numbers and polyphagy. *Biological Journal of the Linnean Society*, 49: 257-276.

(Apoio: FAPERJ, CNPq/PELD e IBAMA).

Abundância relativa de peixes na dieta da lontra, *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818), na reserva biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo

Pedro Henrique Nogueira Freire Carneiro[1], Manuella Villar Amado[2], Savana de Freitas Nunes[2] & Sérgio Lucena Mendes.
[1] Bolsista de Iniciação Científica - UFES (penogueira@uol.com.br); [2] Programa de Pós Graduação em Biologia Animal - UFES ; [3] Professor Dr. do Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Marechal Campos, nº 1.468, Maruípe, Vitória , ES - CEP 29040-090

1 - Introdução

A Lontra, *Lontra longicaudis*, é um carnívoro que ocorre na região Neotropical, distribuindo-se desde o Sul do Uruguai até o México, com exceção do Sudeste da América do Sul (MACDONALD, 1995). No Brasil, sua ocorrência só não é documentada nas regiões áridas do Nordeste (FONSECA et al, 1994). Estratégias de conservação são necessárias para este carnívoro, pois de acordo com o UICN, *L. longicaudis* é considerada uma espécie vulnerável à extinção, devido à destruição de hábitats, a caça e a poluição das águas. A redução do número de lontras, provavelmente, resultaria em um desequilíbrio ecológico, pois estes carnívoros de topo de cadeia exercem uma manutenção sobre a população de espécies por eles predadas (PAINE, 1966).

A lontra é um mustelídeo de hábitos semi-aquáticos que explora diferentes ambientes, por isso sua dieta é muito variada, englobando peixes, crustáceos, insetos, anfíbios, répteis, mamíferos e aves. (PASSAMANI & CAMARGO, 1995; PARDINI, 1998, AMADO et al, 2002).

O objetivo deste projeto é determinar a abundância relativa de peixes nas amostras de fezes da lontra (*L. longicaudis*) na Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo.

2 - Material & Métodos

O estudo foi realizado na Reserva Biológica de Duas Bocas, com aproximadamente 2.190ha, localizada próximo à cidade de Cariacica, distante 27Km da capital, Vitória, nas coordenadas de 20º16'21" S e 40º28'40" W.

A represa da Reserva Biológica foi percorrida mensalmente de barco, durante o período de fevereiro 2001 a março de 2002, à procura de fezes que são depositadas comumente nas pedras. Estas amostras foram colocadas em sacos de papel com etiqueta contendo a data e o local da coleta. Durante este período, foram coletadas 326 amostras de fezes de *L longicaudis*. Em laboratório, as fezes foram lavadas em peneiras com malhas finas e postas para secar em estufa. Este material é triado com auxílio de um microscópio estereoscópio (lupa). Os itens encontrados são de partes duras, não-digeríveis, das presas da lontra, como cristalinos, otólitos, maxilas, dentes, vômeres, ossos e escamas de peixes, fragmento de exoesqueleto de insetos e crustáceos, ossos de anfíbios, escamas e ossos de répteis e pêlos e dentes de mamíferos. Para identificação, estes itens foram comparados com estruturas homólogas de espécies viventes na região. Entretanto, como este estudo basea-se na freqüência relativa da ocorrência de peixes, as estruturas relevantes são as que representam indivíduos de cada espécie de peixe nas amostras, que são os vômeres, as maxilas e os otólitos. Por meio destas estruturas foram determinadas as quantidades mínimas de indivíduos de cada espécie presente nas amostras analisadas.

É difícil a diferenciação entre os otólitos de *T. rendalli* e *G. brasiliensis*, pois apresentam mesma coloração e contornos, por isso, para diferenciar estas espécies foram utilizados os vômeres e as maxilas.

O cálculo da porcentagem relativa de peixes foi feito pela soma dos indivíduos de cada espécie encontrada nas amostras dividida pelo total de indivíduos de todas as espécies multiplicando-se por 100.

3 - Resultados

Nos resultados desse estudo na Reserva Biológica de Duas Bocas foram encontrados 462 peixes. A ordem dos Perciformes, família Cichlidae, representa 63,16% (456 indivíduos) dos peixes encontrados, havendo uma disparidade entre *Geophagus brasiliensis* e *Tilapia rendalli*, ambos Cichlidae, com as porcentagens, respectivamente, 61,08% (441 indivíduos) e 2,08% (15 indivíduos).

Os Caraciformes (Anostomidae, Erithrinidae e Characidae) representam 29,64% (214 indivíduos) dos peixes encontrados. Sendo que *Astyanax scabripinnis*, família Characidae, representa 26,60% (192 indivíduos) deles, seguido por *Leporinus sp*, família Anostomidae, que representa 2,21% (16 indivíduos) e, com menor ocorrência, *Hoplias malabaricus*, família Erithrinidae, representando 0,83% (6 indivíduos) dos indivíduos presentes.

O único Siluriforme encontrado nas amostras foi *Hypostomus affinis*, família Locariidae, que ocorreu em 7,07% (51 indivíduos) dos peixes encontrados.

Discussão & Conclusão

A lontra neotropical (*L. longicaudis*), de um modo geral, tem como base da alimentação os peixes (CHANIN, 1985; PARDINI, 1997; QUADROS & MONTEIRO, 2001, AMADO et al, 2002), por isso a importância de estudos sobre a dieta piscívora deste carnívoro.

Como visto, o principal item na dieta de *L. longicaudis* na Reserva Biológica de Duas Bocas são os Perciformes, com uma ênfase em *G. brasilienses*, família Cichlidade (JOSÉ & ANDRADE, 1991; PASSAMANI & CAMARGO, 1995, CARTER, 1999). Apesar de não termos dados sobre a densidade dos peixes na área de estudo, cabe destacar que a espécie mais consumida (*G.brasiliensis*) possui hábitos sedentários, habita águas mais rasas e forma cardumes, o que facilitaria a predação pela lontra (PASSAMANI & CAMARGO, 1995).

Trabalhos sobre a ecologia alimentar de *L. longicaudis* são escassos, portanto são necessários estudos que visem a buscar novas informações sobre este carnívoro neotropical, pois somente por este tipo de conhecimento é possível que estratégias de conservação e manejo sejam estabelecidas com exatidão.

Bibliografia

AMADO, M. V; NUNES, S. F; MENDES, S. L. 2002. Dieta da lontra neotropical, *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818), na represa da Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica-ES. In: XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia e os Ecossistemas Costeiros. Itajaí, Santa Catarina. p. 548.

CARTER, S. 1999. Feeding Ecology of the Giant Otter, *Pteronura brasiliensis.* Biotropica 31(3): 502-506.

FONSECA, et al. 1994. Livro vermelho dos mamíferos ameaçados de extinção. Editora Fundação Biodeversas, Belo Horizonte.

JOSÉ, H; ANDRADE, H. K. 1991. Hábitos alimentares da lontra, *Lontra longicaudis*. In: Resumos XVIII Congresso Brasileiro de Zoologia. Salvador, Bahia.

MACDONALD, D. W. 1995. The Encycloped of the Mammals. 4ª edição. Fact on File, Inc. Nova Iorque.

MONTEIRO-FILHO, E. L. A. & QUADROS, J. 2001. Diet of Neotropical Otter, *Lontra longicaudis*, in Atlantic Forest, Santa Catarina State, Souther Brazil. Studies on Neotropical Fauna and Environment. 36:15-21.

PAINE, R. T. Food web complexy and speceies diversity. American Naturalist 100(910):65-75.

PARDINI, R. 1998. Fedding Ecology of Neotropical River otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest, South-easterm Brazil. IUCN Otter Specialist Group Bulletin. 12:32-33.

PASSAMANI, M; CAMARGO, S. L. 1995. Diet of the river otter, *Lutra longicaudis*, in Furnas Reservoir, South-eastern Brazil. IUCN Otter Specialist Group Bulletin. 12: 32-33.

(Financiamento: PIBIC/CNPQ - UFES).

Diversidade genética de espécies arbóreas em fragmentos florestais no Estado de Minas Gerais utilizando marcador isoenzimático.

Peterson Jaeger[1]; Dulcinéia de Carvalho[2].
Departamento de Ciências Florestais - Universidade Federal de Lavras
[1]peterson.jaeger@bol.com.br; [2]dulce@ufla.br

Introdução

Em função da grande explosão demográfica e econômica, as grandes áreas contínuas de florestas foram transformadas em paisagens em mosaico, que incluem fragmentos de diferentes tamanhos, separados por áreas agrícolas e urbanas – tal processo é denominado fragmentação florestal. Como conseqüência da fragmentação, temos alterações nos padrões de trocas de genes nas populações remanescentes e alterações na variabilidade e estrutura genética destas (Ballal, et al. 1994). Além disso, provoca o isolamento reprodutivo de uma pequena amostra do conjunto gênico da população original e a contínua perda de alelos devido à deriva genética, caso a população remanescente permaneça isolada por várias gerações (Kageyama et al. 2000).

Em curto prazo, a perda de variabilidade genética pode reduzir a aptidão individual da espécie, inviabilizando o remanescente populacional. Em longo prazo, a redução da riqueza alélica deve limitar a habilidade das espécies a responderem às mudanças devidas à ação de forças seletivas (Allstrand e Ellan, 1993).

Portanto, o entendimento da estrutura genética das espécies existentes nos fragmentos florestais remanescentes é fundamental para a escolha correta das estratégicas de manejo e conservação a serem implantadas (Kageyama et al. 2000).

Material e Métodos

Foram levantados dados sobre 5 espécies arbóreas, pertencentes fragmentos florestais no Estado de Minas Gerais, sendo estas: *Caryocar brasiliense* Camb., *Cedrela fissilis* Vell., *Copaifera langsdorffii* Desf., *Machaerium villosum* Vog., *Xylopia brasiliensis* Sprengel., provenientes de 4, 3, 3, 3 e 1 fragmentos florestais, respectivamente. Seus extratos foliares foram submetidos à eletroforese vertical em gel de poliacrilamida. Essas espécies possuem ampla distribuição, podendo ser encontradas em diferentes biomas, com exceção de *C. brasiliense*, espécie característica do cerrado e de *Xylopia brasiliensis*, pertencente à floresta estacional.

Resultados

O padrão de estimativas da diversidade genética para essas cinco espécies é muito semelhante entre si. O número de alelos por loco ($\hat{A}$) médio foi de 2,48 e seus valores absolutos inferior e superior foram de 1,86 (*C. fissilis*) e de 3,0 (*C. brasiliense*). Conforme a revisão de Oliveira (2000), dados de cinco espécies nativas, distribuídas entre nove populações distintas apresentaram estimativas de $\hat{A}$ inferiores, enquanto que outras cinco espécies distribuídas entre 14 populações apresentarReferências Bibliográficas am resultados compatíveis aos aqui apresentados.

Os maiores valores para a heterozigosidade observada (*Hô*) também foram encontrados nas populações de *C. brasiliense* Camb.. A média para a *Hô* foi de 0,544 e seus valores absolutos inferior e superior foram de 0,321 (*C. langsdorffii)* e de 0,817 (*C. brasiliense)*. Comparativamente à revisão de Oliveira (2000), 11 espécies nativas distribuídas entre 31 populações apresentaram estimativas para *Ho,* inferiores àquelas apresentadas no presente estudo, enquanto que apenas cinco espécies distribuídas entre seis populações obtiveram estimativas semelhantes, porém todas abaixo da média deste levantamento.

A heterozigosidade esperada (*Hê*) média foi de 0,438, destacando *M. villosum* com a mais alta estimativa (0,539) e *X. brasiliense* com a mais baixa (0,313). *C. brasiliense* está entre as maiores estimativas para este parâmetro. Ainda citando Oliveira (2000), dez espécies nativas distribuídas entre 21 populações, mostraram estimativas para *Hê* abaixo daquelas supracitadas, enquanto 10 espécies distribuídas entre 18 populações apresentaram estimativas com os mesmos padrões aqui apresentados.

Três populações de *C. langsdorffii, C. fissilis e M. villosum* demonstraram resultados que indicam sua aderência ao Equilíbrio de Hardy-Weinberg (EHW). Uma das populações estudadas de *C. langsdorffii* apresentou excesso de homozigotos enquanto que as demais espécies apresentaram excesso de heterozigotos, destacando *C. brasiliense* com as menores estimativas (f = -0,548 e -0,508).

Conclusão

Os trabalhos apresentados enfocam populações adultas e reprodutivas, retratando a situação do passado. As reservas genéticas presentes nessas populações são suficientes para manter o equilíbrio das espécies, somente quando relatada sua aderência ao Equilíbrio de Hardy-Weimberg. Para evitar maior degradação e colaborar para a manutenção da diversidade genética é preciso desenvolver uma abordagem equilibrada entre conservação e utilização sustentável da diversidade biológica, considerando o modo de vida das populações locais.

Referências bibliográficas

BALLAL, S. R.; FORÉ, S. A.; GUITMEN, S. I. Apparent gene flow and genetics structure of *Acer saccharum* subpopulations in fores fragments. Canadian Journal of Botany. V.72, p.1311-1315, 1994.

SEOANE, C. E. S.; KAGEYAMA, P. Y.; SEBBENN, A. M. Efeitos da fragmentação florestal na estrutura genética de populações de *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (guarantã). In: Scientia Forestalis n.57, p.123-139, 2000.

ALLSTRAND, N.; ELAM, D. R. Population genetic consequences of small population size: implications for plant conservation. Annual Review on Ecological Systems, v.24, p.217-242, 1993.

OLIVEIRA, A. F. Estrutura genética de populações naturais de *Copaifera langsdorffii* Desf. A partir de isoenzimas. Dissertação. Departamento de Ciências Florestais, UFLA. Lavras, 2000. 114p.

PÓVOA, J. S. R. Distribuição da variação genética de *Cedrela fissilis* Vell., em fragmentos florestais, no sul de Minas Gerais, por meio de isoenzimas. Dissertação. Departamento de Ciências Florestais, UFLA. Lavras, 2002. 95p.

PINTO, S. I. C. Diversidade genética por isoenzimas em populações de pindaíba (*Xylopia brasiliensis* Spregel.). Monografia. Departamento de Ciências Florestais, UFLA. Lavras, 2003. 42p.

BOTREL, M. C. G. Estrutura genética por meio de marcador isoenzimático em populações naturais de *Machaerium villosum* Vog, Monografia. Departamento de Ciências Florestais, UFLA. Lavras, 2003. 33p.

MELO JÚNIOR, A. F. Variabilidade genética em populações naturais de pequizeiro (*Caryocar brasiliense* Camb.) caracterização por meio de isoenzimas. Dissertação. Departamento de Ciências Florestais, UFLA.

Levantamento florístico da Orquidoflora do Parque Estadual da Pedra Azul , Domingos Martins, ES.

Rabello, Helimar [1]; Rohr, Ronald de Souza[2]; Nascimento, Aurélio Marcos dos Santos[2]; Rodrigues, Dayvson Dansi[2]; Freesz, Giselli Martins de Almeida[3]. [1] Biólogo, Professor do Departamento de Biologia/Faculdade São Camilo/FAFI/E.S. [2] Estudante de Graduação do Curso de Biologia/Faculdades São Camilo/FAFI/E.S.[3] Bióloga Pesquisadora. (HelimarRabello@aol.com)

1.Introdução:

O Espirito Santo já foi conhecido como paraíso da flora epífita, florestas que cobriam os vales das Bacias do Rio Doce, Mucuri, Itaúnas, São Mateus, Barra Seca, Jucu, Itapemirim e Itabapoana,

obtiveram fama mundial. Essas florestas subiam pelos vales e galgavam por encostas até o topo das mais altas montanhas, como Pico da Bandeira, Forno Grande e Pedra Azul, constituía-se numa das mais ricas áreas do país em orquidáceas, incluindo grande numero de endemismos, infelizmente hoje restam apenas alguns locais onde parte desta rica orquidoflora pode ser encontrada, como no Parque Estadual da Pedra Azul (Criação Lei nº 4503 de 31/01/91) que situa-se a uma altitude que varia em média, de 1220m a 1909 m. Está localizada no distrito de Pedra Azul, município de Domingos Martins, região serrana do Espírito Santo (latitude – S 20º 24 07" e longitude – W 41º 01 23"), possuindo 1240 ha de Mata Atlântica, apresentando topografia predominantemente montanhosa com relevo fortemente ondulado. Mesmo nesta área de preservação as orquidáceas foram muito coletadas, principalmente antes da criação do parque, as orquídeas que restam na área estão em locais de difícil acesso. Esta pesquisa se propõe a levantar as espécies ainda existentes no local bem como levantar junto aos grandes orquidários da região e colecionadores, quais outras espécies foram retiradas na área que hoje forma o Parque Estadual de Pedra Azul, e hoje estão extintas no parque.

O Estado do Espírito Santo sofreu um processo desordenado de desenvolvimento, sendo que sua área de cobertura florestal tem sofrido um decréscimo constante. Em 1984, restavam 17,23% de nossa cobertura vegetal, sofrendo uma redução para 12,55% em 1988 (SEAMA, 1990). Muito devastado, o estado possui apenas áreas protegidas de pequena extensão, excetuando o PAN de Caparaó (26.000 ha.), dividido com Minas Gerais, e o magnífico conjunto da RBF de Sooretama – Reserva de Linhares (CVRD), com superfície total de 46.000 ha., a maior e melhor área preservada de Mata Atlântica ao norte do Rio de Janeiro, que abriga importantíssimo ecossistema rico em endemismos e espécies ameaçadas. Apesar da proibição para o desmatamento e outras atividades agressoras, as áreas naturais capixabas continuam sofrendo um impacto antrópico intenso.

O Sul do Estado não foge a esta realidade, configurando-se como agravante o fato de que não existem publicações científicas na área de ecologia vegetal, bem como sobre o atual estado da orquidoflora capixaba, o que dificulta os possíveis esforços para a preservação das áreas remanescentes ou projetos de reintrodução e recuperação ambiental.

2.Métodos:

As orquídeas encontradas estão sendo filmadas e fotografadas com câmeras comuns e digitais, após isto são marcadas e identificadas com auxilio de altímetro e GPS para identificar a localização dos indivíduos. Parte do material botânico está sendo prensado para a identificação e formação de um herbário com espécies do parque.As espécies são identificadas mediante dados bibliográficos e auxilio de orquidófilos e orquidólogos do Estado.

3.Resultados:

Até o presente momento foram identificados 22 gêneros são eles: Bifrenaria, Epidendrum, Encyclia, Cyrtopodium, Pleurothallis, Zygopetalum, Sophronitis, Govenia, Sobralia, Maxilaria, Laelia, Pseudolaelia, Oncidium, Catasetum, Grobya, Stelis, Masdevallia, Miltônia, Rodriguesia,Cattleya, Gongora e Promenaea. Destes gêneros foram identificadas até o momento 17 espécies*: Bifrenaria inodora, Bifrenaria thyriantina, Encyclia fragans, Zygopetalum crinitu, Zygopetalum triste, Zygopetalum macae, Zygopetalum intermedium var. álbum, Sophronitis coccínea, Sophronitis cernua, Laelia perrinii, Laelia pumila, Oncidium crispum, Oncidium enderianum, Oncidium zappii, Cattleya warnery, Rodriguesia venusta e Miltonia clowesii.*

4.Conclusão:

Apesar de toda devastação ocorrida na área, antes da criação do parque, a diversidade da orquidoflora consiste numa enorme riqueza natural do Parque Pedra Azul. Até o presente momento uma pequena parte do parque foi pesquisada, devido a dificuldade de acesso aos locais onde observamos haver ocorrência de outras espécies.O relevo do parque é muito acidentado, principalmente na Pedra das Flores, Pedra Azul e Pedra do Tamanco, local em que são encontradas as maiores áreas de campos rupestres, onde até o presente momento foram encontradas a maior diversidade de orquídeas. A pesquisa continua em andamento.

5.Referências Bibliográficas:

ALONSO, M. T. A., 1977. *Geografia do Brasil - Região Sudeste*. Rio de Janeiro, Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 91-118.

ARAGÃO, M. B., 1961. Sobre a vegetação de zonas úmidas do Brasil. *Rer. Brasil. Biol*. 21:317-324.

.BIGARELLA,J.J.,ANDRADE –LIMA, D., RIEHS,P.J, 1975. Considerações a respeito das mudanças paleoambientais na distribuição de vegetais e animais no Brasil. Anais da Academia Brasileira de Ciências 47:411-467(suplemento).

CÂMARA, I. G., 1991. *Plano de ação para a Mata Atlântica*. Rio de Janeiro –RJ, Fundação SOS Mata Atlântica, 153 p..

CONDIT, R.; 1996.Defining and matting vegetacion types in mega – divercit tropical forest. TREE. 11(1): 4-5.

GIULIETTI, A. M. 1992. Biodiversidade da região Sudeste. *Revt. Inst. Flor.* 4: 125-130.

GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L.P.;WANDERLEY, M.G.L.;PIRANI, J, R.2000. Caracterização e endemismos nos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. In; CAVALCANTI, T B.; WALTER, B.M.T.(eds.). Tópicos atuais em Botânica. Brasília; SBB/Embrapa.

GROMBONE, M. T.; BERNACCI, L. C., MEIRA NETO, J. A. A., TAMASHIRO, J. Y. & LEITÃO FILHO, H. F. 1990. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda (Atibaia-estado de São Paulo). *Acta bot. bras.* 4(2):47-65.

IMEES, 1994. *Informações municipais do estado do Espírito Santo*, 150 p..

JOLY, A. B. 1970. Conheça a vegetação brasileira. São Paulo: EDUSP.

LEITÃO-FILHO, H. F. 1987. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e sub-tropicais do Brasil. *IPEF,* Piracicaba, 35:41-46.

LEITÃO-FILHO, H.F. 1994. Diversity of Arboreal Species in Atlantic Rain Forest. Anais da Academia Brasileira de Ciencias 66 (1): 90-96

LIEBERMAN, M., LIEBERMAN, D., PERALTA, R. & HARTSHORN, G. S. 1995. Canopy closure and distribution of tropical forest tree species at La selva, Costa Rica. *Journal of Tropical Ecology* 11:161-178.

LIPP-NISSINEN, K. H. 1993. Biodiversity and environment: brasilian themes for the future. *AgBiotech News and Information* 5(8): 283N-286N.

MARTINS, F. R. 1989. *Fitossociologia de florestas do Brasil: um histórico bibliográfico. Pesquisas*, São Leopoldo 40: 103-164.

MCNEELY, J. A. 1994. Lessons from the past: forests and biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 3:3-20.

MORENO, M. R.,1998. *Estrutura e composição florística do estrato arbóreo em duas zonas altitudinais na Mata Atlântica de encosta da Região do Imbé – RJ*. Tese (mestrado em Biociências e Biotecnologia) Campos dos Goytacazes – RJ, Universidade Estadual do Norte Fluminense, 102 p..

RIZZINI,C.T.,1976-79. Tratado de Fitogeografia do Brasil.2vols.São Paulo:Ed.da Universidade de São paulo.

RUSCH, A.; 1986. Orquídeas do Espírito Santo. Rio de Janeiro : EXPED.

SEAMA, 1990. *Mapeamento do uso da terra do estado do Espírito Santo*, 43 p..

SILVA JUNIOR, M. C., BARROS, N. F. & CÂNDIDO, J. P. 1987. Relações entre parâmetros do solo e da vegetação de cerrado na Estação florestal de experimentação de Paraopeba-MG. *Revta. brasil. Bot.* 10 (2):125-137.

SICK, H., 2001. Ornitologia Brasileira. Rio de Janeiro: Ed. Nova Fronteira.

VELOSO, H. P., 1964. Contribuição a fitogeografia do Brasil II - A estrutura da vegetação como elemento de classificação dos clímaces brasileiros. *An. Bras. Econ. Flor.* 17:123-134.

Contaminação ambiental de *Hoplias malabaricus* - Traíra - (PISCES, ERYTHRINIDAE) por mercúrio no norte do Estado do Rio de Janeiro: caracterização histológica e ultraestrutural de hepatócitos

Rafaela Sampaio Gomes[1], Alexandre Gomes Ferreira[1], Elaine Minguta Siqueira [1] Edésio J. T. Melo [2], André L. S. Machado [1], Carlos E. V. Carvalho [1]
UENF - Universidade Estadual do Norte Fluminense
[1] Laboratório de Ciências Ambientais (rafaela_uenf@pop.com.br)
[2] Laboratório de Biologia Celular e Tecidual

Introdução

O norte do Estado do Rio de Janeiro apresenta duas fontes pretéritas de contaminação por mercúrio: o uso de fungicidas organomercuriais em plantações de cana-de-açúcar e atividades de mineração de ouro nos rios da região.

Gernhöfer *et al*, (2001) relatam que peixes são comumente escolhidos para avaliação dos efeitos de poluentes em ecossistemas aquáticos por situarem-se no topo da cadeia alimentar e, conseqüentemente, serem capazes de acumular tais poluentes em concentrações maiores que o meio em que vivem. De acordo com Schramm *et al*, (1999), em sistemas biológicos, reações de biomarcadores ocorrem em ordem seqüencial de resposta ao poluente estressante. Efeitos a níveis hierárquicos altos (celular, tecido e organismo) são sempre precedidos por mudanças em processos biológicos anteriores (molecular e subcelular).

O fígado é descrito por Schramm *et al*, (1998) como o principal órgão responsável pela acumulação, biotransformação e excreção de xenobióticos, incluindo o mercúrio. Mudanças funcionais refletem em mudanças estruturais de hepatócitos, que podem ser utilizados como biomarcadores de contaminação ambiental causada por compostos químicos. Além disso, o tecido hepático sofre uma combinação de mudanças degenerativas (lise da membrana plasmática e de outras membranas constituintes da célula, alterações no volume mitocondrial, redução do retículo endoplasmático rugoso) e adaptativas (aumento no número de mitocôndrias, aumento do núcleo e do nucléolo) quando exposto a metais pesados, confirmando sua sensibilidade para ser utilizado como biomarcador (Paris-Palacios *et al.*,2000).

O presente estudo visa verificar possíveis alterações ultraestruturais e histológicas nos hepatócitos de *H. malabaricus* coletados nas lagoas de Cima (área controle) e Campelo (área contaminada), situadas na região norte fluminense do Estado do Rio de Janeiro.

Método

Foram retiradas amostras de tecidos muscular e hepático de espécimes de *H. malabaricus*, na qual foram submetidas à extração ácida para determinação de mercúrio total por ICP-AES. Nos exemplares em que foram determinadas as maiores concentrações do metal, outra amostra do tecido hepático foi retirada e sofreu tratamento de rotina para microscopia ótica (ZEISS - Axioplan) e microscopia eletrônica de transmissão (ZEISS – TEM 900), para análise das alterações ultraestruturais e histológicas que podem ocorrer nestas células hepáticas.

Resultados e Discussão

As concentrações médias de mercúrio em tecido hepático foram de 526 $\mu g.Kg^{-1}$ na lagoa do Campelo e de 139 $\mu g.Kg^{-1}$ na lagoa de Cima.

Amostras de tecido hepático da área contaminada, quando comparadas com a área controle, apresentaram redução no número de grânulos de glicogênio, possivelmente relacionado ao aumento do consumo de energia pelas mitocôndrias (Schramm *et al*, 1998); nucléolo mais condensado e aumento na quantidade das gotículas lipídicas, devido à redução da atividade secretória.

A análise ultraestrutural, nos exemplares contaminados, revelou um aumento no número e volume das mitocôndrias com ampliação de sua distribuição ao redor do núcleo. As cristas mitocondriais tornaram-se mais evidentes. Tal fato possivelmente está relacionado ao aumento do consumo de energia pela intensificação do processo de biotransformação (Schramm *et al*, 1998).

Foram observadas dilatações das cisternas do complexo de Golgi e do retículo endoplasmático (RE) que devem estar relacionadas a adaptações metabólicas a condições ambientais poluídas. Gernhöfer *et al*, 2001, correlacionam, ainda, as alterações do RE a uma maior capacidade de biotransformação dos hepatócitos e interpreta a dilatação das cisternas do RE como o resultado de um aumento da estocagem de proteínas devido à redução da atividade secretora.

Conclusão

Estes resultados preliminares apontam a ocorrência de alterações que a contaminação *in vivo* de *H. malabaricus*, da Lagoa do Campelo, por mercúrio, vêm provocando em seus hepatócitos. Estas alterações evidenciam a sensibilidade desta espécie como biomonitor para contaminação de mercúrio no ambiente.

Bibliografia

Gernhöfer M.; Pawert, M.; Schramm, M.; Müller, E.; Triebskorn, R. (2001). Ultrastructural biomarkers as tools to characterize the health status of fish in contaminated streams. Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery. 8: 241-260p.

Paris-Palacios,S.; Biagianti-Risbourg,S.; Vernet,G. (2000). Biochemical nad (ultra)structural hepatic pertubations of *Brachydanio rerio* (teleostei, Cyprinidae) exposed to two sublethal concentrations of cooper sulfate. *Aquat. Toxicol.* Vol.50. 109 – 124pp.

Schramm, M.; Müller, E.; Triebskorn, R. (1998). Brown trout (*Salmo trutta f.* Fario) liver ultrastructure as a biomarker for assessment of small stream pollution. Biomarker. Vol.3 (2) pp.91-108.

Schramm, M.; Behrens, A.; Braunbeck, T.; Eckwert, H.; Köler, H.-R.; Konradt, J.; Müller, E.; Pawert, M.; Schwaiger, J.; Segner, H.; Triebskorn, R. (1999). Cellular, Histological and Biochemical Biomarkers. Environmental Science Forum. Vol6 (1999) pp. 33-64.

Ictiofauna da Ilha dos Caranguejos, Maranhão

Raimunda N. Fortes C. Neta[a]; Antônio Carlos Leal de Castro[b]
([a]Bolsista CAPES do Mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas - UFMA, raimundafortes@yahoo.com.br; [b] Prof. Dr. do Depto. de Oceanografia e Limnologia/UFMA)

1 Introdução

Estudos sobre as comunidades ictiofaunísticas são importantes para o entendimento das relações ecológicas nos ecossistemas costeiros, e para a avaliação do potencial pesqueiro de determinada região.

As circunstâncias atuais de utilização dos recursos marinhos sem interesse pela interação entre os diferentes componentes do ambiente, ameaça a integridade funcional dos ecossistemas costeiros naturais e atua contra o longo período de sustentabilidade dos recursos pesqueiros, e da sobrevivência das populações dependentes dessa atividade (Martens, 1995).

A região da Baixada Maranhense é parte integrante da Amazônia Legal Brasileira e, desde 1991, constitui-se em uma unidade de conservação denominada *Área de Proteção Ambiental* (APA). Apesar de ser uma área de proteção, essa região – que engloba cerca de 1.775.035,6 hectares e abrange dezesseis municípios – vem enfrentando uma série de problemas de "insustentabilidade", uma vez que o desmatamento, a erosão do solo, a caça e a pesca predatórias, aliadas à criação extensiva de búfalos nos campos da região, vem destruindo ou afetando gravemente os ambientes aquáticos.

O conhecimento sobre os peixes da APA da Baixada Maranhense é quase inexistente, existindo áreas que não possuem nenhum dado científico sobre sua ictiofauna, a exemplo da Ilha dos Caranguejos que fica localizada na Baía de São Marcos, recebendo águas do Rio Mearim.

Visando melhor conhecer e auxiliar na promoção da sustentabilidade e consolidação da APA da Baixada Maranhense, o presente trabalho apresenta resultados iniciais sobre a ictiofauna da Ilha dos Caranguejos, enfatizando-se aspectos da composição das espécies de peixes até agora identificados.

2. Métodos

Os dados obtidos foram provenientes de capturas realizadas mensalmente no período de novembro de 2002 a maio de 2003, em três estações de coleta na Ilha dos Caranguejos.

Foram utilizadas redes de emalhar na coleta dos exemplares amostrados. Após as capturas, as espécies foram acondicionadas frescas em caixas de isopor contendo gelo e, em seguida, transportados para o Laboratório de Hidrobiologia da Universidade Federal do Maranhão. A identificação das espécies foi realizada com auxílio de literatura especializada, principalmente Cervigon (1966), Figueiredo (1977), Figueiredo & Menezes (1978, 1980) e Fischer (1978). Foram obtidos, então, os dados morfométricos e biológicos, tais como comprimento total (mm), peso total (g), sexo, hábito alimentar e estádio de maturidade gonadal.

3. Resultados e discussão

Foram capturados um total de 1.922 indivíduos, sendo registradas 27 espécies, distribuídas em 5 ordens e 18 famílias, listadas a seguir.

Classe Osteichthyes
Ordem Clupeiformes
Família Clupeidae
Pellona flavipinnis (Valenciennes, 1847)
Família Engraulidae
Anchoa spinifer (Valenciennes, 1848)
Cetengrualis edentulus (Cuvier, 1829)
Ordem Siluriformes
Família Ariidae
Arius herzbergii (Bloch, 1794)
Bagre bagre (Linnaeus, 1766)
Cathrorops sp
Família Aspredinidae
Pseudauchenipterus nodosus (Bloch, 1794)
Família Aspredinidae
Aspredinichtys tibicen (Temminck, 1840)
Família Loricariidae
Hypostomus aff verres (Valenciennes, 1840)
Família Batrachoididae
Batrachoides surinamensis (Bloch & Schneider, 1801)
Família Belonidae
Strongylura marina (Walbaum, 1792)
Ordem Cyprinodontiformes
Família Anablepidae
Anableps anableps Linnaeus, 1758
Ordem Perciformes
Família Centropomidae
Centropumus parallelus Poey, 1860
Família Carangidae
Oliglopites saurus (Bloch & Schneider, 1801)
Família Pomadasydae
Genyatremus luteus (Bloch, 1795)
Família Sciaenidae
Cynoscion acoupa (Lacépede, 1802)
Cynoscion leiarchus (Cuvier, 1830)
Cynoscion steindachneri (Jordan, 1889)
Macrodon ancylodon (Bloch & Schneider, 1801)
Stellifer naso (Jordan, 1889)
Stellifer rastrifer (Jordan, 1889)
Família Ephippidae
Chaetodipterus faber (Broussonet, 1782)
Família Mugilidae
Mugil curema Valenciennes, 1830
Mugil incilis Valenciennes, 1830
Ordem Pleuronectiformes
Família Bothidae
Paralichthys sp
Família Soleidae
Achirus achirus (Linnaeus, 1758)
Família Tetraodontidae
Colomesus psittacus (Bloch & Schneider, 1801)

A composição percentual das espécies mostrou que 44% pertencem a ordem Perciformes e 30% à ordem Siluriformes. Dados semelhantes foram obtidos por Castro (1997) para a ilha de São Luís, Maranhão, onde 65% das espécies de peixes identificadas pertenciam a essas duas ordens.

As demais espécies encontradas na Ilha dos Caranguejos estão agrupadas nas ordens Pleuronectiformes (11%), Clupeiformes (11%) e Cyprinodontiformes (4%).

As espécies mais abundantes em número total de indivíduos foram: 1. *Anableps anableps* (tralhoto) - 763 indivíduos; 2. *Arius herzbergii* (bagre guribu) - 393 indivíduos; 3. *Cathrorops sp* (uriacica) - 103 indivíduos; 4. *Bagre bagre* (bandeirado) - 97 indivíduos; 5. *Genyatremus luteus* (peixe pedra) - 94 indivíduos.

4. Conclusão

A comunidade ictiofaunística da Ilha dos Caranguejos, no período estudado, está representada por 27 espécies, pertencentes a 5 ordens e 18 famílias, sendo que 74% estão distribuídas entre as ordens Perciformes e Siluriformes.

As famílias Anablepidae (*Anableps anableps)*, Ariidae (*Arius herzbergii*, *Catrorops sp*, *Bagre bagre*) e Pomasydae (*Genyatremus luteus)* foram as mais expressivas em número de indivíduos capturados.

A continuação desse trabalho deverá realizar uma classificação dos peixes da Ilha dos Caranguejos, considerando o padrão de distribuição espacial, ciclo reprodutivo e migração, estabelecendo-se as devidas categorias bioecológicas (migrantes-marinhas, estuarino-oportunistas, estuarino-residentes, espécies de água doce) da comunidade ictiofaunística.

5. Referências bibliográficas

Castro, A. C. L. (1997). Características ecológicas da ictiofauna da Ilha de São Luís-MA. *Bol. Lab. Hidrobiol.*, 1-18.

Cervigon, F. (1966). *Los peces marinos de Venezuela*. Caracas, Estación de Investigaciones Marinas de Margarida, Mnogr. 11 e 12: 951 p.

Figueiredo, J. L. (1977) *Manual de peixes do sudeste do Brasil*. I. Introdução: cações, raias e quimeras. SãoPaulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 104 p.

Figueiredo, J. L.; Menezes, N. A. (1978). *Manual de peixes marinhos do sudoeste do Brasil*. II. Teleostei (1). São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 110 p.

Figueiredo, J. L.; Menezes, N. A. (1980). *Manual de peixes marinhos do sudoeste do Brasil*. III. Teleostei (2). São Paulo, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo. 90 p.

Fischer, W. (1978). *FAO species identification sheets for fishery purposes*. Western central Atlantic. Rome, FAO, v. 1-7.

Martens, E. E. (!995). Human impacts on biodiversity in African Coastal ecosystems: An Overview. In: *Proc. of a UNESCO Regional Seminar on Human Impact on Coastal Ecosystems, their Response and Management Problems*, ROSTA, Nairobi, 5-9 April 1993. UNESCO Reports in Marine Science, France. 13-24.

Caracterização da Comunidade de Riodininae (Lepidoptera: Lycaenidae) em Região de Cerrado no Estado de São Paulo

Regina de Azevedo Soares Alonso e Keith S. Brown Jr.
Museu de História Natural, UNICAMP, C.P. 6109, Campinas, SP 13.083-970 (regina_alonso@ig.com.br)

1. Introdução

Grande parte do território brasileira é coberta por cerrado, a segunda maior formação vegetal do país. As fisionomias deste domínio distribuem-se em um gradiente que inclui desde formas campestres bem abertas até formas florestais relativamente densas, além de uma infinidade de formas intermediárias, formando um mosaico de composição e florística variáveis (Ribeiro & Walter, 1998; Coutinho, 1990; Ab'Saber, 1971). Esta heterogeneidade de habitats e paisagens proporciona o estabelecimento de uma fauna rica e diversa, ainda pouco conhecida (Coutinho, 1990; Alho, 1981).

No entanto, a crescente conversão para agricultura e pastagens, inclusive no Estado de São Paulo, reduziu em muito a área natural do cerrado, causando perda da diversidade de espécies e erosão gênica (Brown & Brown, 1992; Brown, 1991). Neste cenário de crescente influência antrópica, atividades de inventário e monitoramento são essenciais para a compreensão das relações de interdependência entre os seres vivos, bem como suas relações com o meio físico, para que seja possível a conservação da biodiversidade (Machado, 1997). O inventário constitui a primeira etapa de um programa de conservação para a posterior escolha de grupos de indicadores adequados para o monitoramento. (Kremen *et al.*, 1993).

Borboletas apresentam diversas características que favorecem sua utilização como grupo indicador em monitoramentos ambientais: ciclo curto, diversidade, fácil e rápida amostragem e observação no campo, grande apelo popular, sistemática e ecologia conhecidas e baixa resiliência a perturbações no sistema, o que possibilita a aplicação imediata de medidas mitigadoras. (Brown & Freitas, 2000; Kremen *at al.*, 1993; Brown, 1991).

Este trabalho tem por objetivo a caracterização da comunidade de borboletas da subfamília Riodininae (Lepidoptera:Lycaenidae) presente em uma reserva de cerrado do Estado de São Paulo. Estas borboletas são muito diversas em áreas do cerrado e geralmente restritas a microambientes próprios a cada espécie. Muitas vezes são encontradas em manchas de sol, em clareiras, onde ocorra uma razoável estratificação vertical. Algumas espécies são freqüentes em flores de Verbenaceae e Compositae. Esta subfamília ainda é pouco representada em estudos ecológicos, não havendo ainda descrições da comunidade de Riodininae no Brasil.

2. Materiais e Métodos

Áreas de estudo:

Parque Estadual de Vassununga - Gleba Pé de Gigante

A gleba Pé de Gigante localiza-se no município de Santa Rita do Passa Quatro, Estado de São Paulo (21°36'S - 21°44'S e 47°34'W - 47°41'W), às margens da rodovia Anhangüera (SP-330), entre os quilômetros 255 e 258. Possui uma área de 1225 ha, com altitudes variando de 590 a 740 metros (Mesquita Jr., 1988). O clima regional corresponde, na classificação de Walter (1986), ao subtropical savânico, úmido com uma estação seca bem marcada (maio a setembro) e temperaturas médias anuais entre 15 e 24° C. Predomina na região o latossolo vermelho escuro em associação ao latossolo vermelho-amarelo (Oliveira *et al*, 1982). A vegetação local apresenta-se em complexo mosaico de fisionomias de cerrado *sensu lato*, incluindo campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto*, cerradão e campo úmido (Batalha, 1997). No entorno do fragmento são encontradas monoculturas de eucalipto, cana-de-açúcar e cítricos.

Estação Ecológica de Itirapina

A reserva de Itirapina, pertencente ao Instituto Florestal do Estado São Paulo, localiza-se a 762 metros de altitude, entre os municípios de Itirapina e Brotas (22°15' S; 47°49' W). O clima da região é mesotérmico de inverno seco, com temperaturas médias anuais oscilando entre 16,4 e 24,8° C. Apresenta uma área de cerca de 2.300 ha, incluindo formações vegetais como campo limpo, campo sujo, campos cerrados, áreas brejosas e matas de galeria.

Campo Alegre

A região de Campo Alegre localiza-se a oeste da cidade de Itirapina, a cerca de 10 Km, no município de Brotas. Apresentava no passado uma paisagem complexa, semelhante à encontrada na Estação Ecológica de Itirapina (Brown & Freitas, em prep.), hoje se encontra quase totalmente dedicada à agricultura.

Amostragem no Pé de Gigante

Foram amostradas borboletas da subfamília Riodininae (Lepidoptera:Lycaenidae) através de censos visuais ao longo de 3 transecções de 1800 m, montadas de forma a incluir as diversas fisionomias vegetais de cerrado presentes na área. Foram efetuados 60 dias de amostragem, divididos em inventários de três dias, um para cada transecção. Cada transecção foi percorrida a pé, quatro vezes por dia, possibilitando a observação de um mesmo trecho em horários distintos. A duração de um dia de amostragem variou de seis a oito horas de observação. Os inventários foram realizados em intervalos de 15 dias, durante 10 meses, entre setembro de 2002 e junho de 2003.

Foram registradas observações referentes às espécies e ao número de indivíduos observados. Espécies não identificadas no campo foram capturadas com rede entomológica para posterior análise e classificação em laboratório.

Análise de dados

Foi analisada a variação temporal da riqueza e diversidade através dos índices de Shannon e Simpson, bem como as similaridades entre os meses observados, através do índice de Sorensen.

Foi realizada uma comparação da fauna de Riodininae encontrada em Itirapina, nas áreas de Campo Alegre e da Estação Ecológica de Itirapina com a fauna encontrada no Pé de Gigante através do índice de Sorensen.

3. Resultados

Foram registrados 1054 indivíduos, representantes de 40 espécies. Foi observada uma maior ocorrência do grupo durante os meses de março a maio, representando 65% dos indivíduos amostrados. As cinco espécies mais abundantes contribuíram com 68% das ocorrências registradas, enquanto em 14 espécies foi registrado um único individuo. Entre as espécies mais abundantes, *Phaenochitonia fuliginea*, *Calephelis brasiliensis* e *Pterographium sagaris* apresentaram uma distribuição equilibrada ao longo do ano, com indivíduos encontrados na maioria das amostragens, representando 41% dos indivíduos observados. Por outro lado, as espécies *Theope nycteis* e *Ematurgina axena* parecem apresentar uma distribuição mais sazonal; *T. nycteis* contribuiu com 20% dos indivíduos amostrados, concentrados nos meses de março e abril, enquanto *E. axena* contribuiu com 8% dos indivíduos amostrados, distribuídos em dois picos de ocorrência; um durante os meses de novembro e dezembro, e outro durante abril e maio.

O mês de maio foi o mais representativo em número de espécies (25), enquanto outubro e janeiro apresentaram as menores contribuições (8). Também no mês de maio foram encontrados os maiores valores para os índices de Shannon (2,54) e Simpson (9,22), bastante próximos aos encontrados para o total das amostragens (2,58 e 9,05 respectivamente). Este mês contou com uma grande abundância de indivíduos das espécies comuns, bem como um maior número de ocorrências de espécies novas para a área. Por

outro lado, o mês de março, apesar do alto número de espécies encontradas (17), apresentou os menores valores registrados para os índices de Shannon (1,38) e Simpson (2,21). Neste mês, apesar da ocorrência de um elevado número de espécies, uma única espécie *Theope nycteis*, contribuiu com 66% dos indivíduos amostrados, enviesando o valor de contribuição das demais espécies presentes na amostra.

Conforme o esperado, a composição de espécies parece apresentar maiores semelhanças em meses mais próximos. Os meses mais semelhantes conforme a análise do índice de Sorensen foram dezembro e janeiro (0,45) e março e abril (0,45), contrastando com a grande dessemelhança encontrada, para meses mais distantes como setembro e dezembro (0,23).

A comparação com a comunidade encontrada em Itirapina, através do índice de Sorensen, mostrou baixa semelhança entre as áreas (0,29). Esta diferença pode ser explicada por diferenças nos solos, refletidas nas fisionomias e nas estruturas da vegetação encontradas nas áreas de Pé de Gigante e Itirapina, bem como pela provável diferença na composição da comunidade de formigas das áreas, que apresenta estreitas relações com a subfamília objeto deste estudo.

4. Conclusão e Considerações Finais

Parece haver um padrão de distribuição temporal na comunidade de Riodininae encontrada na região do Pé de Gigante. No entanto, para uma detecção mais acurada deste padrão as amostragens prosseguirão até completar o período de um ano, possibilitando uma análise temporal mais completa, fechando o ciclo de um ano.

Além disso, outros fatores como vegetação e clima influenciam fortemente na distribuição das espécies. Algumas espécies parecem estar restritas a determinadas fisionomias vegetais. Este é o caso de *Calephelis brasiliensis*, que ocorre principalmente em áreas mais abertas de cerrado sensu stricto, e *Mesosemia Levis*, encontrada sobretudo em áreas de cerradão. Outras espécies parecem não apresentar preferência por habitat, ocorrendo nos diferentes tipos de vegetação de cerrado presentes na área.

Para melhor compreensão das comunidades e sua conservação são necessários estudos que avaliem os padrões temporais e espaciais de diversidade de espécies (DeVries e Walla, 2001). Desta forma, em prosseguimento a este trabalho, será considerado o padrão de distribuição espacial relacionado a fatores de vegetação e topoclima.

(Agradecemos o Programa BIOTA/FAPESP, processo 98/051018–auxílio, e a CAPES pela bolsa de Mestrado).

Referências Bibliográficas

Ab'Saber, A. 1971. Contribuição à geomorfologia da área dos cerrados. pp. 94-104. In M.G. Ferri (Ed.), *Simpósio sobre o Cerrado* EDUSP, São Paulo.

Alho, C.J.R. 1981. Small mammals populations of Brazilian Cerrado: the dependence of abundance and diversity in habitat complexity. *Revista Brasileira de Biologia* 41:223-230.

Batalha, M.A. 1997. *Análise da vegetação da A.R.I.E. Pé-de-Gigante (Santa Rita do Passa Quatro)* 185pp. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia Geral, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

Brown Jr., K.S. 1991. Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. pp. 349-404. In N.M. Collins & J.A. Thomas (eds.). *The conservation of insects and their habitats*. Royal Entomological Society Symposium XV London, Academic Press.

Brown Jr., K.S. & G.G. Brown. 1992. Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. pp. 119-142. In T.C. Whitmore & J.A. Sayer (Eds.), *Tropical Deflorestation and Species Extintion*. London, Chapman & Hall.

Brown Jr., K.S. & A.V.L. Freitas. 2000. Atlantic Forest butterflies: indicators for landscape conservation. *Biotropica* 32: 934-956.

Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. pp. 273-291. In J. Goldammer (ed.) *Fire in the Tropical Biota*. Berlim, Springer-Verlag.

DeVries, P.J. & T.R. Walla. 2001. Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. *Biological Journal of the Linnean Society* 74:1-15.

Kremen, C., R.K. Colwell, T.L. Erwin, D.D. Murphy, R.F. Noss & M.A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7: 796-808.

Machado, L.M.C.P. 1997. Qualidade ambiental: indicadores quantitativos e perceptivos. pp. 15-21. In H. L. Martos & N. B. Maia (Eds.). *Indicadores Ambientais*. Sorocaba: PUC/Shell Brasil.

Mesquita Jr., H.N. 1998. *Análise temporal com sensor orbital de unidades fisionômicas de cerrado na Gleba Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga-SP)*. 118pp. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ecologia Geral, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

Oliveira, J.B., H. Prado & C. L. F. Almeida. 1982. *Levantamento pedológico semidetalhado do Estado de São Paulo*. EMBRAPA/SAA/CPA/IAC. Rio de Janeiro.

Ribeiro, J. F. & B.M.T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma cerrado. pp. 89-166 In S.M. Sano & S.P. Almeida (Eds.) *Cerrado: Ambiente e Flora*. Planaltina, DF, EMBRAPA.

Walter, H. 1986. *Vegetação e zonas climáticas*. 325pp. São Paulo, EPU.

Comportamento de espécies da família *Felidae* em cativeiro. Parque do Ingá, Maringá –PR

Renata Aquinoga Teures[1] & Luzia Marta Bellini[2]
[1] graduação em Ecologia, Unesp – Rio Claro (renataat@rc.unesp.br)
[2] Universidade Estadual de Maringá

1. Introdução

Uma das mais importantes propriedades da vida animal é o comportamento. O estudo do comportamento interliga aspectos moleculares e fisiológicos da biologia e ecologia, traz benefícios a disciplinas aplicadas, como o estudo do comportamento humano e o manejo do ambiente. Através do comportamento animal podemos perceber os primeiros indícios de degradação ambiental, por exemplo: mudanças no comportamento sexual ocorrem antes da alteração no padrão reprodutivo e tamanho da população, portanto, pesquisas nesta área podem embasar monitoramentos ambientais.

Na natureza, os organismos interagem com o ambiente físico, biológico e social. As relações com o ambiente não são aleatórias e, cada espécie ou grupo social determina seu espaço, defende seu território e estabelece interações com outras espécies através de vários mecanismos, como a vocalização, marcação por odores, comportamento social.

A vida em cativeiro pode limitar muitos aspectos da vida animal, pois, evidentemente, existem diferenças entre o ambiente natural e o recinto de um zoológico. A preocupação com o bem-estar de animais que vivem em cativeiro vem aumentando nas últimas décadas com o avanço do pensamento ecológico, assim, os zoológicos devem assumir o papel de manutenção genética, reabilitação e reintrodução de animais e a conscientização ambiental além do entretenimento.

Os comportamentos naturais podem ser inibidos em indivíduos cativos devido a fatores diversos, como: a inadequação ao espaço físico, ausência de estímulos e previsibilidade do recinto que podem gerar comportamentos anormais (automutilação, distúrbios sexuais, vômitos, hiperatividade, letargia, comportamentos estereotipados, etc.).

O objetivo deste trabalho é a melhora do bem-estar de felinos

de cativeiro através do estudo do comportamento destes animais.

2. Métodos

Foram escolhidos indivíduos pertencentes a três espécies diferentes da família *Felidae* (*Panthera leo* - um macho e uma fêmea, *Puma concolor* - um macho, *Leopardus pardalis* - um macho) encontrados em cativeiro no zoológico do Parque do Ingá, localizado na região central da cidade de Maringá – PR.

Para cada indivíduo foram realizadas no mínimo vinte horas de observação direta (divididas em períodos de uma a quatro horas consecutivas) durante o mês de janeiro de 2003, de segunda a sexta, sempre no horário de funcionamento do parque (08:00 às 18:00). O método de amostragem utilizado foi o "animal focal" com uma anotação instantânea a cada 30 segundos.

As observações foram realizadas em três etapas: na primeira foram observados os indivíduos da espécie *Panthera leo*, na segunda o indivíduo da espécie *Puma concolor*, na terceira o indivíduo *Leopardus pardalis*.

Uma breve revisão bibliográfica foi feita para a família *Felidae* e para cada espécie estudada. Outras informações de muita importância para interpretar os resultados também foram consideradas, como a procedência e os aspectos da criação ("histórico") particulares para cada indivíduo.

3. Resultados e Discussão

Um etograma, lista contendo todos os comportamentos e suas respectivas descrições, foi elaborado para cada espécie depois de encerradas as observações. Os comportamentos foram quantificados e comparados através de freqüências, além disso, foram confrontados entre manhã e tarde.

Os comportamentos de maior relevância para este estudo foram: "deitado" (o animal permanecia deitado dormindo, descansando ou olhando atentamente), "bocejo" (animal bocejando), "ofegando" (boca aberta, língua aparente e respiração rápida), "vocalização" (animal vocalizando) e "*pacing*" (caracterizado por, no mínimo, uma ida e uma volta andando ou correndo pela mesma trilha). A alta freqüência destes comportamentos foi usada como indicativo de estresse para animais em cativeiro.

O "*pacing*" é um comportamento que deve ser analisado com atenção em felinos de cativeiro, existem várias teorias para explicá-lo, mas é difícil determinar sua causa exata, pois uma teoria não exclui a outra. Uma das teorias diz que a motivação do *pacing* é o apetite. Os felinos gastam boa parte de sua energia forrageando e, em cativeiro, não gastam mais que alguns minutos se alimentando. O *pacing* estaria relacionado ao forrageamento frustrado (Shepherdson et. al., 1993). Outra teoria diz que o *pacing* seria motivado pela procura de um local para se esconder, portanto estaria relacionado à densidade da vegetação e complexidade do recinto. Pesquisas mostram que felinos que se escondem mais apresentam menos cortisol na urina, relacionado diretamente ao bem-estar.

A freqüência do comportamento *pacing* não se apresentou alta nos leões (*Panthera leo*). Esperava-se que em leões a taxa deste comportamento fosse baixa já que caçam animais grandes poucas ou apenas uma vez ao dia. Se interpretarmos esta amostra através das teorias citadas, percebemos que as duas podem ser aplicadas, e por isso não se pode dizer exatamente qual seria a motivação para o *pacing*. Sua freqüência para o macho e para a fêmea aumentou à tarde, e este é o período em que são alimentados e a fêmea apresentou uma taxa maior nos dois períodos, pois é ela que deveria realizar a procura de alimento. Além disso, não existem pontos de "fuga" (esconderijos fora da visão do público) no recinto. A alimentação fornecida é de ótima qualidade, boa variedade, quantidade adequada e oferecida diariamente, este fato pode ter contribuído para que a freqüência deste comportamento não fosse tão alta.

O casal de leões apresentou-se "deitado" a maior parte das observações, em torno de 75% do total observado, sendo que o macho apresentou mais vezes este comportamento, pode-se inferir que devido ao próprio instinto, a fêmea seria mais ativa que o macho e neste caso, o macho apresenta um maior grau de domesticação e a presença dos visitantes não o incomoda tanto quanto a fêmea, que é muito mais atenta à visitação e demonstra maior agressividade.

O comportamento de "bocejo" e "ofegando" nos leões sofreu acréscimo no período da tarde, quando a temperatura estava mais alta e o microclima do recinto extremamente quente. A vocalização foi realizada com maior freqüência no período da manhã, como uma maneira de interação do casal. Uma consideração importante é que, ao entrar no cambiamento, macho e fêmea vocalizavam muito.

O puma (*Puma concolor*) apresentou-se 85% do tempo de observação "deitado", sem variação significativa entre os períodos da manhã e tarde, por isso, muitas vezes os visitantes não percebem a presença do animal no recinto. É possível que este indivíduo fique mais ativo à noite porque, diferente dos leões que são recolhidos para o cambiamento, ele permanece no recinto durante a noite.

"*Pacing*" foi o segundo comportamento mais executado pelo puma, o que permite afirmar que se o animal não está deitado, está realizando *pacing*. Neste caso pode-se afirmar que este comportamento estaria relacionado com a ausência de pontos de fuga no recinto, pois muitas vezes ocorreu a recusa do alimento oferecido e este animal é completamente apático em relação ao público, não mostrando interesse pelos visitantes.

O comportamento "ofegando" no puma acompanhou a freqüência de "*pacing*", ocorrendo mais vezes no período da manhã.

Para a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) o etograma foi elaborado e as freqüências calculadas, entre os felinos observados foi o que teve menor freqüência do comportamento "deitado" e maior freqüência de "*pacing*". Felinos pequenos podem apresentar uma freqüência maior deste comportamento já que caçam várias vezes ao dia e diferente dos outros recintos, a jaguatirica tem dois pontos de fuga.

Durante o período de observações verificou-se que a jaguatirica não se apresentava em boas condições de saúde e por isso estava sendo tratado, sob efeito de antiinflamatórios e antibióticos é possível que os comportamentos apresentados fossem atípicos e por isso não foram feitas maiores interpretações.

4. Conclusões

Através das observações foi possível perceber que os principais causadores de estresse nestes animais do parque são a falta de espaço físico e entretenimento e a má conduta dos visitantes. Um dos principais argumentos para defender a existência de um zoológico é a melhoria das condições de vida e bem estar dos animais em seus recintos.

Aumentar os recintos é imprescindível ao bem-estar destes animais e é extremamente necessário pôr em prática um programa de educação ambiental para os visitantes do Parque do Ingá. Deve-se evitar, também, o trânsito de veículos motorizados próximo aos recintos, já que o barulho do motor deixa os animais agitados.

São conhecidas as dificuldades de se manter um zoológico, em especial dentro de uma unidade de conservação, os recursos e o tempo são escassos. Torna-se necessário um maior apoio de recursos humanos. O Parque do Ingá tem recebido estagiários, incentivando o trabalho científico em suas dependências. Os benefícios trazidos ao parque podem ajudar a mantê-lo em longo prazo.

5. Bibliografia

ADES, C. "O Morcego, Outros Bichos e a Questão da Consciência Animal". *Psicologia USP*. 1997, vol.8, no.2, p.129-158. Disponível no site: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-65641997000200007&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 23 de Janeiro de 2003.

ALHO, C.J.R. *A importância dos estudos de comportamento na preservação de espécies ameaçadas*. In: ENCONTRO ANUAL DE ETOLOGIA, 10, 1992. Jaboticabal-SP. [trabalhos apresentados]. Jaboticabal: FUNDEP, [1992?]. p.155-157

ALMEIDA, R. T. *Estresse em Animais de Zoológico-Condição Inevitável?* . In: ENCONTRO ANUAL DE ETOLOGIA, 8, 1990.

Natal-RN.[trabalhos apresentados]. Natal: Universidade Federal do Rio Grande do Norte, [1990?]. p. 3

BERNARD,J. *Enriching Animals' Lives* In: BISON Brookfield Zoo, vol. 7, nº2, pp. 18-25, Chicago Zoological Society, Brookfield:Illinois, 1993

BROOM, D. M. *Stress and animal welfare*. [Londres?]: ed. Chapman&hall, 1ª ed., 1993.

BUENO, J. L. O. *O Imaginário Animal*. *Psicol. USP*. [online]. 1997, vol.8, no.2, p.165-180. Disponível no site:<http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-65641997000200009&lng=en&nrm=

iso>. Acesso em 23 de janeiro de 2003.

DUBOIS, M. J., LE PENDU, Y. GERARD, J.*et al*. *Adaptação do Comportamento Animal e Mundos Emergentes*, Psicologia, Reflexão e Crítica, 14(3), pp.581-587, 2001

JORGESON, J.P. & REDFORD, K. *Humans and big cats as predators in the Neotropics*. In: MAMMALS AS PREDATORS: THE PROCEEDINGS OF A SYMPOSIUM HELD BY THE ZOOLOGICAL SOCIETY OF LONDON AND THE MAMMAL SOCIETY, 1991. London: Oxford Ed., [1991?], p.367-390

MELITO, I. *"Stress" e Comportamento*. In: ENCONTRO PAULISTA DE ETOLOGIA, 1983, Jaboticabal-SP. Anais 1. Jaboticabal: FUNDEP, [1983?]. p.135-138

PREFEITURA DO MUNICÍPIO DE MARINGÁ, Secretaria do Meio Ambiente, PLANO DE MANEJO do Parque do Ingá, 1994.

RIBEIRO, J.P.N. *Planejamento, implantação e acompanhamento de enriquecimento ambiental no recinto da jaguatirica (Leopardus pardalis), Parque Ecológico de São Carlos*. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos, 2002.(trabalho de formatura)

SHEPHERDSON, D. et. al. *Influence of Food Presentation on The Behavior of Small Cats in confined Envirorments*, Zoo Biology, 12 pp. 203-216, 1993

SNOWDON, C.T. *O significado da pesquisa em Comportamento Animal*. Estudos de Pscicologia, 4(2), pp. 365-373, 1999.

Registro da ocorrência de larvas de *Aedes (Stegomyia) aegypti* em entrenós de bambu instalados em mata primária no Norte do Paraná, Brasil.

Renato José Pires Machado[a] ; Fabricio Beggiato Baccaro[a]; & José Lopes[b].
[a] Graduação Licenciatura e Bacharelado Ciências Biológicas – UEL.
[b] Universidade Estadual de Londrina (UEL), Depto. de Biologia Animal e Vegetal; Campus Universitário; CEP. 86.051-990; Londrina – Paraná. (jea@uel.br)

1. Introdução

No início do século passado, Aedes (Stegomyia) aegypti (Linnaeus, 1762) causou severos danos aos brasileiros por transmitir o vírus da febre amarela urbana. Em 1942 a doença foi considerada erradicada e somente nos meados da década de 50, após intensa campanha, é que o mosquito foi considerado erradicado pela saúde pública. A crise econômica enfrentada pelos países Latino-Americanos, fez enfraquecer a vigilância e assim voltaram a ser infestados pelo inseto vetor do dengue e febre amarela urbana.

Aedes aegypti começou a reinfestar o território brasileiro na década de 70 e hoje está disseminado por quase todos os estados. Em Londrina, Estado do Paraná, este mosquito foi registrado pela primeira vez colonizando recipientes na área urbana, em 1985 (LOPES et al, 1993). Passados dezoito anos, a Fundação Nacional da Saúde (FNS) mantém registro de que este mosquito está disperso por toda área urbana da cidade. Lopes (2002), inclui a dispersão para a área periurbana e rural.

Por se tratar de um mosquito domiciliado, acompanha o homem através de dispersão passiva, sendo transportado no estágio adulto, de larva e principalmente através de ovos que apresentam forte resistência à dessecação. Utiliza de diversos tipos de criadouros artificiais para colocar seus ovos e as larvas completarem o desenvolvimento pós embrionário (STEIN, ORIA & ALMIRÓN, 2002), incluindo bromeliáceas cultivadas pelo homem (CUNHA et al., 2002)

Poucas pesquisas tem sido realizadas no interior de parques ou outro tipo de áreas de preservação, dentro do perímetro urbano, periurbano e rural, que contenham pequenas reservas de matas. A presente pesquisa teve como objetivo investigar as espécies de Culicidae que procriam-se em entrenós de bambu introduzido em mata primária.

2. Métodos

O trabalho foi desenvolvido em área preservada do Parque Estadual Mata dos Godoy em Londrina, Paraná (23° 27' S, 51° 15' W), com altitude em torno de 600 m e uma área de 680 ha, cuja vegetação é classificada fitogeograficamente como Floresta Estacional Semidecidual (BIANCHINI *et al.*, 2001).

O clima da região, conforme MAACK (1981) é, segundo a classificação de Köeppen, do tipo Cfa, ou seja, clima subtropical úmido, com verões quentes e invernos com geadas pouco freqüentes e sem estação seca definida. A média pluviométrica anual é de 1.714,7 mm e a temperatura média anual é de 21° C.

O Parque Estadual Mata dos Godoy apresenta uma fauna muito representativa para a nossa região, abrigando inclusive mamíferos de grande porte.Esta mata não é cortada por rios, apresentando o Ribeirão dos Apertados na margem sul e nascentes temporárias nas épocas de chuva.

Para montagem do experimento foram selecionadas duas árvores de grande porte localizadas na área de baixio, na margem esquerda do ribeirão. Como ovitrampas foram utilizados entrenós de bambu. Uma carretilha foi amarrada em um galho da copa de cada árvore e por ela passada uma corda de nylon. Dois entrenós, um aberto na parte superior, outro fechado, com apenas um furo para acesso dos mosquitos, foram amarrados na corda, distantes aproximadamente 3,5 metros uma dupla da dupla subseqüente, fazendo uma estratificação vertical até atingir a copa da árvore. Os entrenós ficaram dispostos à 0,0, 3,5, 7,0 e 10,5 m de altura.

As armadilhas foram abastecidas com água destilada. As coletas tiveram periodicidade quinzenal de 08 de novembro de 2002 a 18 de julho de 2003. Por ocasião das coletas o líquido era passado através de coador de óleo, cuja malha faz retenção de todos os estádios larval, inclusive os ovos, e devolvido para a ovitrampa.. Quando necessário, a água era complementada. No laboratório as larvas foram quantificadas e postas para criar. A identificação foi realizada através da exúvia de quarto instar e do adulto correspondente. Desta forma os resultados aqui apresentados correspondem a uma nota de ocorrência de Ae. aegypti em mata primária.

O material biológico coletado está depositado no Laboratório de Entomologia da Universidade Estadual de Londrina.

3. Resultados e Discussão

Foram coletadas 4 larvas de Ae. aegypti, de terceiro instar as quais foram criadas até o quarto instar e em seguida três foram sacrificadas e montadas em lâminas para identificação. Uma das larvas foi criada e obteve-se um macho. Estes exemplares foram provenientes de um entrenó instalado ao nível do solo, aberto em sua parte superior, da coleta realizada no dia 18 de fevereiro de 2003.

A reserva florestal Parque Estadual Mata dos Godoy, corresponde a uma área de floresta primária, preservada. A região de baixio, onde foram instalados os recipientes, está a aproximadamente 50 metros do Ribeirão dos apertados e este estabelece divisa do parque no lado Sul. Após o ribeirão, adentra-se à propriedade privada destinada a criação de gado. A sede da fazenda e o curral onde o gado é manipulado estão à aproximadamente 800 metros

de distância do experimento. Essa configuração geográfica não favorece a dispersão ativa do mosquito para o interior da mata, nem seus hábitos concordam com esta situação. Alguns recipientes de plástico são encontrados nas margens do ribeirão, provavelmente descartado por pescadores. Também enxurradas, após fortes chuvas, podem trazer objetos das sedes para as margens dos rios. Alguns destes eventos podem ter contribuído para a dispersão do mosquito para este local. De qualquer forma, a espécie está se mantendo no interior da mata e esta situação pode significar condições de refúgio para a espécie. Áreas urbanas onde as ações de controle foram bem sucedidas podem voltar rapidamente a serem colonizadas por Ae. aegypti oriundo de áreas de refúgio, como pequenas ou grandes reservas de matas.

4. Referências Bibliográficas

Bianchini E.; Pimenta, J.A. & Santos F.A.M. (2001) Spatial and temporal variation in the conopy cover in a tropical semi-deciduous forest. Brasil. Arch. Biol. Technol., Curitiba, 44(3):269-276.

Cunha, S. P.; Alves, J.R.C. & Lima, M.M. (2002). Presença de Aedes aegypti em Bromeliaceae e depositos com plantas no município do Rio de Janeiro, RJ. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 36(2):244-245.

Lopes, J. (2002). The occurrence of Aedes (Stegomyia) aegypti (Linnaeus) and Aedes (stegomyia) albopictus (Skuse) in a rural area in Northern Paraná, Brazil and the associated Culicidae fauna. Revta. Bras. Zool., Curitiba, 19(4):1075-1079.

Lopes, J.; Silva, M.A.N. da; Borsato, A.M. et al. (1993). *Aedes (Stegomyia) aegypti* L. e a culicideofauna associada em área urbana da região sul, Brasil. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 27(5):326-333.

Maack, R. (1981). Geografia física do Estado do Paraná. 2. ed. Rio de Janeiro, J. Olympio. 450p.

Stein, M.; Oria, G.I. & Almirón, W.R. (2002). Principales criaderos para Aedes aegypti y culicídos asociados, Argentina. Rev. Saúde Pública, São Paulo, 36(5):627:630.

Levantamento das Espécies de Protozoários Ciliados e Presentes no Lodo Ativado do Leito de Secagem e da Estação de Tratamento de Esgotos da Ilha do Governador , Estado do Rio de Janeiro, Brasil - Perspectivas como Bioindicadoes

Rezende, MS[1,2]; Silva-Neto, I. D da.[1]
1-Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia, Laboratório de Protistologia A-074
2-msrezende75@globo.com

1- Introdução

O processo biológico de Lodo Ativado (LA) é o mais utilizado em áreas urbanas e se vale das reações metabólicas dos microorganismos na produção de um efluente de qualidade, através da remoção da matéria orgânica e nutriente presentes nos esgotos.

Desde a primeira instalação, em larga escala, de plantas de lodo ativado em 1922, muitos autores têm notado que os protozoários são potenciais indicadores da eficiência do processo e desde esse tempo tem sido descritas associações entre performance da planta de lodo ativado e comunidades de protozoários (LACKEY, 1938; JENKINS, 1942; REID, 1969).

Os protozoários são abundantes em sistemas de lodo ativado e podem ser encontrados em concentrações superiores a 50.000 células por mililitro no líquido sob aeração, perfazendo 5% do peso seco dos sólidos em suspensão do Tanque de Aeração (CURDS, 1992). Os ciliados são os protozoários mais estudados e a presença de grande número destes organismos em plantas de tratamento de esgoto está relacionada com a produção de um efluente clarificado e de boa qualidade devido a sua habilidade em se alimentar de bactérias e sólidos em suspensão e induzir a floculação (CURDS & VANDYKE, 1966; CURDS, 1969; CURDS & COCKBURN, 1970b; MORISHITA, 1976; ESTEBAN et al, 1990; SALVADO et al, 1995).

A utilização dos protozoários ciliados em avaliações de ecossistemas é bem conhecida pela maioria dos protozoologistas e muitos ecologistas que lidam com poluição. No entanto sua utilização tem sido dificultada devido a taxonomia, informações ecológicas limitadas e pelo fato da literatura de identificação disponível ser direcionada apenas para especialistas (FOISSNER, 1996).

Este trabalho tem dois principais objetivos: um de cunho taxonômico, visando apresentar uma lista das espécies de protozoários ciliados encontradas no leito de secagem da Estação de Tratamento de Esgoto da Ilha do Governador da Companhia Estadual de Águas e Esgotos (CEDAE/RJ); e montar um guia ilustrado contendo fotomicrografias in vivo, impregnadas pela prata e micrografias eletrônicas de varredura, a fim de auxiliar e integrar a análise microscópica do lodo no padrão de análises desta e das demais ETEs do Rio possibilitando assim, posteriormente, relacionar as espécies presentes com a qualidade do efluente produzido atuando assim como bioindicadores do processo de clarificacao.

2- Material e Métodos

Na estação de tratamento, o esgoto é primeiramente filtrado e levado para o tanque de areia. Em seguida passa para o decantador primário e depois para o tanque de aeração, aonde começa o processo biológico de redução dos resíduos em suspensão, com a atuação das bactérias e ativação da predação e crescimento das mesmas pelos protozoários.

Do tanque de aeração o esgoto segue para o decantador secundário onde ocorre a floculação das partículas (resíduos), das bactérias (lodo ativado) e protistas sob a forma vegetativa ou encistada e desta forma a água é clarificada.

Uma parte do LA é recolocada no tanque de aeração e o excesso dele segue para o leito de secagem para ser descartado.

Através da hidratação do LA é possível promover o excistamento dos protozoários ciliados para identificação no laboratório e com isso obter uma lista de espécies de protozoários que atuam no tratamento de esgotos.

Para o presente estudo, foram realizadas coletas mensais no leito de secagem da ETE da Ilha do Governador e este material foi analisado no Laboratório de Protistologia do Instituto de Biologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, onde foram distribuídos e hidratados em placas de petri para cultivo.

A partir daí os ciliados foram triados das culturas e fixados em bouin alcóolico, champy ou formaldeído conforme a técnica empregada, Protargol de FOISSNER (1991a); DIECKMANN (1995); KLEIN, B. M. (1958) com as modificações feitas por Silva-Neto (2000).

Nestas técnicas utiliza-se o proteinato de prata ou o nitrato de prata como agente impregnante que permite a evidenciação das infraciliaturas somáticas e orais, aparato nuclear, organelas e citoesqueletos que são importantes para a taxonomia destes organismos.

Na preparação para a microscopia eletrônica de varredura os ciliados foram fixados em uma solução contendo 1 mL de glutaraldeído a 12,5%, 2 mL de tetróxido de ósmio a 2%, 1 mL de tampão cacodilato a 0,2 M e mais 0,07g de NaCl para obtenção de uma osmolaridade de 750 mOsm com pH 7.2, por 25 minutos. Após algumas lavagens com água destilada, as células são coladas em fragmentos de lamínulas, cobertas com poly-L-lisina diluída em 1% PBS, e lavada uma vez em água destilada e depois desidratadas em série alcoólica (30% – 100%), antes de serem submetidas ao ponto crítico e a metalização para observações no microscópio eletrônico de varredura.

Também foram feitas fotos in vivo dos protozoários com microscópio ótico com contraste de fase.

3- Resultados e Conclusões

Foram identificados, até o presente momento, ciliados das classes Heterotrichea, Hypotrichea, Oligotrichea, Colpodea,

Litostomatea, Nassophorea, Oligohymenophorea e Phyllopharyngea, de acordo com a classificação de PUYTORAC (1994).

A composição da ciliatofauna encontrada é muito próxima das descritas anteriormente para o LA de plantas com produção de um efluente clarificado e de qualidade e não foi possível identificar variações morfológicas que possam justificar a identificação de novas espécies, embora este não seja um dos objetivos deste trabalho.

Em relação a distribuição dos grupos encontrados, FOISSNER et al. (1991b), FOISSNER et al. (1992, 1994), FOISSNER et al. (1995) apontaram espécies dos grupos observados por nós como sendo indicadoras de ambientes sapróbios. Com base nisso sera possível elaborar um conjunto de espécies bioindicadores de qualidade da água do efluente produzido nas estações. Novas culturas e fotomicrografias estão sendo feitas para confirmar as espécies encontradas

4- Referências Bibliográficas

CURDS, C. R. (1969). An Illustrated key to the British freshwater ciliated Protozoa commoly found in activated sludge. Wat. Poll. Tech., Paper no 12. HMSO, London.

CURDS, C. R. (1992). Protozoology of the Process. In: Protozoa and the water Industry Cambridge: University Cambridge, pp.70-76.

CURDS, C. R. AND COCKBURN, A. (1970). Protozoan in Biological Sewage treatment processes.¾ II. Protozoa as Indicators in the Activated Sludge Process. Wat. Res., 4: 237-249.

CURDS, C. R. and VANDYKE, J. M. (1966). The feeding habits and growth rates of some freshwater ciliates found in activated sludge plants. J. Appl. Ecol., 3, 127-137.

DIECKMANN, J. (1995). An Improved Protargol Impregnation for Ciliates Yielding Reproducible Results. Europ. J. Protistol. 31: 372-382.

ESTEBAN, G., TELLEZ, C. e BAUTISTA, L. M. (1991). Dynamics of ciliated protozoa communities in the activated-sludges process. Wat. Res., 25 (8): 967-972.

FOISSNER, W. (1991a). Basic light and scanning electron microscopic methods for taxonomic studies of ciliated Protozoa. Europ. J. Protistol., 27, 313-330.

FOISSNER, W.; H. BLATTERER; H. BERGER & F. KOHMANN. (1991b).Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band I: Cyrtophorida, Oligotrichida, Hypotrichia, Colpodea. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/91, 478pp.

FOISSNER, W.; H. BERGER & F. KOHMANN. (1992). Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band II: Peritrichia, Heterotrichida, Odontostomatida. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 5/92, 502pp.

FOISSNER, W.; H. BERGER & F. KOHMANN. (1994). Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band III: Hymenostomata, Prostomatida, Nassulida. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/94, 548pp.

FOISSNER, W.; H. BERGER; H. BLATTERER & F. KOHMANN. (1995). Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobiensystems – Band IV: Gymenostomatea, Loxodes, Suctoria. Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft, 1/95, 540pp.

FOISSNER, W. and BERGER, H. (1996). A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hidrobiologists aas bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, whit notes on their ecology. Freshwater Biology, 35: 375-482.

JENKINS, S.H. (1942). The Role of Protozoa in the Activated Sludge Process. Nature (Lond.) 243, 546.

KLEIN, B. M. (1958). The “dry” Silver method and its proper use. J. Protozool., 5: 99-103.

LACKEY, J. B. (1938). Protozoan plankton as indicators of pollution in flowing streams. U.S. publ. Hlth.Rep., 53: 2073.

MORISHITA, I. (1976). Protozoa in sewage and waste water treatment system. Trans. Am. Microsc. Soc., 95: 373-377.

PUYTORAC, P. (1994). Infusoires ciliés. Traité de Zoologie, 2 (2): 1-880.

REID, R. (1969). Fluctuations in Population of three Vorticella species from an Activated Sludge Sewage Plant. J. Protozool., 16,103.

SALVADÓ, H. and GRACIA, M. P. (1994). Determination of organic loading rate of activated sludge plants based on protozoa analysis. Wat. Res., 27: 891-895.

SILVA NETO, I. D. da (2000). Improvement of silver impregnation technic (protargol) to obtain morphological features of protists ciliates, flegellates and opalinates. Rev. Brasil. Biol., 60 (3): 451-459.

SILVA, S.B. A da; SILVA-NETO, I. D. da (2001) Morfologia dos protozoários ciliados presentes em um reator experimental de esgoto por processo de lodos ativados. Rev. Bras. Zoociências V. 3 Nº 2 : 203-229.

A definição de áreas prioritárias para conservação por meio da integração de dados de biodiversidade e dados ambientais

Ricardo B. Machado[a], Leandro Silveira[b], Anah T.A. Jácomo[b], Mario B. Ramos Neto[a] & Renato A. Moreira[c]
Instituto Conservation International do Brasil
(r.machado@conservation .org.br)[a] Jaguar Conservation Fund[b]
Oreades Geoprocessamento[c]

1.Introdução

A criação de unidades de conservação tem sido a estratégia básica de proteção da biodiversidade, sendo que tal prática foi oficialmente assumida pelos países integrantes da Convenção sobre Diversidade Biológica (MMA, 1999). Entretanto, a partir do avanço dos conhecimentos sobre os processos de dinâmica regional de populações e comunidades de espécies, ficou claro que mesmo grandes áreas protegidas são insuficientes para assegurar a proteção da biodiversidade. Os processos antrópicos que ocorrem no entorno das áreas protegidas freqüentemente são vistos como sérias ameaças à biodiversidade que se pretende proteger nas unidades de conservação. Assim, o isolamento das áreas nativas, falta de conexões, existência de barreiras e outros impactos advindos da interferência humana na matriz onde as áreas protegidas estão inseridas são aspectos que comprometem seriamente as ações de conservação.

Desta forma, o manejo das unidades de conservação passa a ser inviável e pouco produtivo se a paisagem onde as unidades estão inseridas não for igualmente manejada a partir de um planejamento regional. Uma das atuais abordagens utilizadas na conservação moderna é a utilização da abordagem dos corredores de biodiversidade. O termo refere-se a um conjunto de medidas que objetivam conservar a biodiversidade de uma determinada região a partir de uma visão mais ampla dos problemas que afetam as áreas protegidas. Com isto, objetiva-se manter os processos ecológicos inerentes à dinâmica natural das espécies, comunidades e ecossistemas dentro de uma perspectiva de manejo integrado e proteção complementar. Para tanto, é necessário definir-se um sistema regional de unidades de conservação que funcionem de modo integrado e complementar.

Entretanto, a definição dos locais mais apropriados para o

estabelecimento de unidades de conservação que formem um sistema funcional dependerá do levantamento de dados sobre a biodiversidade regional. Como o desenvolvimento das pesquisas necessárias acontece com uma velocidade de tempo muitas vezes menor do que as alterações ambientais, é necessário que disponhamos de métodos e procedimentos analíticos que nos auxiliem no processo de tomada de decisão.

Considerando o exposto, o objetivo deste trabalho é apresentar um procedimento simples de inventário biológico e integração com dados georeferenciados para a identificação de áreas relevantes para o estabelecimento de ações complementares de conservação no Corredor Cerrado-Pantanal.

2. Métodos

2.1 Área de estudo

A área considerada nesse estudo está localizada na porção sudoeste do domínio do Cerrado, abrangendo o extremo oeste de Goiás, nordeste Mato Grosso do Sul e a parte sudeste do estado do Mato Grosso, entre as coordenadas geográficas 17º 25' – 18º 30' S e 55º 02' – 52 º 49' W. Na região predominam as formações de mata de galeria, especialmente ao longo do rio Taquari, cerrado sentido restrito e campos naturais. Essa região compreende o chamado 'Corredor Ecológico Cerrado-Pantanal-CCP', um grande projeto de conservação liderado pela Conservation International do Brasil. Os objetivos principais desse projeto são promover a conservação dos ecossistemas naturais da região e consolidar as unidades de conservação existentes. As unidades de conservação que existem dentro do corredor são o Parque Nacional das Emas, localizado no extremo leste da área, o Parque Estadual das Nascentes do Taquari (MS), Parque Estadual de Sonora (MT), Parque Estadual do Rio Negro (MS) e Parque Nacional da Bodoquena (MS).

2.2 Dados biológicos

Para a coleta de informações sobre a riqueza de espécies de mamíferos, foram utilizadas armadilhas fotográficas dispostas em 46 pontos ao longo do CCP, durante o período de fevereiro de 2002 a março de 2003. O método representa uma maneira eficiente de se promover uma rápida avaliação da diversidade de espécies, em especial os mamíferos, em qualquer região (Silveira *et al*. in press). Em média, cada armadilha permaneceu ativa 24 horas por dia durante um período que variou de 30 a 160 dias. Considerou-se como unidade de tempo (unidade amostral) um período de 60 minutos entre os eventos de fotografia para as estimativas de abundância. As câmeras foram verificadas a cada 15-20 dias para troca das baterias e filme. Para cada ponto de amostragem foram obtidos dados sobre o número de espécies registradas e o número de registros (número de fotos obtidas durante a unidade de tempo considerada). Uma vez que cada câmera foi georeferenciada com o uso de GPS, os dados de riqueza foram representados em um arquivo digital no formato Arc-GIS para a realização das análises de distribuição espacial das espécies.

2.3 Dados espaciais

Por meio do uso de imagens de satélite LandSat ETM datadas de agosto de 2002, foi criado um mapa de uso da terra da região estudada. Utilizou-se o processo de classificação supervisionada (rotina de máxima verossimilhança - *Maxlike*), tendo sido definidas as classes campo, cerrado denso, cerrado sentido restrito, florestas (matas de galeria), pastagens, áreas de agricultura, áreas urbanas e coleções de água. Para efeitos desse estudo, foram consideradas somente as classes de vegetação natural agrupadas em áreas de campo, cerrado e matas. Foi elaborada uma grade contendo células de 5x5 km, sendo que foi calculada a área que as fisionomias naturais ocupavam em cada célula. A partir desses dados, foram geradas três imagens matriciais contendo a área coberta pelas fisionomias naturais (campo, cerrado e mata).

2.4 Análises estatísticas

Com o uso de um sistema de informações geográficas (Idrisi versão 14 - Kilimanjaro), a imagem contendo os valores para a riqueza registrada pelas armadilhas fotográficas (variável dependente) foi relacionada com as três imagens geradas para as fisionomias naturais (variáveis independentes). A regressão múltipla realizada gerou os coeficientes de regressão que foram então utilizados em uma equação de regressão linear múltipla para gerar o mapa final. Desta forma, o mapa final produzido indica a riqueza esperada de espécies ao longo da área considerada e mostra os locais onde há uma maior probabilidade do encontro maiores concentrações de espécies de mamíferos.

3. Resultados e Discussão

Por meio dos levantamentos das espécies de carnívoros com o uso das armadilhas fotográficas, foram registradas 43 espécies ao longo do CCP. Esse total representa aproximadamente 73% das 53 espécies de mamíferos com peso maior do que 500g que teriam ocorrência teórica para a região (Fonseca *et al*. 1996). O número de fotos obtidas durante esse período foi de 2.877, mas nas análises foram consideradas apenas 333 fotos, que correspondem ao número total de fotos válidas para a unidade de tempo definida neste estudo. O número médio de espécies registradas nas armadilhas fotográficas foi de 5,23 espécies (N=46, DP 4,41), sendo que a riqueza máxima foi de 20 espécies. *Tapirus terrestris* (N=63 ou 18,9% do total de fotos considerado), *Agouti paca* (N=48 ou 14,4%), *Tayassu pecari* (N=39 ou 11,7) e *Cerdocyon thous* (N=23 ou 6,9%) foram as espécies mais freqüentemente registradas pelas armadilhas fotográficas. Analisando a distribuição espacial das espécies 'capturadas' pelas armadilhas fotográficas, nota-se uma maior concentração delas tanto nas proximidades do Parque Nacional das Emas (a mais importante área protegida da região e um importante local para a conservação de mamíferos [Rodrigues *et al*. 2002]) quanto nas proximidades da divisa entre o Cerrado e o Pantanal (próximo às coordenadas geográficas 18º 27' S e 55º 01' W). Entre esses dois extremos de maior concentração de espécies (30 espécies no PNE e 36 espécies no Pantanal), a riqueza varia em função das características ambientais dos locais onde as armadilhas fotográficas foram dispostas.

De acordo com a classificação do uso atual da terra na região de estudos, as áreas nativas (campos, cerrados e matas) cobrem aproximadamente 41% da região, mas a distribuição espacial dos remanescentes nativos varia bastante. As áreas de campos naturais encontram-se praticamente restritas ao PNE, na porção do Cerrado e somente reaparecem de forma significativa já na planície do Pantanal. As áreas de cerrado sentido restrito encontram-se muito espalhadas com alguma concentração na região de Alto Taquari-MT. Já as áreas de mata estão concentradas especialmente na divisa dos municípios de Alcinópolis-MS e Alto Araguaia-MT. Na média, a cobertura média das áreas nativas nas quadriculas de 5x5km criadas é de 7,6%, sendo que em algumas regiões há um máximo de 20% de cobertura vegetal nativa. A análise de regressão múltipla indicou que as regiões que ainda mantêm um mosaico de áreas nativas são aquelas que apresentam uma maior riqueza esperada, mas a variável 'mata' (predominância da fisionomia de matas estacionais) foi aquela que teve um maior peso no resultado final (coeficiente de correlação de –2.1338 contra 1,492 para as áreas de campo e 0,496 para as áreas de cerrado).

Em termos espaciais, as regiões onde a análise de regressão múltipla indicou a ocorrência potencial de maiores concentrações de espécies de mamíferos foram as furnas das nascentes do rio Taquari, onde hoje localiza-se o Parque Estadual das Nascentes do Taquari, a região do alto Araguaia (Mato Grosso), a região da Panela (município de Serranópolis-GO) nas proximidades do PNE e a região do pantanal, com várias áreas expressivas. Dados obtidos com as análises de similaridade na composição de espécies de aves levantadas na região (Hass, 2003) apontam para as mesmas áreas evidenciadas pela análise realizada.

4. Conclusões

Os procedimentos utilizados para a identificação das áreas

mais expressivas para a ocorrência potencial dos mamíferos mostraram ser bastante simples e flexíveis, mas muito consistentes. A combinação dos dados de básicos de biodiversidade (o simples registro de ocorrência das espécies) com os dados da estrutura da paisagem revelou que áreas expressivas mas não amostradas, puderam ser evidenciadas na região. Os resultados apresentam uma grande praticidade na definição e priorização das ações de conservação que são necessárias para o estabelecimento de um sistema regional de unidades de conservação.

5. Referências bibliográficas

Fonseca, G.A.B., Herrmann, G., Leite, Y.L.R., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B. & Patton, J.L. 1996. Lista anotada dos mamíferos do Brasil. Occasional Papers In Conservation Biology, 4, 1-38.

Hass, A. 2003. Inventário da avifauna e variabilidade genética de duas espécies de aves endêmicas no Corredor Cerrado-Pantanal. Relatório técnico não publicado. Conservation International do Brasil, Brasília, DF.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 1999. A Convenção sobre Diversidade Biológica. Série Biodiversidade no. 1. Brasília-DF. 32 pp.

Rodrigues, F.H.G., Silveira, L., Jácomo, A.T.A., Carmignotto, A.P., Bezerra, A.M.R., Coelho, D.C., Garbogini, H., Pagnozzi, J., Hass, A., 2002. Composição e caracterização da fauna de mamíferos do Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 19(2): 589-600

Silveira, L., A. T. A. Jácomo, J. A. F. Diniz-Filho. 2003 (In press). Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. Biological Conservation

Este estudo foi realizado graças ao apoio da Conservation International do Brasil, Earthwatch Institute, Fundo Nacional para o Meio Ambiente, Memphis Zôo, Monsanto, Associação para Conservação dos Carnívoros Neotropicais e Centro Nacional de Pesquisa para Conservação dos Predadores Naturais-CENAP.

Comparação do potencial reprodutivo de *Uca leptodactyla* rathbun, 1898 (brachyura, ocypodidae) em dois manguezais do litoral Norte Paulista, Ubatuba (SP).

Ricardo Figueira (ricardofigueira@hotmail.com.br); Rosana Cristina Flores Cardoso; Maria Lucia Negreiros-Fransozo.
NEBECC - Núcleo de estudo em Biologia, Ecologia e Cultivo de Crustáceos, UNESP/Botucatu.Fapesp – Proc. Nº 02/09045-2

1. Introdução

A fecundidade é um dos tópicos encontrados freqüentemente na literatura zoológica, revestindo de suma importância na estimativa do potencial reprodutivo de determinada espécie e no dimensionamento do estoque futuro de uma população (Negreiros-Fransozo *et al*., 1992).

De acordo com Sastry (1983), a análise de fecundidade não implica somente na estimativa do número de ovos postos por fêmea, mas no ritmo com que são produzidos em determinada época reprodutiva e/ou ciclo de vida.

A espécie *U. leptodactyla* ocorre na zona intertidal em águas altamente salinas. As populações geralmente são encontradas em substratos arenosos, com pouca ou nenhuma mistura de lama. Porém, algumas populações ocupam ambientes lamosos, perto de árvores do manguezal, mas quase sempre em bancos de areia as margens de grandes baías ou ilhas ao mar aberto (Melo, 1996).

Este trabalho tem o objetivo de comparar o potencial reprodutivo do caranguejo violinista *U. leptodactyla* pela análise do índice médio de fecundidade, verificar a taxa de fêmeas ovígeras e o período reprodutivo da espécie nos diferentes locais de coleta.

2. Materiais e Métodos

As amostragens foram realizadas mensalmente de maio de 2001 a abril de 2002, nos manguezais do rio Indaiá (23º24'51"S e 45º03'14"W) e Ubatumirim (23º20'17.8"S e 44º53'2.2"W), Ubatuba (SP).

A coleta dos exemplares foi realizada manualmente por duas técnicas de amostragens:

- esforço de Captura - Os caranguejos foram capturados por duas pessoas durante 30 minutos no período de maré baixa, por escavação das tocas no sedimento;
- Quadrados - Foram estabelecidos quadrados nas áreas onde a espécie ocorria em abundância paralelamente ao rio. O tamanho mínimo do quadrado (50cm *vs.* 50cm) foi determinado conforme a metodologia proposta por Green (1979), onde a área ocupada pelo animal deve ser inferior a 0,05% da área total do quadrado amostrado.

Os caranguejos capturados foram identificados de acordo Melo (1996). As fêmeas ovígeras foram acondicionadas isoladamente em sacos plásticos e fixadas em álcool 70%. O comprimento do cefalotórax (CC) foi mensurado com paquímetro de precisão (0,1mm) e agrupados em classes de tamanho.

Somente as fêmeas com ovos em estágio inicial de desenvolvimento (reconhecido pela predominância de vitelo), foram utilizadas para a determinação da fecundidade. Os ovos foram removidos e desagregados manualmente dos pleópodos, sob estereomicroscópio. A contagem foi direta obtendo o número total de ovos produzido por fêmea.

A comparação da fecundidade entre ambientes distintos, somente é possível eliminando o efeito do tamanho (CC). Para isto, foi calculado o índice médio de fecundidade (IMF= número médio de ovos (NO) / CC médio) para cada população e também para cada classe de tamanho.

Os IMF foram comparados por análise de variância (ANOVA, a=5%) e complementado pelo teste de comparações múltiplas de Bonferroni, entre as estações do ano. Os dados dos números de ovos serão plotados em gráficos de dispersão e ajustados a equação potência ($Y=ax^b$).

A freqüência de fêmeas ovígeras em relação às fêmeas maduras (PO) foi analisada ao longo do ano para determinar o período reprodutivo e comparadas pela análise de proporções multinomiais (a=0,05%).

Para a análise do teor de matéria orgânica (MO), coletou-se aproximadamente 500g de sedimento que foram armazenados em sacos plásticos e congelados para evitar a degradação. As amostras foram submetidas à secagem em estufa a 60ºC, até a obtenção do peso seco constante (±48 horas). Três subamostras de 10g foram selecionadas e acondicionadas em cadinhos de porcelana calcinados para serem levados a mufla (500ºC) durante três horas. A quantidade de MO foi calculada pela diferença entre o peso inicial e o peso livre das cinzas e comparados entre as estações do ano por Análise de variância, com a=5%.

3. Resultados e Discussão

· Indaiá

Um total de 95 fêmeas ovígeras foram utilizadas neste trabalho. Deste total, 40 apresentavam ovos em estágio inicial de desenvolvimento embrionário.

Os exemplares foram classificados em 9 classes de tamanho com amplitude de 0,5mm. O tamanho variou de 3,9 a 7,8 com média de 5,7mm de CC. O NO foi de 3170,45 ± 1475,10 e o IMF igual a 539,85 ± 173,15, com picos no verão e outono, diferindo entre o verão e o inverno. A relação CC *vs.* NO foi descrita pela equação $F = 117{,}87CC^{1{,}86}$, $r^2 = 0{,}64$.

O período reprodutivo foi contínuo, com picos de fêmeas ovígeras no Inverno, outono e primavera, não diferindo estatisticamente entre as estações.

Os maiores níveis de matéria orgânica no sedimento foram encontrados no inverno e primavera, diferindo estes, do outono e verão.

· Ubatumirim

No período de estudo foram coletadas 52 fêmeas ovígeras. Deste total, 20 apresentavam ovos em estágio inicial de desenvolvimento embrionário.

Os exemplares foram classificados em 5 classes de tamanho com amplitude de 0,5mm. O tamanho variou de 4,6 a 6,8 com média de 5,8mm de CC. O NO foi de 4479,85±1158,58 e o IMF igual a 817,05 ± 185,30, com picos no verão e outono, não diferindo entre as estações do ano. A relação CC *vs.* NO foi descrita pela equação $F = 325{,}79CC^{1{,}53}$, $r^2 = 0{,}41$.

O período reprodutivo foi contínuo, com pico de fêmeas ovígeras no inverno, diferindo estatisticamente do verão.

Os maiores níveis de matéria orgânica no sedimento foram encontrados no inverno e outono, diferindo estes do verão.

Apesar da quantidade de matéria orgânica não ter diferido entre as localidades ($p>0{,}05$), o manguezal do rio Ubatumirim possivelmente apresenta maior quantidade de nutrientes, pois neste local os caranguejos atingem maiores tamanhos e, consequentemente, maior potencial reprodutivo. Von Hagen (1987), estudando duas populações de *U. tangeri* em ambientes distintos também observou que nos locais onde as disponibilidades de recursos alimentares era maior, as fêmeas atingem a maturidade sexual com maiores tamanhos. O'Connor (1992) comparando as diferentes dietas e sua influência na taxa de crescimento em *U. pugilator* e *U. pugnax*, comprovou que o crescimento das duas espécies é afetado pela qualidade do alimento.

Dessa forma, o tamanho das fêmeas na maturação sexual interfere diretamente na fecundidade média das espécies, uma vez que o número de ovos produzidos por fêmea está relacionado à dimensão corpórea (Meville-Smith, 1987, Seiple & Salmon, 1987 e Sumpton, 1990). Assim, o índice médio de fecundidade de *U. leptodactyla* em Ubatumirim é maior que em Indaiá pois, com uma maior disponibilidade de alimento, essas fêmeas podem atingir maiores tamanhos o que as capacita a abrigar maior quantidade de ovos em seu abdome.

O índice médio de fecundidade de *U. leptodactyla*, tanto para Ubatumirim quanto para Indaiá, indicam que no verão as fêmeas produzem maior quantidade de ovos mesmo com o baixo teor de matéria orgânica encontrado nesse período para os manguezais. Isto pode ser explicado se levarmos em consideração que a capacidade reprodutiva de uma fêmea esta diretamente relacionada a um conjunto de fatores, entre os quais as condições ambientais (salinidade, teor de matéria orgânica, temperatura, etc.). As altas temperaturas encontradas nessa estação, podem ser um fator que interfira positivamente na produção de ovos. Neste caso, o baixo teor de matéria orgânica interfere na alimentação da espécie que nessa época ingere pouca quantidade de nutrientes direcionando portanto, pouca energia para a maturação sexual, contribuindo para o declínio na taxa de fêmeas ovígeras. No Inverno, quando encontramos grande quantidade de matéria orgânica, possivelmente o estoque nutricional das fêmeas é alto podendo direcionar grande quantidade de energia para a maturação sexual, elevando a taxa de fêmeas ovígeras nos manguezais. Nesse período, o índice médio de fecundidade é inferior aos valores encontrados no verão, provavelmente, porque as temperaturas amenas do inverno, podem interferir negativamente na produção de ovos.

4. Conclusão

No manguezal do rio Ubatumirim, a quantidade de matéria orgânica possivelmente é maior por apresentar fêmeas sexualmente maduras com tamanhos superiores as fêmeas de Indaiá. Esse fato possibilita às fêmeas acomodar maior quantidade de ovos em seu abdome contribuindo para o aumento do índice médio de fecundidade.

Os índices médios de fecundidade de Ubatumirim e Indaiá, indicam que no verão as fêmeas produzem maior quantidade de ovos mesmo com o baixo teor de matéria orgânica provavelmente pelas altas temperaturas encontradas nessa estação que podem interferir positivamente na produção de ovos. O baixo teor de matéria orgânica da estação, influencia na alimentação da espécie que nessa época ingere pouca quantidade de nutrientes direcionando portanto, pouca energia para a maturação sexual, podendo contribuir para o declínio na taxa de fêmeas ovígeras. No inverno, onde encontramos grande quantidade de matéria orgânica, o estoque nutricional das fêmeas é alto determinando a elevação da taxa de fêmeas ovígeras nos manguezais estudados. Nesse período, o índice médio de fecundidade é inferior aos valores encontrados no verão provavelmente porque as temperaturas amenas do inverno, interferem negativamente na produção de ovos.

5. Bibliografia

GREEN, R. H., 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists.* Wiley & Sons , N.Y., 257p.

MELO, G. A. S., 1996. *Manual de Identificação dos Brachyura (Caranguejos e Siris) do Litoral Brasileiro.* São Paulo: Plêiade, 604p.

MEVILLE-SMITH, R., 1987. The reproductive biology of *Geryon maritae* (Decapoda, Brachyura) of South West Africa/ Namibia. *Crustaceana*, 53(3):259-75.

NEGREIROS-FRANSOZO, M. L., FRANSOZO, A., MANTELATTO, F. L. M., NAKAGAKI, J. M. & SPILBORGHS, M. C. F., 1992. Fecundity of *Paguristes tortugae* SCHIMTT, 1933 (Crustacea, Decapoda, Anomura) in Ubatuba (SP) Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 52(4):547-53.

O'CONNOR, N. J. 1992. Influense of dietary nitrogen on body chemical composition of the salt-marsh fiddler carbs *Uca pugilator and Uca pugnax. Bulletin of Marine Science*, 50(3): 404-410.

SASTRY, A. N., 1983. Ecological aspects of reproduction. *In:* VERNBERG, F.J. e VERNBERG, W.B. (Ed). *The Biology of Crustacea.* Vol. 8. Environmental Adaptations. Academic Press, 383 p.

SEIPLE, W. & SALMON, M., 1987. Reprodutive, growth and life-history contrasts between two species of grapsidae crabs *Sesarma cinereum* and *Sesarma reticulatum*. *Marine Biology*, 94: 1-1.

SUMPTON, W.D., 1990. Morfhometric growth and fisheries biology of the crab *Charybdis natator* (Herbst) in Moreton Bay, Austrália (Decapoda, Brachyura). *Crustaceana*, 59(2): 113-20.

VON HANGEN, H. O. 1987. Allometric growth in two population of *Uca tangeri f*rom de Guadalquivir estuary (Andalucia). *Investigaciones Pesqueiras*, 51(1): 443-452.

Analise comparada de riqueza de famílias de vespas parasitóides (Insecta: Hymenoptera) em dois remanescentes de Mata Atlântica do Espírito Santo, Brasil

Ricardo Kawada[1]
Francisco Cândido Cardoso Barreto[2]
Celso Oliveira Azevedo[3]
[1]*Biólogo e aluno especial em Biologia Animal na Universidade Federal do Espirito Santo. Kawada@terra.com.br*
[2] *Mestrando em Biologia Animal na Universidade Federal do Espirito Santo.*
[3] *Laboratório de Biodiversidade de Insetos da Universidade Federal do Espirito Santo.*

1. Introdução

O estado do Espírito Santo possui muitas unidades de conservação municipais, estaduais, federais ou particulares, e há poucos estudos de composição faunística nessas áreas. AZEVEDO & SANTOS (2000) encontraram 30 famílias de vespas parasitóides na Reserva Biológica de Duas Bocas no município de Cariacica e AZEVEDO *et al*. (2001) encontraram 28 famílias de vespas no Parque Estadual da Fonte Grande.

AZEVEDO & SANTOS (2000) apontaram existência de poucos estudos sobre composição faunística de vespas parasitóides não só no Espírito Santo como também em outras áreas do Brasil e do mundo, apesar deste grupo de insetos apresentar diversidade alta e ter grande importância biológica, ecológica e econômica (LASALLE GAULD 1991).

2. Objetivos

O objetivo desse estudo foi comparar a riqueza de famílias da fauna de Hymenoptera parasitóides do Parque Estadual da Fonte Grande (PEFG), com o da Reserva Biológica de Duas Bocas (RBDB), com vistas a gerar dados para uma futura análise biogeográfica.

3. Materiais e Métodos

As amostragens foram realizadas no Espírito Santo no PEFG e RBDB, sendo localizadas no município de Vitória e Cariacica, administradas pela Secretaria Municipal de Meio Ambiente (SEMMAN) e pelo Instituto de Defesa Agropecuária e Florestal (IDAF), respectivamente. A vegetação predominante é de Mata Atlântica, sendo o PEFG com alto grau antrópico e a RBDB possuindo uma mata secundária com 50 anos de preservação e porções de mata primária.

As coletas foram realizadas mensalmente, em um trecho de mata secundária e a amostragem foi feito através do método de varredura de vegetação (HANSON & GAULD 1995, NOYES 1989, PERIOTO 1991, AZEVEDO & SANTOS 2000). Nas amostragens, foi utilizada rede de varredura, sendo realizados 24 ciclos amostrais de varredura ao nível do solo, com duração de 1 minuto. A identificação das famílias seguiu a classificação adotada por GOULET & HUBER (1993) e o material coletado foi depositado na Coleção Entomológica da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

Utilizamos o programa EstimateS 6 (Colwell, 1997) para a aleatorização e cálculo dos dados. A comparação entre as duas áreas foi realizada com intervalo de confiança de 95% aplicada ao resultado da estimativa Jackknife.

4. Resultados

Atribuímos ao resultado final da estimativa de riqueza de espécies Jackknife um intervalo de confiança (I.C.) de 95% (Colwell & Coddington, 1994). Para o Parque Estadual da Fonte Grande obtivemos como estimativa do número de famílias 40,6 (I.C. ±4,5 famílias) e para a Reserva Biológica de Duas Bocas 39,9 famílias (I.C. ± 2,0 famílias).

5. Conclusão

A riqueza de famílias de ambas as áreas é estatisticamente idêntica, por apresentar seus valores médios dentro do intervalo de confiança estabelecido. Para a análise biogeográfica que será realizada em futuro estudo, esperando que esta igualdade desapareça a medida em que descermos para níveis taxonômico maiores, devido principalmente aos diferentes níveis de efeito antrópico que estas unidades estão submetidas.

6. Bibliografia

AGUIAR, A. P. 2001. Manual de informações sobre conservação e vida silvestre de insetos de Mata Atlântica. São Paulo, publicação autônoma, 100p + 49 figuras.

AZEVEDO, C. O & SANTOS, H. S. 2000. Perfil da fauna de himenópteros parasitóides (Insecta, Hymenoptera) em uma área de Mata Atlântica da Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, ES, Brasil. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão 11/12: 117-1126.

AZEVEDO, C. O., R. KAWADA, M. T. TAVARES & N. W. PERIOTO 2001. Perfil da fauna de himenípteros parasitóides (Insecta, Hymenoptera) em uma área de Mata Atlântica do Parque Estadual da Fonte Grande, Vitória, ES, Brasil. Revista Barsileira de Entomologia 46 (2): 133-137.

COLWELL, R.K. 1997. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 6 User's Guide and Application. http://vice-roy.eeb.uconn.edu/estimates [accessed on 5/03/03] University of Connecticut, Storrs, CF.

COLWELL, R.K. & J.A. CODDINGTON 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical. Transactions of the Royal Society of London 345 (B): 101±118.

GOULET, H. & HUBER, J. T. (eds.) 1993. Hymenoptera of the World: An identification guide to families._Ottawa, Agriculture Canada Publication.

HANSON, P. E. & GAULD, I. D. (eds.) 1995. *The* Hymenoptera of Costa Rica. Oxford, Oxford University Press.

LASALLE, J. & GAULD, I. D. 1991. Parasitic Hymenoptera and the biodiversity crisis. Redia, 74(3):315-334.

NOYES, J. S. 1989. A study of five methods of sampling Hymenoptera (Insecta) in a tropical rainforest, with special reference to the Parasitica. Journal of Natural History, 23:285-298.

PERIOTO, N. W. 1991. Perfil da Fauna de Hymenoptera Parasitica, incluindo Chrysidoidea, do Cerrado da Fazenda Canchim (EMBRAPA, São Carlos, SP*)*. Dissertação de Mestrado, UFSCar, São Carlos.

Variabilidade Genética da Plasticidade Fenotípica entre Populações Brasileira e Africana de *Zaprionus indianus* (Diptera: Drosophilidae).

Roberta Loh[a], Jean David[b] e Blanche Bitner-Mathé[a]
[a] Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ-Brasil
(rloh@biologia.ufrj.br)
[b] Centre National de la Recherche Scientifique, Paris – France.

1. Introdução

A análise de caracteres morfológicos possui papel fundamental no estudo dos mecanismos evolutivos de adaptação, uma vez que a variação observável (fenótipo) constitui um alvo direto da seleção natural. Entretanto o mecanismo básico de adaptação exige que esta variação observada seja, pelo menos em parte, herdável.

Muitos estudos em populações naturais procuram estimar a variabilidade genética dentro e entre populações para caracteres morfológicos, mas muito pouco se sabe sobre a variabilidade genética relacionada à plasticidade fenotípica, isto é, à capacidade de um genótipo em produzir vários fenótipos de acordo com a variação ambiental. Este caráter também deve estar sobre forte seleção, pois possui um papel fundamental na capacidade de adaptação das populações.

Neste trabalho, procuramos abordar esta questão através do estudo das variações de tamanho e forma da asa em duas populações de *Zaprionus indianus* (Diptera: Drosophilidae) submetidas a diferentes temperaturas; uma coletada no Brasil dois anos após o primeiro registro da invasão e a outra em uma ilha na África, continente de onde a espécie é originária.

Esta espécie exótica, de origem africana, foi introduzida no Brasil no final da década de 90, sendo que o primeiro registro oficial foi feito no interior de São Paulo em 1999, onde ficou conhecida como mosca-do-figo por ter sido responsável pela perda da safra de figos daquele ano na região de Valinhos -SP. Um aspecto interessante da invasão de *Z. indianus* é a capacidade da espécie de colonizar diversos ambientes como restinga, Mata Atlântica, cerrado, ambientes urbanos e rurais, com registros em diversos estados Brasileiros de norte a sul. É provável que a habilidade desta espécie em se estabelecer em sistemas tão diversificados esteja relacionada a uma alta plasticidade fenotípica.

Por outro lado, como explicar que uma espécie com tamanha facilidade de dispersão, só tenha se estabelecido no continente Sul Americano neste final de século. Uma questão interessante esta relacionada à origem da invasão. A constituição genética das popu-

lações tem um impacto direto no modo de resposta à variação ambiental e na capacidade de adaptação de cada uma. Assim, o estudo das normas de reação também permitiria inferir a possível origem da população brasileira.

A opção da morfologia da asa como modelo de estudo se deve à sua relação com o valor adaptativo dos drosofilídeos. O tamanho da asa é uma boa estimativa do tamanho geral do indivíduo que por sua vez está associado a medidas como sucesso reprodutivo, longevidade e capacidade de dispersão. O tamanho do corpo também está inversamente relacionado à temperatura, ou seja, indivíduos submetidos a baixas temperaturas durante o desenvolvimento são maiores e indivíduos que se desenvolvem em altas temperaturas são menores. Um padrão semelhante também é observado para o componente genético relacionado ao tamanho e a latitude onde os indivíduos são coletados. Isto é, drosofilídeos de latitude menores são, em média, maiores do que os de latitude menores e isto se deve em parte por seu componente genético.

O objetivo deste trabalho é descrever as normas de reação do tamanho e forma da asa de individuos criados em 5 temperaturas diferentes para duas populações de *Z. indianus* coletadas no Rio de Janeiro (Brasil) e em São Tomé (Africa), comparando o modo de resposta de machos e fêmeas dentro de cada população e entre populações.

2. Metodologia

Foram coletados indivíduos de populações naturais do Rio de Janeiro (RJ-Brasil; 22° 53' 60S, 43° 13' 60W) e da ilha de São Tomé (0° 12' N, 6° 39' E) na costa oeste do continente africano. De cada população, foram obtidas 10 fêmeas do campo a partir das quais foram fundadas linhagens isofêmeas. De cada uma destas linhagens, foram obtidos ovos que se desenvolveram nas seguintes temperaturas: 17ºC, 21ºC, 25ºC, 28ºC e 31ºC. Uma amostra de 10 machos e 10 fêmeas por linhagem e por temperatura foi analisada quanto à morfologia da asa.

A asa esquerda de todos os indivíduos foi montada entre lâmina e lamínula. Foram medidos o tamanho e a forma da asa e o posicionamento de suas veias longitudinais e transversais. Para isto, as coordenadas cartesianas de pontos de contorno da asa e de pontos de inserção das veias foram obtidas através de uma mesa digitalizadora conectada a um microcomputador e a um microscópio com aumento de 60 vezes. Através de um programa de computador, ajustamos uma elipse ao contorno das asas e calculamos os ângulos e os raios entre as inserções das veias e o centro da elipse e também o comprimento do eixo maior (a) e do eixo menor (b) da elipse.

O tamanho da asa é calculado através da fórmula SI = Ö(b*a) e a forma da asa é calculada por SH = b/a. Esta abordagem permite a obtenção de uma estimativa de tamanho independente de forma. Embora o posicionamento das veias tenha sido estimado, neste trabalho só serão apresentados os resultados para tamanho e forma da asa.

Resultados e Discussão

Numa primeira abordagem, procuramos verificar, através de uma análise de covariância, se as respostas às variações de temperatura eram homogêneas entre as linhagens dos dois locais (Rio de Janeiro e São Tomé), analisando machos e fêmeas separadamente.

Os resultados mostram que, para machos e fêmeas, a forma e o tamanho das asas variam, significativamente, com a variação de temperatura, enquanto apenas para o tamanho foi detectada diferença significativa entre os locais de origem e para a interação temperatura x local de origem. O valor significativo para este último fator (interação temperatura x local de origem) indica que as duas populações não respondem de forma homogênea às variações de temperatura.

Em uma segunda análise de covariância realizada por local, testamos se as respostas às variações de temperatura eram homogêneas entre os sexos. Os resultados indicam que os sexos respondem de forma semelhante às variações de temperatura tanto nas linhagens do Rio de Janeiro quanto nas linhagens de São Tomé. A única exceção observada foi para a variação de tamanho na população do Rio de Janeiro, onde foi detectada interação significativa entre sexo e temperatura.

Contudo, ao analisarmos os gráficos das médias por sexo por local por temperatura para o tamanho e forma das asas, verificamos que o padrão de distribuição destas médias se ajusta melhor a uma curva do que a uma reta. Assim, para descrever as normas de reação das populações analisadas, utilizamos a metodologia de ajustes polinomiais para funções de primeiro, segundo e terceiro graus. Para verificar qual das funções melhor se ajusta aos dados, considerando a quantidade de variação explicada por cada regressão (R^2). Os resultados mostram que as variações nas médias de tamanho e forma da asa em relação às variações de temperatura não são lineares. Os dados se ajustam melhor a uma função quadrática.

Considerando a forma da asa, as duas populações exibem comportamentos muito diferentes em resposta à variação de temperatura. Se analisarmos apenas as temperaturas mais extremas, observamos uma tendência de aumento da razão b/a com o aumento da temperatura. No entanto, a população brasileira apresenta um padrão de distribuição das médias com forma convexa, enquanto a população africana apresenta um padrão de distribuição com forma côncava. Isto significa que em temperaturas intermediárias (21 e 25ºC), a população brasileira apresenta asas mais redondas enquanto a população africana apresenta asas mais alongadas.

Em relação ao tamanho da asa, as duas populações apresentam uma curva de resposta com formato convexo, embora não paralelas, onde as maiores médias se encontram nas temperaturas mais baixas. Para cada uma das temperaturas analisadas, os indivíduos da população brasileira apresentam médias maiores do que os indivíduos da população africana. Quanto ao ponto máximo da curva, este é atingido à temperatura de 17ºC na população do Rio de Janeiro e a 21ºC na população de São Tomé. Também verificamos que a amplitude da variação na população brasileira é bem maior do que na população africana, indicando uma maior plasticidade fenotípica desta característica na população brasileira.

Estes resultados indicam que as populações analisadas possuem composições genéticas diferentes o suficiente para que a morfologia da asa de cada uma delas responda de forma diferente a variação em um mesmo parâmetro ambiental. Este padrão de resposta diferente deve resultar de diferentes pressões seletivas sofridas por estas populações. A ilha de São Tomé está localizada na porção central do continente africano, próxima à região equatorial, estando a população originária desta ilha adaptada a temperaturas mais elevadas. Muitos estudos relacionados à variação de tamanho em populações naturais de drosofilideos, mostram que o tamanho dos indivíduos tem uma relação inversa com a latitude onde vivem. O que sugere que a população brasileira tenha sua origem em uma população localizada em latitudes mais altas, provavelmente na porção sul do continente africano.

A resposta diferenciada de cada uma das populações levanta uma questão interessante sobre a capacidade de dispersão de uma determinada espécie. Uma vez que a constituição genética de uma população está intimamente relacionada ao modo de resposta do fenótipo às variações ambientais, uma população pode ter sua distribuição limitada ao tipo de ambiente ao qual ela está mais adaptada. Uma população bem estabelecida em um determinado local pode não ser capaz de colonizar outros tipos de ambiente. Assim, o manejo de populações de uma determinada espécie deve avaliar a origem da população doadora (pressões seletivas que atuam sobre esta população), bem como as características do local de destino.

Referências Bibliográficas

Coyne, J. A., Beecham, E., 1987. Heritability os two morphological characters within and among natural populations of *Drosophila melanogaster*. *Genetics*, 117: 727 – 737.

Huey, R. B., Gilchrist, G. W., Carlson, M. L., Berrigan, D., Serra, L., 2000. Rapid evolution of a geographic cline in size in an introduced fly. *Science*, 287: 308 – 309.

Klaczko, L. B. e Bitner-Mathé, B. C., 1990. On the edge of a wing. *Nature*, 346(6282): 321.

Partridge, L., e Farquhar, M., 1983. Lifetime mating success of male fruitflies (*Drosophila melanogaster*) is related to their size. *Anim. Behav.* 31: 871-877.

Partridge, L., Hoffmann, A., Jones, J. S., 1987. Male size and mating success in *Drosophila melanogaster* and *D. pseudoobscura* under field conditions. *Anim. Behav* 35: 468-476.

Roff, D., 1977. Dispersal in Dipterans: its cost and consequences. *J. Anim. Ecol.*46: 443-456.

Vilela, C. R., 1999. Is *Zaprionus indianus* Gupta, 1970 (Cdiptera, Drosophilidae) currently colonizing the neotropical region? *Drosophila Information Service,*82: 37 - 39.

(AUXÍLIO FINANCEIRO: FuJB, CNPq).

Diversidade de formigas (Hymenoptera:Formicidae) em Mata Atlântica, Santo Amaro da Imperatriz, SC.

Roberto Tarazi[1], Isabela S. Berkenbrock[2], Tânia T. Castellani[3], Benedito C. Lopes [3]
1-Graduação Ciências Biológicas, CCB-UFSC, 2- Pós-graduação Recursos Genéticos Vegetais, CCA-UFSC, 3- Departamento de Ecologia e Zoologia, CCB-UFSC

1. Introdução

As formigas são, em termos comparativos a outros insetos, especialmente apropriadas para serem usadas como bioindicadoras, por apresentarem abundância e riqueza de espécies local e global altas, além de muitos táxons especializados, distribuição geográfica ampla, de serem facilmente amostradas, separadas em morfo-espécies e serem sensíveis às mudanças nas condições do ambiente (Silva e Brandão, 1999; Alonso e Agosti, 2000).

O estudo de comunidades locais de formigas tem se mostrado uma valiosa ferramenta de avaliação de condições ambientais em estudos de acompanhamento de áreas degradadas, monitoramento de regeneração de áreas florestais e diferentes padrões de uso do solo (Kaspari, 2000). A riqueza de espécies de formigas é potencialmente útil para avaliar a biodiversidade de invertebrados em geral (Alonso e Agosti, 2000).

São poucos os trabalhos com comunidades de formigas realizados na Floresta Atlântica em Santa Catarina (Leal e Lopes, 1992; Silva e Lopes 1997). Silva e Lopes (1997) realizaram coletas diurnas e noturnas em trecho de mata atlântica e evidenciaram uma variação na composição específica, assim como Oliveira e Brandão (1991), no cerrado brasileiro.

Atividades de turismo ecológico vêm sendo desenvolvidas em áreas de proteção ambiental, sendo necessários estudos que avaliem e monitorem mudanças em suas comunidades. A área de preservação ambiental do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz (HPCI), no município de Santo Amaro da Imperatriz, SC, engloba uma área de Floresta Atlântica onde são realizadas atividades de ecoturismo, utilizando-se trilhas para lazer e educação ambiental. O presente trabalho teve como objetivos avaliar possíveis diferenças na composição e estrutura da comunidade de formigas entre uma dessas trilhas e a floresta adjacente, bem como na estrutura da comunidade de formigas diurnas e noturnas, na área de preservação ambiental do Hotel Plaza Caldas da Imperatriz, Santo Amaro da Imperatriz, SC.

2. Área de estudo

A área de preservação dentro do hotel abrange 138 ha, coberta por Floresta Ombrófila Densa, conforme classificação de Veloso *et al.* (1971). Está situada a 27º 43' S e 48º 49' W, sendo limítrofe com o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. O local escolhido para a realização das coletas, a Trilha da Estrada Velha, está situada a 450m de altitude. Esta trilha, com 2m de largura e 200m de extensão atravessa um trecho de floresta secundária.

3. Materiais e Métodos

Um total de 160 iscas de sardinha foram dispostas na trilha e no interior da floresta adjacente, nos períodos diurno (8:00 às 11:00hs) e noturno (22:00 às 01:00hs). Oitenta iscas de sardinha foram dispostas de 10 em 10m, no período diurno, 40 ao longo da trilha e 40 no interior da mata, estas últimas colocadas a 20m da borda. As iscas noturnas foram dispostas de maneira idêntica ao procedimento adotado de dia. As formigas recrutadas após uma hora da colocação das iscas, foram coletadas e fixadas em álcool 70%, sendo identificadas com base em chaves dicotômicas de Hölldobler e Wilson (1990) e Bolton (1994) e posterior consulta a especialistas do Museu de Zoologia da USP. A análise de diversidade foi feita pelo índice de Simpson (Brower e Zar, 1984), adaptando-o para os dados de ocorrência em iscas. Análises de similaridade foram feitas empregando o índice de Sorensen (Brower e Zar, 1984).

4. Resultados e Discussão

Foram registradas 35 espécies de formigas na área de preservação ambiental do HPCI, assim discriminadas por subfamílias: Myrmicinae (5 gêneros, 18 espécies), Ponerinae (4, 5), Formicinae (3, 6), Dolichoderinae (1, 4), Pseudomyrmecinae (1, 1) e Ecitoninae (1, 1).

No período diurno, foi registrado um total de 27 espécies (24 na trilha e 21 na mata). A principal subfamília foi Myrmicinae (5 gêneros e 17 espécies), seguida por Formicinae (3 e 4), Ponerinae (3 e 3), Dolichoderinae (1 e 2) e Pseudomyrmecinae (1 e 1). No período noturno foram registradas 20 espécies (14 na trilha e 17 na mata), sendo Myrmicinae (2 gêneros e 7 espécies) a principal subfamília, seguida por Ponerinae (3 e 3), Formicinae (2 e 3), Dolichoderinae (1 e 3) e Ecitoninae (1 e 1).

Com 14 espécies de formigas em comum aos dois períodos, obteve-se uma similaridade específica de S=0,59 (índice de Sorensen) entre dia e noite. A redução no número de espécies de formigas recrutadas à noite foi de 26%. Considerando-se cada ambiente, as maiores variações ocorreram na trilha. Houve uma redução de 19% no número de espécies amostradas à noite na mata e de 41% na trilha. Obteve-se uma similaridade parcial de espécies nos dois períodos para a mata (S=0,58) e para a trilha (S=0,53).

O índice de diversidade de Simpson (Ds) na trilha foi de 0,96 e 0,93 para dia e noite, respectivamente. Apesar da tendência de redução gerada pela menor riqueza de espécies à noite, estes índices não diferiram significativamente (t=1,12; P>0,05). A freqüência absoluta das espécies de formigas variou de 27,5% a 2,5%, sendo as mais freqüentes (>10%) na trilha, formigas dos gêneros *Pheidole* (3 espécies) e *Wasmannia* (1) no período diurno e de *Pheidole* (1) e *Camponotus* (1) no noturno. Na mata, em ambos os períodos, a diversidade também foi alta (Ds=0,92 dia e 0,93 noite) e semelhante (t=0,07; P>0,05), com maiores freqüências absolutas (>10%) de espécies de *Pheidole* tanto de dia (6 spp.) quanto à noite (2 spp.).

Comparando trilha e mata, obteve-se uma maior similaridade específica (S=0,70), do que a obtida entre os períodos diurno e noturno. Ocorreu um total de 28 e 26 espécies em cada local respectivamente, com 19 espécies comuns. A diversidade foi alta para o período diurno na trilha (Ds=0,96) e na mata (Ds=0,92), com maior diversidade na trilha (t=2,15; P<0.05). Este índice refletiu a menor riqueza de espécies registrada na mata, assim como uma maior dominância de *Pheidole* spp. neste período diurno. À noite, no entanto, não ocorreu diferença de diversidade (t=0; P>0,05) entre trilha (Ds=0,93) e mata (Ds=0,93). No período diurno houve maior similaridade entre trilha e mata (S=0,80) do que no noturno (S=0,58).

A maior diversidade registrada no período diurno na trilha, em parte, pode estar relacionada com a interferência humana neste ambiente. Segundo Brown Jr e Brown (1992), ações humanas podem elevar a diversidade genética de populações locais e regionais, através da criação de sucessões secundárias, novas pressões seletivas, alteração dos recursos disponíveis, multiplicação de

microhábitats e diversificação de nichos. Na mata, além de uma menor riqueza de espécies, ocorreu uma maior dominância de espécies de *Pheidole*, gênero considerado não especialista mas altamente competitivo (Silva e Brandão, 1999). A grande similaridade específica entre os dois ambientes no período diurno sugere uma utilização destas áreas pela maioria da espécies.

Nos dois períodos, o gênero *Pheidole* apresentou a maior riqueza e dominância de espécies pelo fato de terem um eficiente recrutamento que permite dominar os recursos alimentares e excluir competidores de maneira eficaz (Fowler, 1993). As espécies do gênero *Camponotus*, predominantemente noturnas (Hölldobler e Wilson, 1990; Oliveira e Brandão, 1991), aumentaram sua dominância na trilha à noite. As espécies deste gênero são consideradas "subordinadas associadas", coexistindo com as "dominantes" (*Pheidole*, neste caso) por apresentarem tamanho do corpo relativamente maior, período de atividade deslocado do das anteriores e comportamento de submissão quando confrontadas (Andersen 1997b apud Silva e Brandão, 1999). *Wasmannia auropunctata*, amostrada no período diurno, com maior freqüência na trilha, é uma espécie invasora, de ampla distribuição e altamente competitiva por recursos alimentares (Clark et al. 1982). A presença desta espécie ressalta a idéia de que sejam realizados acompanhamentos futuros, uma vez que foi encontrada em área de preservação ambiental.

A redução na riqueza de espécies à noite ocorreu nos dois ambientes e de forma mais acentuada na trilha, o que pode, em parte, refletir a diminuição de temperatura noturna, que se dá de forma mais acentuada em áreas mais abertas. A similaridade entre estes ambientes também foi menor no período noturno. Em função destas variações diárias na composição da mirmecofauna sugere-se que os monitoramentos ambientais utilizando formigas como bioindicadores envolvam amostragens tanto diurnas quanto noturnas.

5. Conclusão

Sugere-se que a interferência humana na trilha não esteja afetando significativamente a composição de espécies de formigas diurnas em relação aos trechos de mata secundária, favorecendo no entanto um ligeiro aumento na riqueza de espécies. No entanto, à noite, a composição entre trilha e mata demonstra uma maior diferença, assim como uma redução da riqueza de espécies. A ocorrência de espécies de formigas invasoras indica a necessidade de monitoramentos contínuos nesta área de proteção ambiental.

6. Referências bibliográficas

Alonso, L.E.; Agosti, D. (2000). Biodiversity studies, monitoring and ants: an overview. In: *Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Agosti, D.; Majer, J. D.; Alonso, L. E.; Schultz, T. R. (eds), Smithsonian Institution Press, Washington pp. 1-8.

Bolton, B. (1994). *Identification guide to the ant genera of the world*. Harvard University Press, Cambridge, 222 p.

Brower, J.E.; Zar, J.H. (1984). *Field & laboratory methods for general ecology*. Wm. C. Brown, Dubuque, 226 p.

Brown Jr., K.S. e Brown, G.G. (1992). Habitat alteration and species loss in Brazilian forests. In: *Tropical deforestation and species extinction*. Whitmore, T.C. e Sayer, J.A (eds), Chapman & Hall, London pp. 120-142.

Clark, D.B; C. Guayasamín, O. Pazmiño, C. Donoso, Y. Pãez de Villacís. (1982). The tramp ant *Wasmannia auropunctata*: autoecology and effects on ant diversity and distribution on Santa Cruz Island, Galapagos. *Biotropica* 14:196-207.

Fowler, H.G. (1993). Relative representation of *Pheidole* (Hymenoptera: Formicidae) in local ground ant assemblages of the Americas. *Anales de Biología* 19:29-37.

Hölldobler, B.; Wilson, E.O. (1990). *The ants*. Harvard University Press, Cambridge, 732 p.

Kaspari, M. (2000). A primer on ant ecology. In: *Standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Agosti, D.; Majer, J. D.; Alonso, L. E.; Schultz, T. R. (eds), Smithsonian Institution Press, Washington pp. 9-24.

Leal, I.R.; Lopes, B.C. (1992). Estrutura das comunidades de formigas (Hymenoptera:Formicidae) de solo e vegetação no Morro da Lagoa da Conceição, Ilha de Santa Catarina, SC. *Biotemas* 5:107-122.

Oliveira, P.S; Brandão, C.R.F. (1991). The ant community associated with extrafloral nectaries in the Brazilian cerrados. In: *Ant plant interactions*. Huxley, C.R.; D.F. Cutler. (eds). Oxford University, Oxford. pp 198-212.

Silva, R.R.; Brandão, C.R.F. (1999). Formigas (Hymenoptera: Formicidae) como indicadores da qualidade ambiental e da biodiversidade de outros invertebrados terrestres. *Biotemas* 12:55-73.

Silva, R.R.; Lopes, B.C. (1997). Ants (Hymenoptera:Formicidae) from Atlantic rainforest at Santa Catarina Island, Brazil: two years of sampling. *Revista de Biología Tropical* 45:1641-1648.

Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R..; Lima, J.C. (1971). *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Rio de Janeiro, IBGE. 123 p.

Apoio financeiro: Hotel Plaza Caldas da Imperatriz.

Melissofauna do Parque Florestal Municipal de Sabará (MG)

Roderic Breno Martines[a] & Fernando Amaral da Silveira[a]
[a]Laboratório de Sistemática e Ecologia de Abelhas, Departamento de Zoologia, Instituto de Ciências Biológicas, UFMG. Caixa postal 486, 31.123-970, Belo Horizonte, MG. E-mail: rodericbreno@hotmail.com

1.Introdução

As ações antrópicas são responsáveis por grandes alterações no meio ambiente. Algumas espécies de insetos conseguem adaptar-se a estas modificações, enquanto outras podem entrar em extinção. Quando se conhece a estrutura e a modificação causada na fauna de abelhas silvestres de uma cidade, é possível entender a dinâmica das mudanças do ecossistema urbano (Imperatriz-Fonseca et al, 1994). Um dos motivos para a realização deste levantamento é o pouco conhecimento que se tem da fauna de abelhas do Brasil, em geral, e de Minas Gerais em particular. Neste estado, o primeiro levantamento da melissofauna foi realizado apenas em 1989 (Silveira, 1989). Aqui, relata-se o resultado de um levantamento da fauna de abelhas em uma área de mata secundária no município de Sabará, MG.

2. Metodologia

Segundo o PLAMBEL (1982), o Parque Florestal Municipal "Chácara do Lessa" localiza-se no município de Sabará, localizada na Zona Metalúrgica do estado de Minas Gerais. O parque possui 113 hectares cobertos predominantemente por floresta estacional secundária e apresentando, também, matas de galeria e cerrado. Segundo a classificação de Köppen, o clima do parque é do tipo Cwa (tropical de altitude com verões quentes), com média pluviométrica anual de 1.400 mm, mais elevada na estação chuvosa, entre os meses de outubro e abril. A temperatura média anual é de 21°C, sendo a média das temperaturas máximas em torno de 27°C e a das mínimas de 16°C.

Dentro do parque, foram escolhidas duas áreas distintas para a realização das coletas. A primeira (19°52'45" S 43°48'31 W - 19°52'46" S 43°48'51" W; 387 m - 856 m de altitude), é a estrada que dá acesso ao mirante próximo ao bairro Vila Esperança. Esta estrada possui aproximadamente 944 metros de extensão e as coletas foram realizadas numa borda de mata de cerca de 50 cm de largura, nas duas margens da estrada, perfazendo um total de 944 m^2, parte dos quais sem flores. A segunda área (19°52'41 S 43°48'30 W – 19°52'59"S 43°48'27"; 744 m - 973 m de altitude), é a "trilha

do Morro Dois Irmãos", cuja vegetação é uma transição entre mata e cerrado. Esta área possui aproximadamente 808 metros de comprimentos e 3.5 metros de largura, num total de 2.828m², dividido em 4 sub-áreas de 707m² cada uma. As coletas tiveram início em 2 de novembro de 2000, na área de mata, e em 24 de março de março de 2001, na área de cerrado, e terminaram em 6 de outubro de 2001 em ambas as áreas.

As coletas eram realizadas uma vez por semana de 8 às 12 horas e 13:30 às 17:30 horas, perfazendo um total de 113 horas de coletas, das quais, 64 horas na borda da mata e 49 horas no cerrado. As abelhas eram capturadas com o auxílio de rede entomológica e colocadas em câmaras mortíferas contendo acetato de etila e, em seguida, acondicionadas em saquinhos de papel. No laboratório, eram montadas em alfinetes entomológicos e identificadas com o auxílio de chaves e por comparação com abelhas da coleção do departamento de Zoologia da Universidade Federal de Minas Gerais, onde foram finalmente depositadas.

Apis mellifera (abelha-europa ou africanizada), uma espécie introduzida no Brasil (Nogueira-Neto, 1972), não foi coletada, embora fosse vista com freqüência. As abelhas foram coletadas apenas até uma altura de aproximadamente 4 m e, portanto, o dossel da mostra não foi amostrado. Sempre que possível, foram coletadas amostras das plantas visitadas pelas abelhas, que foram identificadas pelo professor Julio Lombardi do departamento de Botânica da UFMG, em cujo herbário as exsicatas foram depositadas.

3.Resultados

Foram coletadas 591 abelhas, das quais 330 de 60 espécies na borda da mata e 261 de 78 espécies no cerrado. Nas duas áreas, em conjunto, foram encontradas 68 espécies. Todas as famílias de abelhas presentes no Brasil estiveram representadas na amostra coletada na borda de mata. No cerrado, entretanto, não foram coletados representantes de Andrenidae. Na borda de mata, foram coletados 245 espécimes de 41 espécies de Apidae, sete espécimes de uma espécie de Andrenidae, dois espécimes de uma espécie de Colletidae, 38 espécimes de nove espécies de Halictidae e 38 espécimes de oito espécies de Megachilidae. No cerrado, foram coletados 186 espécimes de 49 espécies de Apidae, cinco espécimes de duas espécies de Colletidae, 12 espécimes de 10 espécies de Halictidae e 58 espécimes de 17 espécies de Megachilidae.

Entre as espécies coletadas, destacam-se uma espécie nova de *Mydrosoma* (Colletidae); *Thygater (Thygater) minarum* (Apidae), conhecida anteriormente apenas de Viçosa (Zona da Mata de Minas Gerais); um exemplar de *Pseudogochlora* sp.n. (Halictidae) (registro mais a leste para a espécie) e *Carloticola paraguayensis* (Megachilidae), conhecida anteriormente apenas do Paraná, Santa Catarina e São Paulo.

Na borda da mata, as abelhas visitaram as flores de três espécies de Asteraceae, uma de Balsaminaceae, uma de Euphorbiaceae, quatro de Fabaceae, duas de Lamiaceae, uma de Lythraceae, uma de Malvaceae, uma de Melastomataceae, uma de Polygalaceae, uma de Rubiaceae, uma de Sapindaceae, uma de Solanaceae, uma de Tiliaceae e duas de Verbenaceae. No cerrado as abelhas visitaram flores de quatro espécies de Asteraceae, duas de Bignoniaceae, uma de Euphorbiaceae, três de Fabaceae, uma de Lamiaceae, duas de Malvaceae, uma de Melastomataceae, uma de Myrtaceae, uma de Rubiaceae, uma de Sterculliaceae e uma de Tiliaceae.

4.Conclusão

Como observado em outros trabalhos, o cerrado da Chácara do Lessa tem uma fauna rica em espécies de abelhas, apesar da baixa abundância desses insetos.

A fauna de abelhas na mata foi menor, entretanto, deve-se considerar que este ambiente foi subamostrado, já que a maior parte das abelhas, nas florestas, é encontrada no dossel, que está fora do alcance das redes entomológicas.

A ocorrência de espécies novas nas vizinhanças de Belo Horizonte, região que vem sendo intensivamente amostrada nos últimos anos, demonstra a necessidade dos levantamentos faunísticos nas matas desta região.

Referências bibliográficas

Imperatriz-Fonseca, V. L.; Ramalho, M. & Kleinert-Giovannini, A. (1994). Abelhas sociais e flores: análise polínica com método de estudo. In: Pirani, J. R. & Cortopassi-Laurino, M. (2 ed.) *Flores e Abelhas em São Paulo.* São Paulo: Universidade de São Paulo e FAPESP, pp. 17-30.

Nogueira-Neto, P. (1972). Notas sobre a história da apicultura brasileira. In: Camargo, J.M.F. (Org.) *Manual de Apicultura.* São Paulo, Agronômica Ceres. pp.17-32.

PLAMBEL. (1982). *Plano diretor do Parque Florestal Municipal "Chácara do Lessa"*.

Silveira, F.A. 1989. *Abelhas Silvestres (Hymenoptera: Apoidea) e suas fontes de alimento no cerrado da Estação Florestal de Experimento de Paraopeba – Minas Gerais.* Tese M.S. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa. 50p.

Comportamento das espécies de *Xylocopa* Latreille (Hymenoptera, Apidae) e sua relação com a polinização de *Crotalaria pallida* Aiton (Leguminosae, Faboideae)

Rodrigo César A. P. Farias [a]; M. Cristina Madeira da Silva [b,c] & Celso Feitosa Martins [b]

[a]graduação Ciências Biológicas Universidade Federal da Paraíba (rodrigoafarias@yahoo.com.br)

[b]Pós-graduação Ciências Biológicas Universidade Federal da Paraíba [c]CEFET-PB

1.Introdução

A subfamília Faboideae é caracterizada por apresentar flor pentâmera, diclamídea, andrógina, com cálice gamossépalo, em geral com dois dentes; corola dialissépala, notadamente zigomorfa com a pétala superior maior, externa, chamada estandarte, as duas laterais designadas como alas e as duas inferiores, fortemente apressas, constituindo a quilha (Joly, 1991). É uma das mais numerosas entre as famílias de plantas superiores, agrupando diversos tipos de espécies de árvores, arbustos, lianas e plantas herbáceas, de extensa distribuição mundial. Muitas espécies têm grande significado econômico na alimentação humana (feijão, soja, ervilha, grão-de-bico, lentilha, amendoim, entre outras).

O gênero *Crotalaria* abriga 37 espécies (Queiroz, 2002). *Crotalaria pallida* Ait. é uma planta subarbustiva, atingindo cerca de 1m de altura. Apresenta flores amarelas dispostas em inflorescência racimosa. Os frutos, quando maduros, produzem, ao ser agitados, um som de chocalho semelhante ao de uma cascavel, o que lhe dá o nome popular de guiso-de-cascavel. Sua distribuição geográfica abrange os cinco continentes (White, 2003).

O gênero *Xylocopa* (Apidae, Xylocopini) (Roig-Alsina & Michener, 1993; Michener, 2000), reúne aproximadamente 700 espécies, distribuídas por todos os continentes e muitas ilhas, sendo bem representadas na região Neotropical. No Brasil ocorrem cerca de 50 espécies, encontradas em todos os Estados (Hurd, 1978). Essas abelhas, vulgarmente conhecidas como mamangavas, mamangabas ou mangangás constroem ninhos em árvores mortas, fazendo galerias ramificadas em troncos e moirões e ninhos não ramificados em ramos delgados ou em caules ocos (Schlindwein *et al.*, 2003) e desempenham importante papel como agentes polinizadores da flora nativa dos trópicos e de culturas agrícolas de grande valor econômico (Camilo, 1996; Freitas & Filho, 2001).

Os visitantes florais em sua grande maioria coletam néctar, mas alguns também utilizam pólen como recurso alimentar. Todavia, considerando grupos de espécies visitantes, o forrageio em busca de grande quantidade de pólen está restrito às abelhas, que dependem totalmente dele para sua reprodução (Westerkamp,

1998). Flores que possuem quilha como as de *Crotalaria pallida* restringem o acesso ao pólen àqueles visitantes que são capazes de utilizar forças próprias para abri-la. Gottsberger (1988) observou essa característica nas abelhas do gênero *Xylocopa* quando visitam flores de *Canavalia rosea*, uma outra espécie de Faboideae.

Este trabalho teve por objetivos conhecer as interações entre *Crotalaria pallida* e seus insetos visitantes, a partir de estudos do comportamento durante a visita, bem como compreender o papel que cada espécie desempenha na biologia reprodutiva dessa planta.

2. Métodos

A Área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape foi criada pelo Decreto Federal Nº 924 de 10 de setembro de 1993, localiza-se no litoral Norte do Estado da Paraíba, a cerca de 80 Km de João Pessoa e apresenta uma área de 14.640 hectares. Os seus limites incluem o Estuário do Rio Mamanguape (segundo maior do Estado) e do Rio Miriri, cerca de 6.000 hectares de Manguezal, áreas de apicuns (antigos domínios de mangues que, por diferentes razões, deixaram de ser cobertos por marés normais) e juncais, Restingas e resquícios de Mata Atlântica (Vidal, 2001). O estudo foi realizado em uma área de restinga da referida APA (6°46'21" S e 34°55'13" W).

As observações e coletas foram feitas de maio de 2001 a junho de 2002. O comportamento dos visitantes nas flores foi estudado a partir de observações visuais diretas em indivíduos marcados e acompanhados em diferentes horários (manhã, tarde e noite) e complementado pela análise de fotografias e filmagens.

Espécimes-testemunho de *Crotalaria pallida* e dos insetos visitantes encontram-se, respectivamente, depositados no Herbário Prof. Lauro Pires Xavier e na Coleção Entomológica do Departamento de Sistemática e Ecologia da Universidade Federal da Paraíba, em João Pessoa.

2. Resultados e Discussão

Os visitantes às flores de *Crotalaria pallida* foram exclusivamente insetos, principalmente abelhas da família Apidae: *Apis mellifera* Linnaeus, 1758; *Trigona spinipes* (Fabricius, 1793); *Centris (Centris) leprieuri* (Spinola, 1841); *Xylocopa (Megaxylocopa) frontalis* (Olivier, 1789); *Xylocopa (Neoxylocopa) cearensis* Ducke, 1910; *Xylocopa (Neoxylocopa) grisescens* Lepeletier, 1841 e *Xylocopa (Neoxylocopa) suspecta* Moure & Camargo, 1988, correspondendo a 63,6% do total de espécies visitadas. *Xylocopa frontalis* (62% do total de visitas) e *X. grisescens* (21%) foram as espécies mais freqüentes. As visitas ocorrem entre 6:30h e 18:00h, tornando-se intensas a partir das 10:00h. Espécies de Lepidoptera [*Utetheuisa ornatrisi* (Arctiidae), *Urbanus* sp1, *Urbanus* sp2 (Hesperidae), Lepidoptera sp1 e Lepidoptera sp2] e uma espécie de Coleoptera (Curculionidae) também visitam as flores de *C. pallida*. Neste último caso, os insetos se alimentam dos verticilos florais. No caso das espécies de Lepidoptera, a visita consiste apenas na coleta de néctar, pousando na região superior da quilha ou em alguma ala, evertendo a espiritrompa e introduzindo-a até atingir o nectário, sem ter contato algum com os estames ou o estigma. O mesmo ocorre por ocasião da visita de abelhas que não são do gênero *Xylocopa*. Portanto, a visita desses animais não está envolvida na polinização de *C. pallida*.

Quanto às abelhas do gênero *Xylocopa*, ao pousarem nas flores elas exibem comportamentos para a coleta de pólen facilmente distinguíveis daqueles para a coleta de néctar. Na coleta de pólen, elas apóiam-se na quilha com o terceiro par de pernas, abrem-na, com o primeiro, e, com o segundo, coletam o pólen por meio de movimentos rápidos das pernas. Para a coleta de néctar, simplesmente pousam na quilha, apoiando-se com os três pares de pernas, e o retiram com o auxílio da glossa, direcionando levemente a região inferior da cabeça para frente. Freqüentemente, essas abelhas visitam de uma a quatro flores de cada inflorescência, dirigindo-se em seguida para outra inflorescência do mesmo indivíduo ou de outro. Uma pressão para baixo exercida pelo peso do corpo da abelha sobre a quilha e o movimento feito pelo segundo par de pernas são suficientes para que o pólen seja lançado para cima e aderido à região ventral do corpo da abelha. Flores de *Canavalia rosea*, também possuem uma quilha onde estão os verticilos reprodutores e são polinizadas por espécies de *Xylocopa*. Gottsberger *et al.* (1988) afirmam que as forças relativamente fortes necessárias para operarem nestas flores altamente especializadas excluem como polinizadores espécies de abelhas menores e mais fracas.

4. Conclusões

Somente espécies de abelhas como as do gênero *Xylocopa* são fortes o bastante para abrir flores como as de *Crotalaria pallida*, que possuem uma quilha apressa, e ter acesso ao pólen. Desta forma, com base nestas afirmações e na proporção dos visitantes que estão envolvidos na polinização de *C. pallida*, pode-se considerar que as abelhas do gênero *Xylocopa* são as mais eficientes.

5. Referências Bibliográficas

Camilo, E. (1996). Utilização de espécies de *Xylocopa* (Hymenoptera, Anthophoridae) na polinização do maracujá amarelo. *Anais do II Encontro Sobre Abelhas*. Ribeirão Preto, SP, Brasil, pp 141-146.

Freitas, B. M.; Filho, J. H. O. (2001). *Criação racional de mamangavas: para polinização em áreas agrícolas*. Fortaleza: Banco do Nordeste. 96p.

Gottsberger, G.; Camargo, J. M. F.; Silberbauer-Gottsberger, I. (1988). *A bee-pollinated tropical community: The beach dune vegetation of Ilha de São Luís, Maranhão, Brazil.* – Bot. Jahrb. Syst. 109: 469-500.

Hurd, P. D. (1978). *An Annoted catalog of the carpenter bees (genus Xylocopa Latreille) of the western hemisphere (Hymenoptera Anthophoidae).* Washington Smithsonian Institution Press. 106p.

Joly, A. B. (1991). *Botânica: introdução à taxonomia vegetal.* 10. ed. São Paulo: Editora Nacional. 777p.

Michener, C. D. (2000). *The Bees of the World*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, USA, 913p.

Queiroz, L. P. (2002). *Leguminosas da Caatinga da Bahia com potencial forrageiro*. Pernambuco. Disponível em: <http://umbuzeiro.cnip.org.br/db/forrag/names/npall/npall_55.shtml.>. Acesso em: 25 jul. 2003.

Roig-Alsina, A.; Michener, C. D. (1993). Studies of the phylogeny and classification of long-tongued bees (Hymenoptera: Apoidea). *The University of Kansas Science Bulletin 55* (4): 123-160.

Schlindwein, C.; Schlumpberger, B.; Wittmann, D.; Moure, J. S. (2003). O gênero Xylocopa Latreille no Rio Grande do Sul, Brasil (Hymenoptera, Antophoridae). *Revista Brasileira de Entomologia 47* (1): 107-118.

Vidal, W. C. L. (2001). *Identificação e caracterização das interferências humanas na Área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape, Litoral Norte do Estado da Paraíba, Brasil.* Dissertação de Mestrado, Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa.

Westerkamp, C. (1998). Bee flowers with adaptations against bees: the keel blossoms. *Anais do III Encontro Sobre Abelhas.* Ribeirão Preto, SP, Brasil, pp 92 - 100.

White, R. (2003). *Crotalaria pallida* Aiton. *International Legume Database & Information Service.* York, UK. Disponível em: <http://www.ildis.org/LegumeWeb/6.00/taxa/3708.shtml>. Acesso em: 25 jul. 2003.

Levantamento de Primatas na RPPN Do Retiro Branco, Santa Rosália e Alto Selado – Poços de Caldas - MG.

Rodrigo de Almeida Nobre[a]; Andrezza Bellotto Resende[a] & Eleonore Zulnara Freire Setz[b]
[a] Gradução - Instituto de Biociências,Unesp-Rio Claro (rocaju@terra.com.br) [b] Departamento de Zoologia – Unicamp

1. Introdução

O município de Poços de Caldas, MG, se enquadra na categoria de Importância Biológica Alta (Fundação Biodiversitas, 1998a), por apresentar uma mastofauna rica, incluindo espécies ameaçadas de extinção, dentre essas alguns primatas e por apresentar como principal atividade econômica à mineração, que inevitavelmente, causa vários danos ao meio ambiente, o que afeta consideravelmente a fauna e a flora local.

Entretanto, ALCOA Alumínio S.A. atuando na atividade mineraria, desde 1970, vem executando programas de reabilitação das áreas mineradas, na tentativa de recompor a vegetação e a fauna afetada (Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental, SPVS, 1992).

Com relação à ocorrência de primatas na região, em inventários realizados pela SPVS (Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental), nas áreas de minas da ALCOA Alumínio S.A., em 1992, constataram a presença de 2 espécies ameaçadas de extinção: *Callithrix aurita* (sagüi-da-serra-escuro) e *Callicebus personatus* (sauá), sendo, então, de grande importância para sua conservação a realização de pesquisas objetivando um conhecimento detalhado da estrutura dos habitats e preferências dos primatas presentes nesses fragmentos florestais.

Esse projeto teve como finalidade à realização de um novo levantamento das espécies ocorrentes nas áreas sob concessão da ALCOA Alumínio S.A., com o objetivo de verificar se houve alterações, no decorrer desses 10 anos, na fauna primatológica. Fornecendo, assim, dados muito importantes para posterior realização de estudos ecológicos e comportamentais dessas espécies.

2. Métodos

A área de estudo está inserida na região do município de Poços de Caldas, MG . Essa região pertence à província de floresta Atlântica, atualmente, constituída predominantemente por contatos transicionais entre floresta estacional semidecidual e floresta ombrófila mista, com ocorrência de campos altimontanos (Gatto, 1983).

As áreas estudadas foram: Retiro Branco, Alto Selado e Santa Rosália, que abrangem um total de aproximadamente 400 ha de propriedade da ALCOA Alumínio S.A., apresentando relevos bem acidentados e de difícil acesso.

Para a realização do levantamento da fauna primatológica utilizou-se as estradas e as trilhas já existentes na área do Retiro Branco, além de outras trilhas que tiveram que ser abertas nas outras duas áreas, com diversos tipos de vegetação. Todas foram medidas e marcadas a cada 30m com fitas ou estacas e mapeadas com o auxílio de um GPS. Estas foram percorridas a uma velocidade de aproximadamente 1 Km/h, por dois observadores, das 8:00 às 11:00 h e das 13:00 às 16:00 h. Ao avistar alguma espécie de primata, foram registradas as seguintes informações: espécie, local, hora do encontro, estimativa da distância animal-trilha e o tamanho do grupo (Cullen Jr. & Valladares-Padua, 1997). Foram registrados, também, sinais da presença dessas espécies, como, por exemplo, suas vocalizações.

3. Resultados e Discussão

O trabalho iniciou-se em setembro de 2001, terminando em outubro de 2002, em um total de 193 horas, distribuídas em 33 dias de coletas no campo. Foram registradas 3 espécies de primatas: *Cebus apella* (macaco-prego), *Callicebus personatus* (sauá ou guigó) e *Callithrix aurita* (sagüi-da-serra-escuro), totalizando 20 registros, sendo 11 vocalizações e 9 observações diretas.

Das cinco regiões analisadas (Santa Rosália, estradas do Retiro Branco, Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais – CEPA, fragmento 1 e o fragmento 2 do Alto Selado), apenas os três ambientes com melhores condições vegetacionais e com interferências antrópicas de menor magnitude (Santa Rosália, CEPA e fragmento 2 do Alto Selado) apresentaram alguma espécie de primata. No CEPA foram registradas as três espécies (*Callicebus personatus*, *Cebus apella*, *Callithrix aurita*), no Santa Rosália foram encontrados apenas duas (*Callicebus personatus* e *Cebus apella*) e no fragmento 2 do Alto Selado apenas uma (*Callicebus personatus*).

Para quantificação da taxa de registros, foi utilizado o índice de abundância relativa (número de registros/10 Km), aplicado anteriormente por outros autores (Janson & Emmons, 1990; Malcolm, 1990; Chiarello, 1999). Dessa forma foram obtidos os seguintes resultados para as diferentes áreas: Santa Rosália (3,89 registros/10 Km), CEPA (5,76 registros/10 Km) e fragmento 2 do Alto Selado (4,45 registros /10 Km) e para as diferentes espécies: na área do Santa Rosália, *Callicebus personatus* (3,4 registros/10 Km), *Cebus apella* (0,48 registros/10 km); na área do Alto Selado (fragmento 2), *Callicebus personatus* (4,45 registros/10 Km); no Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais – CEPA , *Callicebus personatus* (3,2 registros/10 Km), *Cebus apella* (1,28 registros/10 Km), *Callithrix aurita* (1,28 registros/10 Km)

Com relação aos índices de abundância relativa apresentados, para *Callithrix aurita*, no fragmento do CEPA, o valor pode ser considerado alto, quando comparado aos encontrados por Martins (2002), que registrou (0,15-0,23 registros/10 Km), para *Callicebus personatus*, os valores são altos nos três fragmentos, comparando-se aos registrados por Chiarello (1999), que alcançaram (1,66 registros/10 Km) para áreas grandes e (1,02 registros/10 Km) em áreas pequenas, já para *Cebus apella*,o número de registros é considerado baixo nos dois fragmentos, pois em um trabalho Chiarello (1999) encontrou (1,51-2,47 registros /10 Km) em áreas grandes, (0,60-1,05 registros/10 Km) em áreas médias e (1,23-2,19 registros/10 Km) em áreas pequenas , e em outro trabalho (Chiarello, 2000) registrou (2,69 grupos /10 Km).

Um fator que poderia ter relevância para a obtenção de valores altos de registros para *Callicebus personatus*, em relação às outras espécies e a outros trabalhos seria a vocalização potente característica da espécie, que acarretaria o favorecimento de registros da mesma, já que sua presença podia ser notada, a longas distâncias, mesmo sem que houvesse sua visualização. Essa argumentação fundamenta-se, ainda, no fato de que dos 15 registros dessa espécie, 73,33% foram através de vocalizações, enquanto, os registros das outras espécies foram todos efetuados através de visualizações.

Com relação à maior diversidade de espécies e ao maior número de registros obtidos no CEPA, podem estar vinculados alguns fatores como: a vegetação em estado avançado de regeneração presente nesta área, que se liga à vegetação de outras áreas e é margeada em algumas porções por eucaliptais; comedouros artificiais, que são reabastecidos duas vezes por semana com frutas e sementes utilizadas pela mastofauna local; e maior proteção da fauna, já que neste ambiente são realizados os trabalhos de educação ambiental desenvolvidos pela ALCOA.

No fragmento 1 do Alto Selado, em que foram percorridos 6,71 Km, e nas estradas do Retiro Branco, em que foram percorridos 66,57 Km, não foram obtidos registros. A ausência das espécies de primatas nestas áreas deve estar vinculada às reduzidas áreas de vegetação remanescentes e ao excessivo grau de fragmentação e isolamento destas; e ao alto grau de influência antrópica de grande magnitude. Esta influência antrópica se caracteriza por grandes áreas de solo exposto devido ao elevado número de estradas e de lavras para extração de minério; excessivo ruído devido circulação de

maquinários, caminhões de grande porte e presença de inúmeras pessoas que circulando no local.

4. Conclusão

Como pode ser observado nos resultados listados à cima, a espécie com maior número de registros e maior distribuição foi *Callicebus personatus*, sendo encontrada em três diferentes fragmentos, com a maior taxa de registros nas três áreas. Estes dados corroboram com o proposto por Kinzey (1981), que relata a utilização, por esta espécie, de habitats em diferentes estados de conservação, salientando que esta provavelmente seja a espécie mais flexível com relação a habitats do gênero.

O estado de conservação das áreas analisadas, teve influência direta na presença das diferentes espécies de primatas, sendo observado que apenas os ambientes com melhores estruturas vegetacionais e menores influências antrópicas, forneceram condições suficientes para a presença dessas espécies e conseqüente registro.

Enfim esse estudo teve caráter preliminar, com a finalidade de se verificar a presença, abundância e distribuição das espécies de primatas ocorrentes nas áreas da ALCOA Alumínio S.A., servindo como um estudo base, possibilitando a realização de pesquisas posteriores de ecologia e comportamento das espécies registradas, permitindo complementar os dados aqui descritos com o intuito de caracterizar melhor a situação de tais espécies nestes ambientes.

5. Referências Bibliográficas

CHIARELLO, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil, *Biological Conservation*, v89: pp. 71-82.

CHIARELLO, A. G. (2000). Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture, *Revista Brasileira de Biologia*, 60(2): pp. 237- 247.

CULLEN Jr., L.; VALLADARES-PADUA, C. (1997). Métodos para estudos de ecologia, manejo e conservação de primatas na natureza. In: VALLADARES-PADUA, C., BODMER, R.E. *Manejo e Conservação de Vida Silvestre no Brasil*, MCT- CNPq- Sociedade Civil Mamirauá, , 285p.

FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, (1998a). *Biodiversidade em Minas Gerais : um atlas para sua conservação.* Belo Horizonte.

GATTO, L. C. S.; RAMOS, V. L. S.; NUNES, B. T. A. (1983). Geomorfologia. In: BRASIL. Departamento Nacional da Produção Mineral. *Projeto RADAMBRASIL*. v. 32, Rio de Janeiro, p. 351-352.

JANSON, C.H. & EMMONS, L. H. (1990). Ecological structure of the non-flying mammal community at Cocha Cashu, Peru. pp. 314- 338. In: A. H. Gentry (ed.) *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven, CT. 627p.

KINZEY, W. G. (1981). The Titi monkeys, genus *Callicebus* . In COIMBRA-FILHO, A. F., MITTERMEIER , R.A. (eds) *Ecology and Behavior of Neotropical Primates.* Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências, vol 1, pp. 241- 276. MALCOLM, J. R. (1990). Estimation of mammalian densities in continuous forest north of Manaus, pp. 339- 357. In: A. H. Gentry (ed.) *Four Neotropical Rainforests*. Yale University Press, New Haven, CT. 627p.

MARTINS, M. M., (2002). Censo de Primatas em fragmentos florestais da Fazenda Barreiro Rico, Anhembi, São Paulo. *Anais do X Congresso Brasileiro de Primatologia* . pp.60, Belém, PA.

SOCIEDADE DE PESQUISA EM VIDA SELVAGEM E EDUCAÇÃO AMBIENTAL (1992). *Manual para trilhas de interpretação da natureza do Centro de Estudos e Pesquisas Ambientais* (CEPA - ALCOA), em Poços de Caldas, MG. Curitiba: SPVS, 66p.

O Mapa da Dengue em Fortaleza: O SIG como ferramenta no Combate Estratégico às Epidemias Urbanas

Rogério Celestino Araújo [a]
Maria Clélia Lustosa Costa [b]
[a] *autor - graduação Geografia Universidade Federal do Ceará (rogerio_araujo@universiabrasil.net)*
[b] *Profa. Ms Departamento de Geografia da UFC (clelia@ufc.br)*

1.Introdução

Algumas doenças disseminaram-se pelo mundo afora, através da política colonizadora européia. Os colonizadores embrenhavam-se nas matas, alteravam o ambiente natural, interferiam na dinâmica dos ecossistemas e entravam em contato com novos animais, vegetais e microrganismos, contraindo doenças tropicais. Ao retornarem a seus paises de origem, estas doenças alastraram-se pelas cidades, dizimando centenas e até milhares de pessoas, cujo organismo não tinha resistência para enfrentá-las.

A Dengue, doença infecciosa, conhecida há mais de 200 anos, é transmitida através da picada de mosquito da espécie *Aedes,* originário da África. No Brasil a transmissão é atribuída ao *Aedes aegypti*, vetor responsável também pela transmissão da Febre Amarela. Com o processo de colonização do continente africano nos séculos XVIII e XIX, doenças silvestres proliferaram pelo continente europeu, e posteriormente americano. Colonizadores contaminados e insetos, transportados em navios e trens, foram os fatores relevantes na sua disseminação. Os navios detinham condições perfeitas para o desenvolvimento dos artrópodes: barris com água, umidade e alimento (sangue humano e de roedores), entre outros fatores.

Anualmente, segundo a Organização Mundial de Saúde, ocorrem cerca de 50 a 100 milhões de casos no mundo, colocando em risco mais de 100 países e bilhões de pessoas.

Fortaleza, cidade do Nordeste semi-árido, tem sido notícia nos meios de comunicação do país pelo número de mortes causadas por falta de leitos nas UTIs, durante epidemia de dengue. As causas apontadas foram a deficiência no serviço de coleta e o destino de lixo, associado a fatores ambientais e a falta de políticas de educação sanitária e ambiental. O desconhecimento da doença por parte da população tem contribuído na proliferação de focos. Os ovos eclodem em locais de acúmulo de água, recipientes, poças d'água, reservatórios de médio e pequeno porte (garagens subterrâneas, piscinas, poços, cisternas, entre outros), bem como em algumas plantas (nas folhas das bromélias) decorativas comuns nos jardins da cidade.

O objetivo deste trabalho é mapear e localizar no espaço geográfico as áreas afetadas pela Dengue, tendo como produto a concepção de um SIG, o que poderá contribuir para planejamento estratégico no combate a esta epidemia. Levantados e localizados os focos de dengue, esta informações serão cruzadas com dados sócio-econômicos e ambientais, com o objetivo de tentar explicar o aumento e dispersão destes focos na cidade de Fortaleza.

2. Métodos

A pesquisa iniciou com revisão bibliográfica sobre as origens e causas da Dengue e sua distribuição no espaço. A seguir foram feitos levantamentos de dados em instituições publicas (IBGE, FUNASA e Secretarias Municipal e Estadual de Saúde) e mapeamentos das condições naturais e sócio-econômicas de Fortaleza, visando cruzar as informações em um sistema de informações geográficas. Este material poderá subsidiar medidas de controle de criadouros pela Vigilância Sanitária e determinar as áreas para projetos de educação sanitária e ambiental ,que transforme a população em aliados no combate a esta doença.

3. Discussão e Resultados

Nos séculos XVIII e XIX, as teorias hipocráticas voltam a dominar e com elas, a preocupação em localizar a doença no meio ambiente. O ar, a água, o solo e outros elementos da natureza são apontados como os grandes responsáveis pela produção da doença. O ambiente natural e construído sofre intervenções. Pântanos e alagados são aterrados, pois tudo que está parado é doentio. São implantados esgotos e coleta sistemática de lixo. O espaço é esquadrinhado, principalmente o espaço urbano, onde epidemias provocam grande mortandade. (Costa, 2002).

A epidemia de cólera de 1854 foi acompanhada em Londres pelo médico Jonh Snow. Na época desconhecia-se as formas de transmissão desta doença. Utilizava-se isolamento, quarentena, desinfecções como forma de impedir a disseminação das doenças. Em caso de morte, residências eram lacradas. Snow apontou no mapa de Londres as casas em que haviam ocorrido casos de cólera. Observou uma maior concentração de casos próximo ao poço da *Broad Street* e associou a doença a presença de água contaminada. Determinou a retirada da alavanca da bomba e a epidemia foi debelada. Oliveira (2000) afirma que o trabalho de Snow pode ser considerado como o primeiro SIG do mundo, um clássico de informações geográficas. Aponta também para uso dos Sistemas de Informação Geográfica e o Sensoriamento Remoto, como importantes instrumentos de combate estratégico de epidemias urbanas.

Com o surgimento da bacteriologia, foi comprovado que a cólera é transmitida através da água. Outras doenças, como febre amarela, malária e dengue, tem como vetor o mosquito, que se reproduze em águas paradas. Portanto, na confecção de um SIG para estudar a Dengue é importante mapear as condições que favoreçam o desenvolvimento dos vetores, que são de ordem natural e sócio-econômica.

Na última década, o Brasil tem sido vitimado por epidemias de Dengue que atingem a população principalmente no primeiro semestre do ano, época das chuvas, em que acumula água parada, habitat ideal para o desenvolvimento do mosquito transmissor. A sociedade médica já identificou quatro sorotipos (DEN-1, DEN-2, DEN-3 e DEN-4). Eles têm evoluído para formas mais resistentes, provocando efeitos desastrosos na saúde da população, inclusive causando inúmeras mortes, que são atribuídas à chamada dengue hemorrágica.

No Ceará, houve um grande aumento no número de casos do ano 2000 (13.645) para 2001 (29.104). Já no ano de 2002, ocorreu uma redução em quase dois terço (10.598). Enquanto em 2000, o sorotipo predominante era o DEN1 associado ao DEN2, que era letal em 75% dos casos de dengue hemorrágica, em 2001, houve predominância da mesma associação, no entanto ocorreu uma diminuição da letalidade (10,2%). A partir de 2002, os principais sorotipos em atividade foram o DEN1, DEN2 e DEN3 com associação, tendo uma letalidade de 13,3%. Em 2003, nos primeiros seis meses foram confirmados 17.662 casos, sendo que destes, 5.457 em Fortaleza. Neste ano, a dengue já levou a óbito 15 pessoas, que foram acometidos, predominantemente da associação DEN2, DEN3 e DEN4, a forma mais brutal da doença.

O aumento do número de casos está ligado ao longo período chuvoso, aos problemas ambientais encontrados em Fortaleza e falta de conhecimento e consciência das causas da doença. Foram localizados inúmeros focos nas áreas residências, em particular, nas áreas ribeirinhas, com aumento considerável de casos o que leva a crer que o mosquito está evoluindo, bem como seu modo de reprodução. (Câmara, 2002).

4. Conclusões

A espacialização da Dengue em Fortaleza está ligada principalmente as condições ambientais e socioeconômicas. Muitos dos focos foram localizados em áreas ribeirinhas e em zonas de população de baixa renda, que má informada sobre a disseminação da doença, apresenta em suas moradias mau acondicionamento do lixo, presença de depósitos com água parada, caixas d'água descobertas. Também em bairros de classe media alta, como a Aldeota, que apresentou maior numero de casos em Fortaleza, foi grande um números de moradores atingidos. A explicação está na acumulação de água de chuva em edifícios em construção, terrenos baldios (murados), jardins com plantas com folhas que acumulam água e casas fechadas com caixas d'água e piscinas. Além disto muitos moradores recusam-se a receber a vigilância sanitária, com temor de assaltos.

Outro dado é a observar é o numero de óbitos, conseqüência da epidemia de dengue. É importante relacionar relação entre renda *per capita* e saúde. A população de baixo poder aquisitivo, que além da falta de informações, não dispõe de rapidez no atendimento médico, nem cuidados especiais com a alimentação e remédio, o que a torna mais susceptível a doença.

Com base nas informações coletadas, está se construindo um Sistema de Informação Geográfica, que ao cruzar inúmeras informações contribuirá para a compreensão da espacialização da dengue em Fortaleza. O advento de novas geotecnologias e a popularização SIG são importantes instrumentos para elaboração de Planos de Combate Estratégico de Epidemias. Este trabalho, ainda em andamento, tem por objetivo a construção de um mapa temática digital sobre o estágio atual da Dengue em Fortaleza.

5. Referências Bibliográficas

Câmara, Volney de M. (organizador). *Textos de epidemiologia para vigilância ambiental em saúde*. Brasília: Ministério da Saúde: Fundação Nacional de Saúde, 2002.

Carvalho, Marília Sá. De Pina, Maria de Fátima & Santos, Simone Maria dos. (organizadores). *Conceitos Básicos de Sistemas de Informações Geográficas e Cartográficas Aplicadas à Saúde*. Rede Interangencial de Informações para a Saúde (RIPSA) – Ministério da Saúde. Brasília: Organização Pan-americana de Saúde, 2000.

Costa, Maria Clélia Lustosa. A cidade e o pensamento médico: uma leitura do espaço urbano. In: *Mercator. Revista de Geografia da UFC*. Fortaleza: UFC, 2002.

Costa, Maria Clélia Lustosa. Os cemitérios e a espacialização da morte *in*: Almeida, Maria Geralda de & Ratts, Alecsandro J.P. (organizadores). *Geografia – Leituras Culturais*. Goiânia: Alternativa, 2003.

Lisboa Filho, Jugurta. *Modelagem de Bancos de Dados Geográficos*. Texto apresentado na VIII Escola de Informática da SBC – Sul. UFV, 2000.

Oliveira, Marcos Chaves de. *Implantação de um sistema de informações geográficas para Diretorias Regionais de Saúde, com dados relativos ao SINAN* (Sistema de Informações de Agravos de Notificação). Monografia apresentada ao Curso de Especialização em Geoprocessamento da UFMG. Belo Horizonte: UFMG, 2000.

Demografia do gambá *Didelphis aurita* (didelphimorphia, didelphidae) em uma área rural no Estado do Rio de Janeiro.

Rosana Gentile[1], Fabiano Araujo Fernandes[1,2] e Rui Cerqueira[3]
[1,2] Laboratório de Biologia e Controle da Esquistossomose, Departamento de Medicina Tropical, Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz. Av. Brasil 4365, CP 926, Cep 21045-900, Rio de Janeiro, RJ. E-mail: rgentile@ioc.fiocruz.br
[2] Programa de pós-graduação em Zoologia, Museu Nacional do Rio de Janeiro, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Quinta da Boa Vista, São Cristóvão. Cep 20940-040. Rio de Janeiro, RJ. E-mail: fabianoaf@hotmail.com
[3] Laboratório de Vertebrados, Departamento de Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. CP 68020, Cep 21941-590, Rio de Janeiro, RJ. E-mail: rui@biologia.ufrj.br

1. Introdução

Os diferentes tipos de habitats são cada vez mais suscetíveis a perturbações introduzidas pelo homem e aos efeitos da fragmentação e do isolamento daí resultantes. Estas perturbações interferem na abundância e diversidade de espécies das comunidades. A Mata Atlântica é uma das áreas tropicais que vem sofrendo maior grau de perturbação e conseqüente devastação, restando no território brasileiro apenas 5% de sua área original, além disso, apresenta o maior número de espécies ameaçadas de extinção por área: 16 a 18 espécies / 220km^2 (Fonseca *et al.*, 1994). Já foram encontradas mais de 129 espécies de mamíferos não-voadores na Mata Atlântica. Ainda assim, pouco se sabe sobre a ecologia destas espécies e os efeitos da perturbação dos habitats nas comunidades de mamíferos.

Estudos de ecologia de populações de longo prazo são primordiais para se desenvolver quaisquer atividades de manejo e conservação de animais silvestres. Análises demográficas e monitoramentos de longo prazo também permitem que sejam feitas inferências teóricas a respeito de ecologia populacional, que modelos sejam testados, além de contribuir para a ampliação dos conhecimentos sobre a biologia das espécies e ecologia geral.

Outro aspecto que torna estes estudos importantes é o fato de que os pequenos mamíferos podem ser hospedeiros ou vetores de uma grande variedade de parasitas. A dinâmica das populações destes animais é, em certos casos, de grande relevância para a parasitologia e epidemiologia, podendo subsidiar medidas de controle de endemias, uma vez que os pequenos mamíferos podem vir a constituir reservatórios naturais para doenças que afetam o homem.

Os gambás ocupam diversos tipos de habitat, inclusive áreas modificadas pelo homem, tanto rurais como urbanas, sendo considerados habitat-generalistas (Gentile & Fernandez, 1999). São predominantemente terrestres e ocasionalmente arborícolas, de hábitos noturnos, alimentando-se de basicamente de frutos, artrópodes, pequenos vertebrados (Santori *et al*., 1996), e também de lixo doméstico e carniça (Cordeiro & Nicolas, 1987). Eles apresentam grandes deslocamentos, comparando-se com outros gêneros de pequenos mamíferos, tendo os machos um comportamento mais nômade (Sunquist *et al*., 1987). Suas características bionômicas e ecológicas os tornam excelentes organismos para serem estudados, servindo como modelos para estudos teóricos, podendo ser usados também como animais de laboratório para estudos experimentais em saúde. Além disso, os gambás têm uma grande importância para a saúde pública pelo fato deles serem reservatórios silvestres de tripanossomatídeos (Carreira *et al*., 2001), tendo se tornado um elo de contato homem x natureza. Deste modo, os gambás passaram a ser mamíferos silvestres de grande importância para os seres humanos no que concerne a interface dos ambientes urbanos, rurais e silvestres.

O objetivo deste trabalho foi analisar a dinâmica populacional do marsupial *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphidae) através de fatores intrínsecos, incluindo diversos parâmetros demográficos e tabelas de vida, num estudo de cinco anos em uma área rural, originalmente de Mata Atlântica.

2. Métodos

Este estudo foi realizado no Vale do Pamparrão, que faz parte da zona rural do Município de Sumidouro (22º 02' 46''S e 42º 41' 21''W), localizado na região serrana do Estado do Rio de Janeiro, na vertente norte da Serra dos Órgãos, apresentando altitude média de 400m. Situa-se a aproximadamente 200km da Cidade do Rio de Janeiro. As principais atividades econômicas são a agricultura, com plantações rotativas de legumes, e a pecuária para a produção de leite. A vegetação é predominantemente herbácea, mais representada pelo capim navalha, culturas agrícolas, bambuzais, além de resquícios de mata, e recortada por diversos córregos e valas de irrigação para a agricultura.

Foi feito um estudo populacional de marcação e recaptura bimestral de junho/91 a julho/96, com cinco noites de captura por excursão, em sete transectos ao longo do vale, totalizando 12250 armadilhas-noite. Em cada ponto de captura havia uma armadilha de tela de arame para captura de pequenos mamíferos vivos ("live-trap"). As armadilhas eram colocadas no chão, iscadas com uma mistura de pasta de amendoim, banana, aveia, bacon e aipim.

Na ocasião da primeira captura os gambás eram marcados com numeração individual e permanente, inclusive os indivíduos lactentes. Os animais eram pesados e tinham sua condição reprodutiva e grau de erupção e funcionalidade dos dentes observados.

Os animais foram divididos em cinco classes de idade estimadas pela dentição. As divisões seguiram categorias biológicas de acordo com Gentile *et al.* (1995) e Gentile *et al.* (2000). Nesta análise foram utilizadas apenas as fêmeas marcadas na bolsa ou marcadas fora da bolsa com idade conhecida. Os anos foram divididos de acordo com as estações reprodutivas (do início de uma estação até antes do início da seguinte). Foram calculados: sobrevivência, mortalidade, fecundidade, valor reprodutivo e expectativa de vida, por classe e por ano, de acordo com Caughley (1977) e Pianka (1988). Estes parâmetros foram comparados entre os anos e entre as classes através do teste de Kruskal-Wallis (Zar, 1996). Foram calculados o tempo de geração, a taxa reprodutiva (R) e a taxa intrínseca de crescimento populacional (r) para cada ano e total, e comparados através da média geométrica para se observar a tendência geral da população ao longo do tempo.

Foram feitas matrizes de Leslie para cada ano e total a partir das taxas de sobrevivência e fecundidade seguindo Caswell (2001). A partir destas matrizes foram calculados os tamanhos de população esperados de cada classe para os anos seguintes ao de cada matriz, e comparados com os observados através do teste Qui-quadrado. Também foram feitas matrizes incluindo-se os indivíduos sobreviventes do ano anterior da última classe. Estas também foram utilizadas para comparação dos N obtidos e esperados da mesma forma.

3. Resultados

Para as análises demográficas, o último ano de coleta foi desconsiderado. Foi utilizado um total de 119 indivíduos, sendo 102 marcados na bolsa em 25 ninhadas acompanhadas e 17 marcados fora da bolsa. Dos indivíduos marcados na bolsa, 18 fêmeas foram recapturadas adultas. O número médio de filhotes por ninhada foi de 7 indivíduos. A classe de idade 0 apresentou indivíduos até 100dias (idade média de desmame). A classe 1 inclui indivíduos de 101 até 169 dias (antes da maturidade sexual). A classe 2 incluiu indivíduos de 170 a 255 dias (antes de atingir o desenvolvimento dentário completo). A classe 3 apresentou indivíduos de 256 a 337 dias (dentição completa). A classe 4 tinha indivíduos acima de 337 dias.

Foram analisadas quatro estações reprodutivas: 91/92, 92/93, 93/94 e 94/95. Não foram encontradas diferenças significativas entre os parâmetros sobrevivência, mortalidade, fecundidade, valor reprodutivo e expectativa de vida entre os anos ($P > 0.5$ em todos os casos, exceto Vr onde $P=0,076$). Entre as classes só não foi encontrada diferença significativa no valor reprodutivo ($P=0,281$), que indica o potencial reprodutivo das fêmeas se reproduzirem em tempos futuros. A sobrevivência mostrou-se mais alta nas classes 1 e 2 e a mortalidade nas classes 0 e 3. A fecundidade foi maior nas classes 2 e 3 e em alguns anos na classe 4, assim como o valor reprodutivo.

O tempo de geração total foi de 396.8 dias (13.2 meses), com valor máximo em 92/93 (418,3 dias) e mínimo em 93/94 (234.9 dias), sendo bem maior que a expectativa de vida total, que foi de 145,8 dias.

A taxa reprodutiva apresentou uma média geométrica de 0.379 (sempre abaixo de um) e a taxa intrínseca de crescimento de –0.0018 (sempre negativa), indicando um pequeno declínio da população ao longo do tempo.

Comparando-se os tamanhos populacionais observados com

os esperados através das matrizes de Leslie e da matriz com os sobreviventes do ano anterior, em todos os casos os valores observados e esperados foram significativamente diferentes (P=0).

4. Conclusões

A partir dos resultados deste estudo demográfico pode-se concluir que: a taxa de mortalidade é idade-específica, sempre muito alta nos indivíduos lactentes, com redução após o desmame, e depois retomando o crescimento durante o processo de senescência dos indivíduos; a fecundidade aumenta com a idade e não diminui até as fêmeas morrerem; o valor reprodutivo aumenta com o amadurecimento dos indivíduos e decai com o envelhecimento; altas taxas de mortalidade numa classe reduzem o valor reprodutivo daquela mesma classe; poucos indivíduos sobreviveram de um ano reprodutivo a outro e nunca por mais de dois anos, ou seja, quase todos indivíduos adultos capturados numa estação haviam nascido na estação anterior.

Estes padrões mostram que os filhotes produzidos a cada estação constituem a população reprodutivamente ativa da estação seguinte, estando o tamanho populacional diretamente relacionado com o recrutamento dos jovens. Estes resultados estão de acordo com o trabalho de Gentile *et al*. (2000) que analisaram as flutuações populacionais em relação ao recrutamento, sobrevivência e reprodução utilizando estes mesmos dados.

A modelagem realizada através das matrizes não indicou ser um bom método de previsibilidade futura de tamanhos populacionais para este conjunto de dados, uma vez que os indivíduos da classe zero sempre apresentaram tamanhos populacionais esperados mais altos que os observados, pois não foram considerados os machos.

Os valores de R e r mostraram que a população se manteve praticamente constante ao longo do tempo, sem picos populacionais com uma pequena tendência ao declínio durante os anos estudados. Os maiores tamanhos populacionais foram sempre observados no final das estações reprodutivas devido ao recrutamento dos jovens na população capturável.

A espécie apresentou uma estratégia demográfica de altas taxas reprodutivas, baixa sobrevivência de adultos entre anos, alto número de filhotes por ninhada e altos tamanhos populacionais comparando-se com outras espécies de pequenos mamíferos da mesma região.

Estudos demográficos como este de pequenos mamíferos nunca foram feitos no Brasil. O gambá mostrou ser uma espécie bastante adequada a este tipo de análise uma vez que se pode marcar os filhotes dentro do marsúpio e por tratar-se de uma espécie freqüentemente abundante, o que permite um conjunto de dados suficiente para este tipo de estudo. Informações referentes a parâmetros populacionais, estratégias reprodutivas, e estruturas etárias obtidas através de monitoramentos de longo prazo permitem que se possa detectar diversos fatores envolvidos na dinâmica das populações e gerenciar mais efetivamente os problemas de conservação.

5. Bibliografia:

Carreira, J.C., A.M. Jansen, M.N. Meireles, F. Costa e Silva & H.L. Lenzi. 2001. *Trypanosoma cruzi* in the scent glands of *Didelphis marsupialis*: the kinectics of coloniztion. *Exp. Parasitol*., 97: 129-140.

Caswell, H. 2001. *Matrix population models: construction, analysis and interpretation*. Sinauer Associates Inc. Publ., Massachusetts.

Caughley G.1977. *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley & Sons, New York.

Cordeiro, R.G.A. & R.A. Nicolas. 1987. Feeding habits of the opossum (*Didelphis marsupialis*) in Northern Venezuela. Em: Patterson BP, Timman RM, eds., *Studies in Neotropical Mammalogy: essays in honor of Phillip Hershkovitz*. *Fieldiana Zoo.l*, New ser., 39: 125-131.

Fonseca, G.A.B., A.B. Rylands, C.M.R. Costa, R.B. Machado & Y.L.R. Leite. 1994. L*ivro vermelho dos mamíferos brasileiros ameaçados de extinção.* Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Gentile, R., P.S. D'andrea & R. Cerqueira. 1995. Age structure of two marsupials in a Brazilian Restinga. *J. Trop. Ecol.*, 11: 679-682.

Gentile, R. & F.A.S. Fernandez. 1999. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia*, 63: 29-40.

Gentile, R., P.S. D' Andrea, R. Cerqueira, L.S. Maroja. 2000. Population dynamics and reproduction of marsupials and rodents in a Brazilian rural area: a five-year study. *Stud. Neotrop. Fauna & Environm.*, 35: 1-9.

Pianka, E.R. 1988. *Evolutionary Ecology*. Harper & Row, New York.

Santori, R.T., D. Astua de Moraes & R. Cerqueira. 1996. Diet composition of *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (Marsupialia, Didelphidae) in Southeastern Brazil. *Mammalia*, 59: 511-516.

Soulé, M.E. & B.A. Wilcox. 1980. *Conservation Biology: an evoloutionary-ecological perspective*. Sinauer Associates Inc. Publ., Massachussets.

Sunquist, M.E., S.T. Austad & F. Sunquist. 1987. Movement patterns and home range in the common opossum (*Didelphis marsupialis*). *J. Mamm*., 68: 173-176.

Zar, J.H., 1996. *Biostatistical Analysis.* Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.

(Agradecemos à P.S. D'Andrea, C.E.V. Grelle e C.H. Almeida pela ajuda no trabalho de campo e coordenação inicial do projeto; aos proprietários de terra do Vale do Pamparrão, Sumidouro; à P.S. D'Andrea e M.V. Vieira por sugestões nas análises dos dados e comentários gerais, e ao CNPq, FAPERJ, FIOCRUZ, FUJB e à Prefeitura de Sumidouro, RJ, pelo apoio e financiamento.)

Estudos ecofisiológicos utilizando a diatomácea *Thalassiosira weissflogii* (Bacillariophyceae)

Rosângela de Souza Silva[1], Keila Patrícia Mota de Souza, [1], Adson Pinheiro Brito[1], Rauquírio Marinho da Costa[1]
[1]LBPMRA - Núcleo de Estudos Costeiros - UFPA, Campus de Bragança; Alameda Leandro Ribeiro s/n. Aldeia, CEP: 68600-000 - Bragança, Pará, Brasil (rosabio99@bol.com.br).

1. Introdução

As algas são organismos em sua maioria unicelulares; embora sejam comuns espécies multicelulares, e ocupam os mais diferentes ambientes aquáticos podendo ser encontradas desde terra úmida até em troncos de árvores (Boschilia, 2001). Ecologicamente podem ser utilizadas como indicadoras de qualidade ambiental, como controladoras de poluição, na bioconversão de energia solar (Koening, 1981), além de sua utilização no tratamento de águas de esgoto (Costa *et al*., 1999).

No Brasil são inúmeras as instituições que desenvolvem o cultivo de microalgas para alimentação de larvas de diversos organismos aquáticos (Triani *et al*., 1986), assim como fonte de proteína utilizada como suplemento alimentar para o homem (Furst, 1978; Fox, 1987; Melo *et al*., 1993).

Uma vez que sua utilização é feita em larga escala e os custos são elevados, muitos estudos vêm sendo feitos com a utilização de adubos químicos e com o emprego de resíduos agrícolas de modo a conciliar a obtenção de uma elevada biomassa algal associada à redução dos custos de produção (Triani *et al*., 1984).

O objetivo deste estudo foi testar a eficiência do NPK sobre as taxas de crescimento de *Thalassiosira weissflogii* submetida a uma concentração adicional de vitaminas e na ausência da mesma de modo a compará-las com os resultados obtidos com o uso do meio f/2 de Guillard (1975).

2. Metodologia

As cepas de *Thalassiosira weissflogii* utilizadas nos experimentos foram obtidas no Laboratório de Cultivo de Microalgas da Universidade Federal do Pará (Campus de Bragança). As algas utilizadas foram coletadas durante a fase exponencial de crescimento e estavam aclimatadas a uma temperatura de 28 °C, uma salinidade de 26 e um regime de iluminação constante, através de lâmpadas fluorescentes de 40W (@ 200 mmol. $m^{-2}.s^{-1}$).

O cultivo foi realizado em erlenmeyers de 250 ml, havendo três réplicas para cada um dos tratamentos:

T1- meio f/2 de Guillard (controle);

T2- meio NPK com ausência de vitaminas;

T3- meio NPK com vitaminas.

Em cada réplica, dependendo do tratamento, foram adicionados 200ml dos respectivos meios e 50 ml de uma suspensão de microalgas retiradas de um cultivo em fase exponencial de crescimento.

As amostras foram retiradas a intervalos fixos de 24 horas. Alíquotas de 1 ml foram coletadas, depositadas em Eppendorfs de 1,5 ml e posteriormente fixadas em formol neutro a 4%. Com o auxílio de uma pipeta Pasteur foram retiradas subalíquotas de cada Eppendorf, as quais foram colocadas sobre a lâmina de modo que as duas câmaras existentes fossem preenchidas. O número de células de cada uma das réplicas foi acompanhado por meio de contagens diárias com auxílio de câmara de Neubauer visualizada sob um microscópio binocular Leica.

O experimento teve uma duração de nove (09) dias e foi realizado em sala asséptica com temperatura controlada, sendo os cultivos submetidos a uma salinidade de 30.

As taxas de crescimento específico (m) foram calculadas de acordo com a seguinte fórmula:

$m = [\ln (Pt1) - \ln(Pt0)] / (t1 - t0)$, (1)

onde :

Pt0 y *Pt1* são, respectivamente, os valores do parâmetro número de células nos tempos *t0* e *t1*, em dias (Flynn *et al*., 1994).

3. Resultados

O tratamento no qual se utilizou o meio de cultivo f/2 de Guillard (1975) como fonte de enriquecimento demonstrou-se mais eficiente que os meios alternativos NPK ou NPK com vitaminas, os quais, embora eficientes, não forneceram um número de células equiparável ao obtido pelas réplicas contendo o meio f/2.

Em nenhum dos tratamentos empregados observou-se a presença de uma fase de indução (ou fase lag) o que, possivelmente, seja uma conseqüência do controle da temperatura e salinidade das réplicas utilizadas nos experimentos; fato este que reduz sensivelmente o "stress" inicial do cultivo a ser realizado.

As réplicas contendo o meio f/2 proporcionaram densidades celulares que oscilaram entre um mínimo de 1,08 x 10^4 células.ml^{-1} e um máximo de 41,7 x 10^4 células.ml^{-1} no primeiro e sexto dias, respectivamente. Neste tratamento, a taxa de crescimento específico mínima foi de 0,30 d^{-1}, enquanto que a máxima foi de 2,73 d^{-1} no terceiro e primeiro dias, respectivamente.

O tratamento cujas réplicas continham o meio NPK demonstraram densidades celulares que variaram entre um mínimo de 1,25 x 10^4células.ml^{-1} e um máximo de 8,54 x 10^4 células.ml^{-1} no primeiro e terceiro dias, respectivamente. Neste tratamento, as taxas de crescimento específico oscilaram entre 0,09 d^{-1} e um máximo de 2,29 d^{-1} no sétimo e quinto dias.

O meio NPK com vitaminas apresentou uma densidade mínima de 1,30 x 10^4 células.ml^{-1} no primeiro dia de experimento. O valor máximo registrado para este tratamento foi de 12,62 x 10^4 células.ml^{-1}, observado no sétimo dia de cultivo. As taxas de crescimento específico foram de 0,02 d^{-1} no terceiro dia e 1,13 d^{-1} no primeiro dia de experimento.

4. Conclusões

No tratamento contendo o meio de cultivo f/2 de Guillard (1975) não foi verificada a fase lag ou de indução. Neste tratamento observou-se uma multiplicação celular bastante acentuada. A fase log ou de crescimeto exponencial se estendeu até o quinto dia de experimento, momento no qual observou-se o maior número de células.

Para o meio NPK sem vitaminas a fase lag também não foi evidente, havendo um crescimento exponencial com multiplicação celular rápida até o sexto dia, seguido por uma fase de morte celular.

No meio NPK com presença de vitaminas apesar do crescimento não ter sido tão rápido como nos demais, a ausência de uma fase lag foi bem evidenciada.

Dentre os meios utilizados o meio f/2 foi o mais eficaz, não obstante os resultados obtidos com o meio NPK (com e sem vitaminas) foram satisfatórios, permitindo sua utilização para produção em massa da espécies utilizada em nossos experimentos.

A adição de vitaminas ao meio NPK propiciou o desenvolvimento celular, contribuindo assim, para o aumento da biomassa microalgal.

5. Referências Bibliográficas

BOSCHILIA, C.- Minimanual compacto de Biologia teoria e prática, 2001

COSTA, R. A. A M da; KOENING, M. L.; MACEDO, S. J. de – Use of secondary sewage water as a Culture medium for *Chaetoceros gracilis* and *Thalassiosira* sp (Chrysophyceae) in laboratory conditions. Brazilian Archives of Biology and Technology, v. 42, n. 2, p. 205-212, 1999.

GOMES, L. A. de O. Cultivo de Crustáceos e Moluscos – São Paulo: Nobel, 1986. 226 p.

MELO, G DO N; SASSI R. E ARAÚJO, T. F. H. Crescimento de *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin (Bacillariophyta) em água do mar enriquecida com soluções derivadas da decomposição de algas arribadas como meio de cultura. Revista Nordestina de Biologia, v. 8, n. 1, p. 45-53, 1993.

KOENING, M. L. Relatório do estágio de cultivo de microalgas desenvolvido em Woods Hole Oceanographic institution (Massachusetts, Estados Unidos), 1981.

TRIANI, L.; SEIXAS FILHO, J. T. DE ; COSTA, R. A. da. Extrato de lixo residual como fonte de nutrientes para o cultivo de *Skeletonema costatum* (Grev.) Cleve. Rio de Janeiro. Instituto de Pesquisa Agropecuária do Rio de Janeiro (PESAGRO-RIO),1984. 3 p.

TRIANI, L; SIMÃO, O. M.; BASTOS, A. C. S.; RODRIGUES, P. C. Extrato de Esterco de galinha para o cultivo de *Nanochloris oculata*, Droop. Instituto de Pesquisa Agropecuária do Rio de Janeiro (PESAGRO-RIO),1986. 3 p.

Avaliação de opções para a conservação de áreas limítrofes com o Parque Nacional da Chapada Diamantina

Roy Richard Funch
Universidade Estadual de Feira de Santana
KM 3, BR-116, Campus Universitário
Feira de Santana, BA
44.031-460
royfunch@ligbr.com.br

1. Introdução

O Parque Nacional da Chapada Diamantina está localizado na Serra do Sincorá, na encosta Leste da Chapada Diamantina, entre as coordenadas geográficas 41º 35' - 41º 20' de longitude Oeste e 12º 25'- 13º 20' de latitude Sul, e ocupa uma área de aproximadamente 1.520 km² (Funch 1982). As serras da Chapada Diamantina ocupam aproximadamente 15% do território da Bahia e são domi-

nadas por caatinga e cerrados. No entanto, a Serra do Sincorá, localizada no lado oriental da Chapada possui um clima mais úmido, proporcionado pela altitude e pelas chuvas orográficas vindas do litoral. Este regime de chuvas fortes e regulares permite o desenvolvimento de uma rica e variada vegetação, dominada pelo campo rupestre e formações florestais ao longo dos rios, nas encostas e nas fendas das serras (grotões). Dentro do Parque, os campos rupestres ocupam as maiores extensões, embora haja significantes áreas de florestas, áreas pantanosas, e campos de altitude (*gerais*) (CPRM 1994).

Na época da concepção e dos levantamentos de campo que procederam ao decreto de criação do Parque Nacional da Chapada Diamantina (início da década de 1980) o Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF, atual IBAMA), tinha uma virtual proibição de estradas dento das unidades de conservação, relacionada com problemas do uso não controlado das terras sobre sua tutela (uso de pasto nativo para gado, retirada de madeira e outros produtos florestais, ocupação, etc.). Outras considerações para a definição dos limites do Parque Nacional da Chapada Diamantina foram a não inclusão de centros populacionais, como também o desejo de estabelecer um perímetro que seria de fácil identificação no campo, já que não havia previsão de cercar ou demarcar definitivamente os limites *in situ* e o uso de GPS (Global Positioning System) ainda não era possível.

Como resultado, os limites do Parque Nacional da Chapada Diamantina foram em grande parte baseados nas estradas já existentes na região, os leitos de rios, acidentes geográficos e, onde não existiam marcas ou referências evidentes, simples linhas retas traçadas no mapa (IBDF 1985). A presença de estradas e núcleos habitacionais obrigou os técnicos a fazer verdadeiros malabarismos com os limites em certas regiões.

Ainda mais, o perímetro do Parque Nacional da Chapada Diamantina foi determinado com a visão principal de garantir a proteção de um grande número de atrações naturais e monumentos geológicos – assim, a questão da proteção e da autosustentabilidade dos seus ecossistemas e a preservação da flora e da fauna tiveram importância somente secundária.

Como resultado, o Parque Nacional da Chapada Diamantina se acha com uma representatividade muito baixa de ecossistemas não-serranos. Outros ecossistemas vizinhos do Parque (caatinga/agreste, cerrado, terras baixas sobre formações calcárias, etc.) não foram sequer incluídos. Ademais, por causa das dificuldades em definir os limites para acomodar cidades e estradas existentes, o Parque ficou com a razão área/perímetro muito pequena, o que dificulta a fiscalização e quebra a continuidade dos ecossistemas presentes.

Assim, o enfoque deste trabalho foi identificar e caracterizar as formações vegetais circunvizinhas ao Parque Nacional da Chapada Diamantina para fazer recomendações referentes a medidas de conservação e manejo destas áreas, baseadas na sua representatividade atual no Parque, seu grau de conservação, a presença de espécies de relevante interesse conservacionista, visando a criação de áreas de proteção particular (RPPN, etc.), corredores de difusão através da preservação racional e programada da vegetação nativa exigida por lei em propriedades rurais, como também a criação de áreas de preservação pública (no nível municipal e estadual).

2. Métodos

Áreas limítrofes com o Parque Nacional foram selecionadas para estudos mais detalhados através da avaliação de imagens de satélite (Landsat) e mapas disponíveis da região (1:100.000). Foi feita uma pré-classificação das formas de vegetação presentes em cada área selecionada através da inspeção visual das imagens, seguida por verificação em campo. Levantamentos florísticos das áreas mais preservadas foram realizados usando as técnicas de "Avaliação Ecológica Rápida" (Sayre *et al*. 2000; Marimon & Lima 2001) que permitem uma caracterização ágil dos tipos de vegetação e flora associada. Foram estimadas abundância (raro, ocasional, freqüente) e cobertura (classes de 0-5%, 5,1-10%, 10,1-20%, ... 90,1-100%) para cada espécie encontrada. O estado de conservação de cada área foi avaliado pela evidência de fogo recente, desmatamento ou plantio, vegetação secundária, garimpo, presença de animais domésticos, presença humana, etc.

O mapeamento da vegetação dentro do Parque Nacional da Chapada Diamantina foi feito pelo autor anteriormente (CPRM 1994).

3. Resultados

Foram identificadas seis (06) áreas limítrofes com o Parque Nacional da Chapada Diamantina consideradas de importância significante por representarem ecossistemas ausentes atualmente no Parque ou por apresentarem aptidão e potencial de uso como corredores de dispersão. Uma tabela foi preparada identificando os atributos e deficiências de cada área, incluindo informação referente: 1) o tipo de vegetação (ecossistema); 2) seu estado de conservação; 2) presença ou ausência deste ecossistema no Parque; 4) área (km^2); 5) perímetro (km); 6) razão área/perímetro; 7) uso atual; 8) "ranking" de prioridade para inclusão.

Duas das áreas identificadas possuem ecossistemas de grande importância na Chapada Diamantina, mas atualmente sem representação no Parque Nacional: cerrado e caatinga. No entanto, ambas as áreas apresentam problemas em termos da sua baixa razão área/perímetro, e uma das áreas (cerrado) é usada extensivamente como pasto (pasto nativo).

A terceira área possui uma vegetação de floresta semidecídua em razoável estado de conservação e não apresenta conflitos de uso, podendo ser contemplada como área de preservação rural, já que pertence a uma fazenda de grandes proporções e se localiza dentro de uma APA estadual já formalizada (APA - Marimbus - Iraquara), embora possua uma razão área/perímetro muito baixa e já tenha representação no Parque.

A quarta área abriga representantes dos ecossistemas de campo rupestre e floresta semidecídua em bom estado de conservação, embora a área possua uma razão área/perímetro baixa e estes sejam ecossistemas representados no Parque. Esta área também se localiza dentro da APA - Marimbus Iraquara e representa um corredor potencialmente muito importante que liga as terras serranas ainda preservadas ao Norte com o Parque Nacional.

As duas outras áreas possuem representantes dos ecossistemas de campo rupestre e floresta semidecídua (esta última formação bastante antropizada em ambas as áreas) já presentes no Parque Nacional, mas são áreas grandes (160 km^2 e 173 km^2), possuem uma razão área/perímetro muito favorável, muito pouco potencial de uso extensivo, ou intensivo, para agricultura ou agropecuária, e completariam corredores de dispersão para plantas e animais ao longo do eixo maior da reserva.

4. Conclusão

São apresentados argumentos e subsídios para concentrar esforços de conservação em seis áreas limítrofes com o Parque Nacional da Chapada Diamantina. A disponibilidade e várias "ferramentas" ou opções de conservação, tais como zoneamento de uso (especialmente dentro da APA limítrofe com a reserva), a criação de corredores de dispersão através do ordenamento da conservação de áreas de preservação permanente em propriedades rurais, como também a criação de reservas particulares, municipais ou estaduais, podem ajudar na consolidação do núcleo de preservação regional que é o Parque Nacional. O uso de Sistemas de Informações Geográficos (SIG) possibilita um conhecimento detalhado das áreas em estudo, mesmo que sejam de proporções grandes e acessos difíceis, fornecendo subsídios concretos e tão necessários para planejamento, a conservação ordenada de áreas particulares e, assim, o bem estar dos ecossistemas serranos e das populações locais.

5. Referências Bibliográficas

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS -

CPRM. 1994. Parque Nacional da Chapada Diamantina -BA. Informações básicas para a gestão territorial: Diagnóstico do meio físico e da vegetação. CPRM, IBAMA, Salvador, p.104. il.

FUNCH, R. R. 1982. Chapada Diamantina: uma reserva natural. Salvador, p.50.

INSTITUTO BRASILEIRO DE DESNVOLVIMENTO FLORESTAL - IBDF. 1985. Parque Nacional da Chapada Diamantina - Caracterização e Justificação. Relatório datilografado, Salvador.

MARIMON, B. S. & LIMA, E. de S. 2001. Caracterização fitofisionômica e levantamento florístico preliminar no pantanal dos rios Mortes-Araguaia, Cocalinho, Mato Grosso, Brasil. Acta bot. bras. 15(2): 213-229.

SAYRE, R., ROCA, E., SEDAGHATKISH, G., YOUNG, B., KEEL, S., ROCA, R., SHEPPARD, S. 2000. Nature in Focus. Rapid Ecological Assessment. Island Press, Washington, D.C., EUA.

Diversidade de Braconidae (Hymenoptera) na Unidade de Conservação Teixeira Soares, Marcelino Ramos/RS, ênfase: Microsgastrinae e Rogadinae

Rozane Maria Restello[a], Angélica Maria Penteado-Dias[a] & Fernanda Viero Dias[b]

[a]Universidade Federal de São Carlos,SP-Depto de Ecologia e Biologia Evolutiva

(rrozane@uri.com.br; angélica@power.ufscar.br) [b]URI – Campus de Erechim (fefavd@hotmail.com)

1. Introdução

Os Hymenoptera Parasitica representam o grupo de maior riqueza de espécies dentro de Hymenoptera, tanto que EGGLETON (1990) destaca que a sua diversidade é tão grande que a necessidade de coletas básicas tem precedido às observações etológicas. Os Hymenoptera Parasitica atuam como reguladores naturais das populações dos seus hospedeiros e , indiretamente, de suas plantas nutridoras. Sem a ação controladora dos parasitóides, haveria uma explosão nas populações de herbívoros, o que levaria a uma destruição das espécies vegetais por eles consumidas. Este efeito regulador ocorre graças à grande diversidade de adaptações fisiológicas e comportamentais, resultantes de uma evolução no processo associativo fitófago-parasitóide (SOLBRIG, 1991). Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo, conhecer a fauna de Braconidae da Unidade de Conservação Teixeira Soares, Marcelino Ramos/RS em áreas com diferentes estágios de regeneração e apresentar novos dados de distribuição geográfica para os gêneros de Microgastrinae e Rogadinae.

2. Métodos

O material para este estudo foi coletado no período de novembro de 1999 a dezembro de 2000, utilizando-se três armadilhas Malaise (TOWNES, 1972), na Unidade de Conservação Teixeira Soares, em Marcelino Ramos, RS, assim distribuídas: ponto 1 (área degradada); ponto 2 (mata mesófila) e ponto 3 (mata ciliar). O material capturado foi transportado até o MuRAU (Museu Regional do Alto Uruguai) da URI – Campus de Erechim para triagem, onde os Braconidae foram separados dos demais grupos coletados e preservados em álcool 70%. A identificação dos exemplares inicialmente em nível de subfamília, e depois em gêneros no caso dos Microgastrinae e Rogadinae foi realizada utilizando-se de chave de identificação proposta por WAHL & SHARKEY (in GOULET & HUBER, 1993) e MASON (1981).

Para a análise da composição faunística de Braconidae em cada ponto de coleta e para subfamílias de Microgastrinae e Rogadinae, forma calculados os Índices de Diversidade e Equitabilidade (MAGURRAN, 1988).

3. Discussão e Resultados

Foi obtido um total de 2442 exemplares. O ponto 3 (mata ciliar) apresentou maior captura, 1424 exemplares, seguido do ponto 2 (mata mesófila), 601 exemplares e ponto 1 (área degradada), com 417 exemplares. Através da análise dos totais obtidos observa-se que o maior número de exemplares capturados foi em dezembro de 1999 (928 exemplares), seguido de janeiro de 2000 (430) e novembro de 1999 (403 exemplares). Verificou-se também, que os meses de maior captura de Braconidae ocorreram na primavera e no verão. Identificou-se um total de 23 subfamílias, das quais 17 foram comuns aos três pontos de coleta mostrando uniformidade da fauna no local.Considerando os dados de freqüência de ocorrência das subfamílias, verifica-se que Microgastrinae, Rogadinae e Opiinae foram os grupos mais numerosos nos três pontos de coleta, com 1250, 338 e 176 exemplares coletados, respectivamente. Destas subfamílias Microgastrinae e Rogadinae foram consideradas comuns nos três pontos de coleta de acordo com a classificação de PALMA (1975) *apud* ABREU & NOGUEIRA (1989). Os Microgastrinae são endoparasitóides coinobiontes solitários ou gregários de larvas de Lepidoptera de diversas famílias. Os Rogadinae são endoparasitóides coinobiontes de larvas expostas de macrolepidópteros: a maioria tem hábito solitário, muitos adultos são noturnos (SHAW, 1997). Foram identificados 28 gêneros de Microgastrinae, dos quais, *Glyptapanteles, Apanteles e Diolcogaster* foram os mais abundantes. Para Rogadinae, 5 gêneros foram identificados, destes A*leiodes e Stiropius* os mais abundantes. Índices de diversidade e equitabilidade foram usados para discutir a riqueza de subfamílias e gêneros de Microgastrinae e Rogadinae nos três pontos de coletas. O ponto 3 (mata ciliar) foi o que apresentou maior riqueza e mais alto valor quanto ao índice de equitabilidade, para as subfamílias e para os gêneros de Microgastrinae, o ponto 2 apresentou o menor valor. Os Rogadinae foram mais abundantes no ponto 3, no entanto, a riqueza foi a mesma nos três pontos; apenas o valor de equitabilidade foi maior no ponto 1 e menor no 2. Para verificar o padrão de similaridade entre os pontos de coleta, foi realizada análise de agrupamento, onde pode-se notar que os pontos 1 e 2 apresentaram alta similaridade. O ponto 3 distingue-se dos demais, por haver boas condições de recuperação das espécies originais e foi o ponto onde houve maior abundância em todos os meses e principalmente na primavera e no verão. Em função de melhores condições de regeneração, este ponto possivelmente abriga uma fauna mais rica de insetos hospedeiros.

Neste estudo em Floresta Estacional Decidual e Ombrófila Mista, na região Alto Uruguai gaúcho, verifica-se que os Braconidae estão presentes em todos os ambientes, porém com maior abundância e diversidade em ambientes menos perturbados antropogenicamente.

4. Conclusões

A Unidade de Conservação Teixeira Soares, Marcelino Ramos, RS representa um dos notáveis fragmentos vegetais da região Alto Uruguai gaúcho, abrange uma grande variedade de habitats em uma grande biodiversidade.

Dos pontos de coleta estudados a área de mata ciliar e a área de mata mesófila foram os de maior abundância, tanto em número de gêneros como em número de exemplares, por serem os ambientes com condições florísticas mais preservadas. No entanto, todos os pontos podem ser considerados como habitats que abrigam um grande número de insetos hospedeiros, principalmente Lepidoptera e Coleoptera.

A comunidade dos Braconidae é bem significativa na referida Unidade e pode-se considerá-los como elementos importantes dentro da fauna de insetos de áreas naturais, pois além de manter o equilíbrio dinâmico dos ecossistemas onde ocorrem, são bioindicadores do seu grau de preservação.

5. Referências Bibliográficas

Abreu, P. C. O. V.; Nogueira, C. R.(1989). Spatial distribution of Siphonophora species at Rio de Janeiro Coast Brazil. *Ciência e Cultura*,9: 897–902, Rio de Janeiro.

Eggleton, D. (1990). Male reproductive behavior of parasitoid wasp *Lytarmes maculipennis* (Hymenoptera: Ichneumonidae). *Ecological Entomology*, 15:357-360.

Magurran, A. E.(1988). *Ecological diversity and is measurement.* Princeton, New Jersey: Princeton University Press. 179p.

Mason, W. R. M.(1981). The polyphiletic nature of *Apanteles* Foerster (Hymenoptera: Braconidae): a phylogeny and reclassification of Microgastrinae. *Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 115:147, Canada.

Shaw, M. R.(1997). The genus *Heterospilus* Haliday in Britain, with description of a new species and remarks on related taxa (Hym., Braconidae: Doryctinae). *Zoologische Mededelingen*, 1-18: 33-41.

Solbrig, O. T.(1991). *From genes to Ecosystems: A research Agenda for Biodiversity.* Paris: Internactional Union of Biological Science, Paris, 123p.

Townes, H.(1972). A light-weight Malaise trap. *Entomological News.* 83: 225-229.

Wahl, D .B.; Sharkey, M J. (1993). Superfamily Ichneumonoidea. *In*: GOULET, H., HUBER, J.T. *Hymenoptera of the world: An identification guide to families.* Ottawa: Research Branch Agriculture Canada Publication: 358-509.

Efeitos do corte seletivo de madeira em flebotomíneos (diptera: psychodidae) em uma floresta de produção: abundância relativa das espécies coletadas em armadilhas luminosas tipo CDC

Rui Alves de Freitas[1], Felipe Arley Costa Pessoa[1], Jansen Fernandes de Medeiros[1], Thiago Junqueira Izzo[2], Toby Vincent Barrett[1]
[1]Coordenação de Pesquisas em Ciências da Saúde, INPA
pessoa@inpa.gov.br.. 2. DCEC, INPA.

1. Introdução

Na Amazônia brasileira, entre 10.000 - 15.000 km^2 de floresta nativa são cortados anualmente(Nepstad et al 1999), e frequentemente sem um plano de gerenciamento efetivo. Já são relativamente conhecidos os impactos da extração de madeira na floresta, tais como: o aumento da abertura do dossel, redução da riqueza de espécies do sub-bosque e maior susceptibilidade para incêndios. O efeito do corte seletivo na fauna amazônica é pouco conhecido, mas potencialmente grande (Kalif et al. (2001). Os bioindicadores são categorias taxonômicas cuja características (e.g. presença / ausência, densidade da população, dispersão, sucesso reprodutivo) podem ser usadas como índices para atributos difíceis ou caros de medir pra outras espécies ou condições ambientais de interesse (Landres et al.1988; Hilty & Merenlender 2000).

Diversos autores defendem o uso de determinados táxons como indicadores providenciando uma lista de diversos atributos (eg. comportamento especialista, sensibilidade à mudanças de habitat, ampla distribuição). Azevedo-Ramos et al (2002) listaram uma série de atributos a serem observados: O táxon / grupo de espécies, comunidades alvos, o efeito do corte nos grupos alvos baseado no tempo desde o corte, intensidade de corte, amostra da área ou esforço, fatores envolvidos (ex. corte, fogo, conversão para outros ecossistemas) e variáveis analisadas (ex. riqueza, abundância, composição); a correlação da resposta de qualquer mudança específica em variáveis ambientais; o possível uso como um substituto para outros grupos. Além disto os mesmos autores consideraram como bons indicadores para o manejo florestal, táxons que atendem os seguintes critérios: boas informações sobre a bionomia, atributos práticos (e.g. Facilidade de se encontrar e mensurar) e correlações com mudanças no ecossistema estabelecidos e a capacidade para funcionar como advertência a advertência de impacto iminente. Atributos secundários, como ampla distribuição, baixa mobilidade e baixa variabilidade são usados para reforçar ou descartar o uso de um táxon específico como bioindicador que atenda aos critérios principais.

Os flebotomíneos são insetos de importância médica e veterinária, por serem vetores de diversos microrganismos, mais destacadamente tripanosomatídeos. Na região amazônica estes insetos apresentam uma alta riqueza de espécies (Young & Duncan, 1994) e altos índices de diversidade local na floresta de terra firme (Barrett *et al.* 1996). Apesar disto, os estudos com enfoque ecológico das espécies amazônicas são limitados à espécies vetoras e mesmo para estas, são relativamente escassos.

Flebótomos são susceptíveis à mudanças de habitat, ainda que essa susceptibilidade varie de acordo com diferentes espécies (Travi et al. 2002), e podem ser potencialmente bioindicadores por apresentarem, em sua bionomia, vários dos requisitos citados acima. A extração de madeira retira diretamente uma parte do substrato (as bases das árvores) utilizada como por diversas espécies de flebotomíneos, e torna menos densos os estratos superiores utilizados por vertebrados arborícolas. Como as fêmeas de flebotomíneos necessitam ingerir sangue de vertebrados para reprodução, é esperado que as alterações na macrofauna sejam refletidas na fauna destes insetos. Os adultos dependem, também, de açúcares vegetais, enquanto que as larvas são detrívoras ou se alimentam de pequenos organismos do solo e provavelmente serão afetadas por mudanças na fauna edáfica e alterações microclimáticas (Rutledge & Ellenwood, 1975).

Neste trabalho, foi avaliado o efeito do corte seletivo de madeira em uma população de flebotomíneos de uma floresta de terra – firme amazônica.

2. Métodos

Este estudo foi realizado em uma floresta de terra firme, no local do projeto de extração sustentável de madeira da Mil Madeireira Itacoatiara Ltda (MMI), localizada nos Municípios de Silves e Itacoatiara-AM (2º43' a 3º04' S e 58º31' a 58º57' O). Foi feito um transecto a aproximadamente 50 metros da borda do compartimento de floresta que sofreu extração seletiva de madeira durante o estudo. Neste transecto, foram distribuídas 20 armadilhas luminosas do tipo CDC (Sudia & Chamberlain, 1962), armadas aproximadamente à 1,5 metro de altura do solo e em uma distância de 5 metros entre uma armadilha e outra. Foram realizadas 12 coletas sistemáticas durante a estação seca, época em que se realiza o corte de madeira, sendo realizados sete coletas antes do corte e cinco coletas após a extração da madeira. Os flebotomíneos foram fixados em etanol 70% e identificados segundo as chaves de Young & Duncan (1994). Os dados foram analisados com uma ANOVA com medidas repetidas para se obter um padrão geral do impacto, utilizando cada espécie dos três gêneros predominantes como réplica. Posteriormente, uma ANOVA foi utilizada para se determinar em que período cada espécie respondeu ao impacto

3- Resultados e Discussão

Foram coletados 39 espécies de flebotomíneos do gênero *Lutzomyia*, aprersentando 11 subgêneros e quatro grupos informais de espécies. Um total de 3.554 exemplares, sendo 1.658 indivíduos antes do corte, com 94,88% do total de espécies e 1.896 após o corte de madeira, com 89,75% das espécies coletadas durante o estudo. Os subgêneros *Nyssomyia* (712 indivíduos antes do corte, 1.306 após o corte), representando 56,78% do total, *Psychodopygus* (531 antes do corte, 267 depois do corte) com 22,45% e *Evandromyia* (150 indivíduos antes do corte, 70 depois) com 6,19%, foram os subgêneros predominantes.

Observou-se que houve a uma diferença quase significativa entre as abundâncias de indivíduos de cada subgênero predominante (gl=2,12; F=3.562; *p*=0,06 - ANOVA). De maneira geral foi observado uma diferença nas abundâncias entre os tempos estudados em relação a extração de madeira (gl=2,24; F=6.79; *p*=0,005), indicando uma mudança na abundância geral da comunidade após

o impacto . Porém houve forte interação entre os subgêneros e entre os tempos (gl=4,24; F=4.028; *p*=0,012). Isto mostra que cada subgênero, como unidade, responde de maneira diferente, ou com magnitudes diferentes ao impacto causado pela atividade extrativista. Analisando cada espécie separadamente foi observado que todas espécies do subgênero *Nyssomyia* apresentaram diferenças significativas (p < 0,005) entre as abundâncias após o impacto. Utilizando o teste de Tukey foi verificado que as abundâncias para todas as espécies analisadas aumentaram significativamente logo após a extração de madeira, retornando ao mesmo patamar no período de um a dois meses após a extração. Apenas quatro espécies do subgênero *Psychodopygus* das sete espécies encontradas apresentaram diferenças significativas após o impacto: *L. claustrei L. paraensis L. ayrozai*, *L. davisi*. Os padrões para estas espécies foram o mesmo que o encontrado para todas as espécies de *Nyssomyia*. A espécie *L.monstruosa* foi à única espécie do subgênero *Evandromyia* a mostrar diferenças significativas em sua abundância após o impacto da extração de madeira. As outras espécies deste subgênero tiveram uma abundância muito pequena para observações mais conclusivas.

Este estudo sugere que o corte seletivo não reduz a riqueza e, a longo prazo não altera a composição de espécies de flebotomíneos coletados em CDC. A diferença pequena entre o número de espécies de antes e depois se deve a espécies consideradas menos abundantes, cujos registros na maioria dos estudos de levantamentos de fauna destes insetos, mostram frequencia pontual com poucos indivíduos. Diferentemente, Travi et al. (2002) encontraram em florestas secas degradadas uma diferença entre a riqueza de espécies de flebótomos para áreas de florestas do mesmo tipo intactas. Neste estudo, apesar do corte seletivo não ter afetado diretamente a riqueza e a composição das espécies, afeta durante um curto período a abundância da fauna coletada, que tem um aumento sensível logo após o impacto, tendendo a retornar à números anteriores ao impacto com o passar do tempo. Porém futuros estudos serão necessários, com mais réplicas temporais, para reforçar esta hipótese. Pessoa et al. (2001) encontraram uma queda significativa na fauna de flebotomíneos nas bases de árvores remanescentes após o corte seletivo. Em árvores que previamente não foram cortadas, para todas as espécies coletadas, porém a fauna dendrobata é bem mais reduzida em sua composição do que a fauna coletada em armadilha luminosa do tipo CDC. Isto indica que flebotomíneos respondem diferentemente ao impacto do corte seletivo de madeira, de acordo com o método da amostragem utilizado e das espécies observadas.

4. Referências Bibliográficas

Azevedo-Ramos, C.; Carvalho Jr, O.; Nasi, R.; (2002) *Animal Indicators, a Tool to Assess Biotic Integrity After Logging Tropical Forests?* Relatório IPAM, 39 pg. www.ipam.org.br

Barrett, TV.; Freitas, R.A; Albuquerque, M.I.C.; Hurtado Guerrero, J.C. (1996). Report on a collection of *Lutzomyia* sand flies (Diptera: Psychodidae) from the Middle Solimões (Amazonas, Brazil). *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, 91: 27-35.

Hilty, J.; Merenlender, A. (2000). Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. *Biological Conservation* 92:185-197.

Kalif, K.A.B.; Azevedo – Ramos C.; Moutinho, P.; Malcher, S.A.O. (2001). The effect of logging on the ground – foraging ant community in Eastern Amazonia. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*. 36: 215-219.

Landres, P. B.; Verner J.;. Thomas, J.W. (1988). Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. *Conservation Biology* 2(4):316-328.

Nepstad, D.C.; Veríssimo A.; Alencar A.; Nobre C.; Lima E.; Lefebvre P.; Schlesinger P.; Potter C.; Moutinho P.R.S.; Mendonza E.; Cochrane M.A.; Brooks V.; (1999). Large scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508

Pessoa, F.A.C., Queiroz, R.G., Medeiros, J.F., Justiniano S.C.B.; Barrett, T.V. (2001) Efects of timber harvest on phlebotomine sand flies (Diptera: Psychodidae) in a production forest: relative abundance of species on tree trunks and prevalence of trypanosomatids. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 34: Supl. I: 485.

Rutledge, L.C.; Ellenwood, D.A. (1975). Production of Phlebotomine sandflies on the open forest floor in Panama: Phytologic and edaphic relations. *Environmental Entomology,* 4(1): 83-89.

Sudia, W.D.; Chaberlain, R.W. (1962). Battery operated light trap, an improved model. *Mosquito News* 22: 126-129

Travi, B.L.; Adler G.H.; Lozano, M.; Cadena, H. Montoya – Lerna J. (2002). Impact of habitat degradation on Phlebotominae (Diptera: Psychodidae) of tropical dry forests in Northern Colombia. *Journal of Medical Entomology* 39(3): 451-456.

Young, D.G.; Duncan, M. A. (1994). *Guide to identification and geographic distribution of* Lutzomyia *sand flies in México, the West Indies, Central and South America (Diptera:Psychodidae)* Memoirs of the American Entomological Institute. 54Gainesville: Associated Publishers, 881 pp.

Proposta de Folheto Informativo das Trilhas do Parque Ecológico do Guarapiranga, São Paulo/SP: Contribuições para seu Manejo e Gestão Ambiental

Sandra A. Lieberg[a]; Oriana A. Fávero[b]; José L. Gallinella[c]; Alexandre Cachefo[d] & Luiz M. Barbosa[e].
[a]Profa. Ms Univ. São Judas Tadeu (USJT) – sandralieberg@uol.com.br; [b]Profa. Ms UPMackenzie e USJT; [c]Graduando em Ciências Biológicas (USJT); [d] Graduando em Eng. Civil (Fac. Politécnica de Jundiaí); [e]Diretor do Ibt/SP.

1. Introdução

O Estado de São Paulo é um exemplo da fragmentação e redução progressiva de florestas, que se iniciou na época do descobrimento (LEITÃO FILHO, 1982) e acentuou-se principalmente nos últimos 200 anos, sobretudo pela ação antrópica, com a ampliação de áreas destinadas às atividades agropecuárias, industriais e à expansão imobiliária.

As conseqüências mais importantes do processo de fragmentação de florestas são a diminuição da diversidade biológica e a perda de micro habitats específicos (SAUNDERS *et al.*, 1991), esse processo ocasiona, entre outros, redução do tamanho das populações, redução das taxas de imigração, mudanças na estrutura da comunidade e aumento dos efeitos de borda. A diversidade biológica nos remanescentes florestais urbanos tem sido também afetada pela introdução de espécies de animais que caçam as populações nativas e agem como vetores para novas doenças e parasitas (MURPHY, 1988). Esta diversidade biológica ainda, pode ser afetada por muitos poluentes oriundos do ar, do solo e da água, que favorecem o desenvolvimento de espécies daninhas afetando os ecossistemas naturais trazendo como conseqüência sua descaracterização e descontinuidade (SIMBERLOFF, 1988).

A idéia de que as florestas e formações vegetais naturais na América Latina, especialmente as localizadas próximas aos grandes centros urbanos, devem ser protegidas, é hoje tão aceita quanto a própria intervenção antrópica visando a recuperação vegetal de áreas degradadas. O restabelecimento das funções básicas da floresta, como o abastecimento de água, a prevenção de inundações, a fixação de dióxido de carbono e a proteção da biodiversidade, são aspectos altamente relevantes nos sistemas de manejo florestal existentes (BARBOSA , 2000).

Estima-se que 60% da população mundial estará vivendo em áreas urbanas até 2005, sendo portanto de grande importância a

inclusão de estratégias para incremento e monitoramento da cobertura vegetal, sobretudo florestal, no planejamento urbano (NIEMELÃ, 1999). Apesar das muitas razões de se proteger a diversidade biológica da cobertura vegetal de áreas urbanas, a implementação de programas de conservação nessas áreas está entre os problemas mais difíceis a serem enfrentados pelos ambientalistas, principalmente porque existem áreas tão degradadas que não mais se identificam como ecossistemas naturais em funcionamento (MURPHY, 1988 e NIEMELÃ, 1999).

Em vista desta problemática vêm sendo adotadas, mundialmente, estratégias de conservação ambiental para garantir a manutenção dos processos ecológicos essenciais e dos sistemas vitais, a preservação da diversidade genética e o aproveitamento sustentável das espécies e dos ecossistemas (GÓMEZ OREA, 1978 e FÁVERO, 2001). Dentre estas estratégias destacam-se as Unidades de Conservação (UCs), áreas especialmente protegidas, nas quais, por meio de regulamentações jurídicas, objetivos e atividades, são estabelecidos. Estas UCs, nas áreas urbanas, além de contribuírem para o aumento e a proteção da cobertura vegetal, normalmente apresentam um aparato infra-estrutural (como trilhas por exemplo) que oferece opções de lazer as populações locais e que podem apresentar, destes usos, impactos ambientais contrários à conservação.

Visando contribuir com a qualidade do aparato infra-estrutural oferecido pelo Parque Ecológico do Guarapiranga (São Paulo/SP), fornecendo subsídios à manutenção e gestão de suas trilhas para corroborar com seu objetivo de conservação ambiental, o presente trabalho objetivou elaborar uma proposta de folheto informativo com a delimitação e caracterização destas trilhas.

2. Material e Métodos

O Parque Ecológico do Guarapiranga foi criado pelo Decreto Estadual nº 30.442 de 20 de setembro de 1989, com a finalidade de proteção dos mananciais da Região Metropolitana de São Paulo, da recuperação de tributários do reservatório de Guarapiranga e do plantio maciço de árvores, dentro do Programa Grandes Bosques Metropolitanos, sendo posteriormente aberto à visitação e lazer públicos.

Com uma área de 330 hectares, originalmente coberta por floresta ombrófila densa (Mata Atlântica), localiza-se no município de São Paulo, à margem esquerda do Reservatório do Guarapiranga, englobando parte das várzeas do rio Embu-Mirim e do córrego Piraporinha (23º41'50''S e 23º43'33''S e 46º44'39''W e 46º47'09'' W).

A demarcação das trilhas, do Parque Ecológico do Guarapiranga, foi efetuada com base: na interpretação de fotografia aérea (escala 1:10.000 de 21/12/2000 obtida na BASE - Aerofotogrametria e Projetos S.A.); nos reconhecimentos de campo; nas informações do Plano de Gestão e Manejo do Parque – Fase I; e nas cartas Topográficas (escala 1:10.000) Folhas: 2344 (SF-23-Y-C-VII-SE-D), 2346 (SE-23-Y-C-VII-SE-F) e 3333 (SF-23-Y-C-VI-2-SO-C), organizadas pela EMPLASA em janeiro/maio de 1981.

Para a demarcação das trilhas utilizou-se programa Corel Draw 10 e em seguida, utilizando o programa Auto Cad, foi feita plotagem das mesmas: sobre a foto aérea em meio digital ("escaneada"); e sobre a carta topográfica com o limite do Parque Ecológico do Guarapiranga.

Com a carta, que apresenta a plotagem dos traçados das trilhas, foram organizados os mapas:

ü com as delimitações de APPs (Áreas de Preservação Permanente segundo o Código Florestal, instituído pela Lei Federal Nº 4.771/65) para verificar quais trilhas passam por essas faixas;

ü e com categorização das trilhas pela dificuldade ou "carga" oferecida por seu percurso, utilizando-se como critérios as respectivas extensões totais das trilhas (também informadas) e a freqüência de trechos a serem percorridos em terrenos inclinados, fator que acarreta aumento de esforço físico para realização do percurso (segundo POWERS & HOWLET, 1997).

Para cálculo da extensão aproximada das trilhas utilizou-se o programa Auto Cad, no qual as trilhas foram alinhadas e medidas. Esta aferição não incorporou a Distância Vertical Percorrida - DVP (também chamada de deslocamento vertical) que corresponde à diferença do deslocamento que não foi medida na carta topográfica, pois está modificada pelo ângulo de inclinação do terreno. Portanto, para cálculo da DVP, primeiramente, foi necessário verificar os trechos das trilhas que encontram-se nos terrenos inclinados e seus respectivos ângulos de inclinação. Para tanto, utilizou-se a técnica de verificação da inclinação do terreno, na carta topográfica, por "facetas" proposta por DE BIASI (1992). Somando-se a extensão aproximada das trilhas às respectivas DVPs verificadas obteve-se a distância ou extensão total aproximada delas, permitindo a estimativa do percentual relativo de DVPs de cada trilha.

3. Resultados e Discussões

A denominação das trilhas foi fornecida por monitores e pessoas da região que freqüentam o parque. Foram demarcadas 16 trilhas na Zona de Uso Extensivo do parque com breve descrição de atrativos que apresentam. Muitas trilhas se cruzam, oferecendo aos visitantes várias opções de caminhadas. Essas trilhas podem ser percorridas a pé, de bicicleta ou a cavalo e proporcionam ao visitante reconhecer várias fisionomias vegetais e em diferentes estágios sucessionais, além da possibilidade de encontro com animais silvestres.

A presença de várias trilhas favorece a adoção de alternativas de monitoramento e manejo para o Parque sem inviabilizar seu uso público pois, se alguma trilha apresentar sinais de erosão ou outro processo deletério poderá ser fechada e recuperada ficando a população com outras opções de caminhadas.

A trilhas apresentam extensão total aproximada que varia de 350m a 2.370m porém, como o parque possui uma única entrada, o percurso de algumas trilhas será acrescido do trajeto a ser percorrido da entrada até sua respectiva localização. Com a plotagem das trilhas sobre a foto aérea e a indicação da entrada do parque o visitante visualizará esta informação no folheto.

Considerando-se o percentual de DVP presente em cada trilha, o que significa a execução de percurso com dificuldade ou esforço físico "extra", devido a inclinação do terreno (e proporcional ao ângulo de inclinação, segundo POWERS & HOWLET, 1997), as trilhas apresentam até 14% da extensão total aproximada em DVP (ou trechos percorridos em inclinação).

Com base na extensão total aproximada e no percentual do percurso em inclinação (DVP) sugeriu-se uma classificação comparativa das trilhas em duas grandes categorias: as que oferecem maior "carga" (ou dificuldade ou esforço físico) pela extensão total do traçado e as que oferecem maior "carga" pela freqüência de trechos do percurso em terrenos com inclinação.

A elaboração de categorias de dificuldade ou "carga", oferecida pelas trilhas, para ser considerado como modelo ou parâmetro de referência, de forma a estabelecer um gradiente aplicável em qualquer área, exige estudos mais detalhados e de caráter multidisciplinar pois a aferição de índices médios do esforço físico humano apresenta muitos (ou inúmeros) fatores de interferência (POWERS & HOWLET, 1997).

A demarcação das faixas de APPs em relação aos recursos hídricos mostrou que vários trechos das trilhas do parque encontram-se nesta área, interferindo em sua regeneração natural pois encontram-se completamente antropizados. Entretanto, esta situação pode ser contemplada desde que ocorra uma compensação ambiental ao dano e que o Plano de Manejo do Parque inclua, nas propostas de intervenção, as devidas autorizações dos órgãos competentes, de acordo com a Resolução do CONAMA Nº. 237 de 19 de dezembro de 1997 que, no artigo 5º, estabelece a "*competência do órgão ambiental estadual ou do Distrito Federal o licenciamento ambiental dos empreendimentos e atividades*" ... "*II – localizados ou*

desenvolvidos nas florestas e demais formas de vegetação natural de preservação permanente, relacionadas no artigo 2° da Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965, e em todas as que assim forem consideradas por normas federais, estaduais e municipais". Cerca de 80% das trilhas apresentam trechos (ou estão parcialmente inseridas) em APPs. Quanto ao parâmetro declividade das vertentes, que também determina APPs (quando igual ou superior a 100% ou 45°), somente 12,5% das trilhas contém trechos em APPs. Portanto, segundo esse critério somente duas trilhas (12,5%) não apresentam nenhum trecho em APPs.

4. Conclusões

A maioria das trilhas percorre, em vários pontos, APPs e não há estudos de capacidade de carga no Parque que possam oferecer os subsídios que o órgão público necessita para decidir se deve mantê-las ou não. O monitoramento constante destas trilhas poderá indicar o avanço dos impactos e, caso sejam detectados efeitos deletérios acentuados, os administradores poderão tomar as medidas necessárias para minimizar esses impactos e recuperá-las, o que poderá ser feito por meio dos parâmetros oferecidos por estudos de análise e evolução sucessional como o realizado e apresentado por LIEBERG (2003).

A demarcação das trilhas, associada a uma publicação simples e acessível à população (folheto) além de possibilitar ao visitante sua localização no parque, poderá ser utilizada em práticas escolares, nas quais pode-se treinar o manejo de bússola, a orientação espacial e o reconhecimento de diferentes tipos vegetacionais, possibilitando um aprendizado prático e integrado com a natureza.

Colocando parte destas informações no folheto, sobretudo as relacionadas à "carga" do terreno, oferece-se à população, ainda, a oportunidade de escolha considerando seu estado físico e de saúde.

A elaboração deste folheto visou facilitar a movimentação dos visitantes no parque e sua familiarização com uma imagem aérea, além de permitir-lhes escolher a trilha, para percurso, de acordo com a dificuldade oferecida, democratizando parte do conhecimento científico obtido com este estudo.

5. Referências Bibliográficas

BARBOSA, L. M. *Considerações Gerais e Modelos de Recuperação de Formações Ciliares.* In: RODRIGUES, R. R., LEITÃO FILHO, H. F. (Ed). Matas Ciliares – conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP, 2000. cap.15.4, p.289-312.

BRASIL. Resolução CONAMA N°. 237, 19 dez. 1997. Ratificou a competência dos Estados para definição dos procedimentos para o licenciamento ambiental, inclusive em Áreas de Preservação Permanente. Diário Oficial.

BRASIL. LEI n°. 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Novo Código Florestal. Disponível em: <http://www.senado.org.br>. Acesso em: 21 ago 2000.

DE BIASI, M. *A carta clinográfica: os métodos de representação e sua confecção.* Revta do Depto de Geografia, USP, v.6, p.44-61, 1992.

FÁVERO, O. A. Do Berço da Siderurgia Brasileira à Conservação de Recursos Naturais – Um Estudo da Paisagem da Floresta Nacional de Ipanema (Iperó/SP). São Paulo, 2001. 257p. Dissertação (Mestrado em Geografia Humana) – Depto de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo.

GÓMEZ-OREA, D. El Medio Fisico y la Planificación. Madrid: Cuadernos del CIFCA, v.1 e v.2, 1978.

LEITÃO FILHO, H. de F. *Aspectos taxonômicos das florestas do Estado de São Paulo*. Anais do Congresso Nacional sobre essências nativas. Silvicultura em São Paulo, v.16, p.197-206, 1982.

POWERS, S. K. & HOWLET, E. T. *Mensuração do Trabalho, Potência e Gasto Energético*. In: ___. Fisiologia do Exercício. São Paulo: Ed. Manole, 1997. p. 95-106.

LIEBERG, S. A. Análise sucessional de fragmentos florestais urbanos e delimitações de trilhas como instrumento de gestão e manejo no programa de uso público do Parque Ecológico do Guarapiranga. São Paulo, no prelo. 100p. Dissertação (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências, UNESP – Rio Claro.

MURPHY, D. D. Challenges to biological diversity in urban areas. In: WILSON, E. (ed.) Biodiversity. Washington: Ed. National Academy Press, 1988. cap.7, p.71-78.

NIEMELÃ, J. *Ecology and urban planning*. Biodiversity and Conservation, v.8, p.119-131, 1999.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. *Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review.* Conservation Biology, v.5, p.18-32, 1991.

SIMBERLOFF, D. The Contribution of Population and Community Biology to Conservation Science. Ann. Rev. Ecol. Syst., v.19, p. 473-511, 1988.

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

Gradiente Altitudinal de Riqueza de Espécies de Formigas (Hymenoptera, Formicidae)

Sandra de Miranda Soares[a] & José Henrique Schoereder[b]
[a]Pós-Graduação em Entomologia, DBA, Universidade Federal de Viçosa (smsoares@insecta.ufv.br)
[b]DBG, Universidade Federal de Viçosa

1. Introdução

A variação da diversidade de espécies ao longo de gradientes altitudinais é um dos padrões que têm sido freqüentemente reportados. Estudos da relação entre a riqueza de espécies de formigas e a altitude apontaram um declínio do número de espécies com o aumento da altitude (Fisher, 1996; Fernandes *et al*., 1997; Brühl *et al*., 1999). No entanto, ainda não são conhecidos os processos que geram esta relação.

Neste trabalho, buscou-se analisar o gradiente altitudinal de riqueza de espécies de formigas com o objetivo de: i) testar o padrão de relação entre a riqueza de espécies de formigas e a altitude na Serra do Cipó, MG, Brasil; ii) propor e discutir as hipóteses explicativas do padrão detectado; iii) organizar as hipóteses em um fluxograma; e iv) testar as seguintes hipóteses explicativas do padrão: 1) a redução da complexidade estrutural da vegetação com o aumento da altitude é responsável pela redução na riqueza de espécies de formigas; e 2) a redução na espessura da camada de solo em altitudes elevadas reduz os locais favoráveis à nidificação, permitindo a ocorrência de menor número de espécies.

2. Metodologia

Este trabalho foi desenvolvido na Serra do Cipó, localizada no município de Santana do Riacho, MG, Brasil. As coletas das formigas foram realizadas no mês de fevereiro de 2001 (estação chuvosa), entre as altitudes de 800 e 1500 m. Ao longo desse gradiente altitudinal, foram estabelecidos 15 sítios de coleta em intervalos de 50 metros de altitude. Em cada sítio de coleta, foi demarcado um transecto de aproximadamente 190 m de comprimento, no qual foram distribuídas 20 armadilhas do tipo pitfall com iscas de sardinha e mel. Nos transectos onde havia vegetação arbórea e, ou, arbustiva (800 m, 850 m, 900 m e 1100 m) foram colocadas 10 armadilhas no solo e 10 armadilhas na vegetação. Um par de armadilhas (uma de solo e uma de vegetação) foi posicionado em cada intervalo de 20 m. Nos transectos sem vegetação arbórea/arbustiva, todas as 20 armadilhas foram dispostas no solo em intervalos de 10 m. Esta diferença no espaçamento das armadilhas entre os transectos com e sem vegetação arbórea/arbustiva foi estabelecida de forma a assegurar que o esforço e a área amostral fossem iguais em todos os transectos.

O padrão de relação entre a riqueza de espécies de formigas e a altitude foi avaliado através de análises de regressão com modelos lineares generalizados, utilizando o programa R (Ihaka e Gentleman, 1996). Nestas análises, considerou-se a riqueza de espécies como variável resposta e a altitude como variável explicativa.

Na construção do fluxograma de hipóteses foram considerados todos os fatores bióticos e abióticos que se modificam com o aumento da altitude e podem levar à redução na riqueza de espécies de formigas.

Para testar a hipótese de que a redução na complexidade estrutural da vegetação gera o declínio da riqueza de espécies ao longo do gradiente altitudinal, foi determinado o tipo de vegetação característico de cada sítio de coleta (cerrado, campo rupestre ou campo de altitude). Os dados foram analisados através de análise de covariância (ANCOVA), utilizando modelos lineares generalizados e o programa R. Nesta análise, a riqueza de espécies de formigas foi a variável resposta e altitude e tipo de vegetação as variáveis explicativas. Com base nesta hipótese, esperava-se encontrar uma influência do tipo de vegetação na riqueza de espécies de formigas ao longo do gradiente altitudinal. Esta influência seria detectada na análise através da verificação da significância da variável tipo de vegetação e, ou, da interação entre altitude e vegetação.

Para verificar se a redução na espessura da camada de solo constitui o fator responsável pela redução na riqueza de espécies de formigas com o aumento da altitude foi efetuada uma ANCOVA, empregando-se modelos lineares generalizados e considerando a riqueza de espécies de formigas como variável resposta e a altitude e local de nidificação (solo e não-solo) como variáveis explicativas. Esta análise foi realizada com o auxílio do programa R. Nesta análise, avaliou-se a significância da interação entre as variáveis explicativas. Caso a interação fosse significativa, isto demonstraria que o gradiente altitudinal das espécies de solo diferia daquele apresentado pelas espécies que não nidificam no solo. Este seria o resultado esperado se a redução na espessura da camada de solo fosse responsável pela redução da riqueza de espécies de formigas com a altitude. Neste caso, o número de espécies de formigas de solo tenderia a diminuir com o aumento da altitude e o mesmo não ocorreria com as espécies que não nidificam no solo.

Devido à variação no número de armadilhas de solo instaladas entre os sítios altitudinais, foi necessária uma padronização na amostragem da comunidade de formigas de solo para o teste dessa hipótese. Para isto, foram excluídas 10 armadilhas de solo dentre as 20 que foram utilizadas na amostragem dos sítios sem vegetação arbórea/arbustiva. Esta exclusão foi feita de forma que todos os sítios altitudinais passassem a ser amostrados com 10 armadilhas de solo espaçadas entre si por uma distância de 20 m.

3. Resultados

Foram coletadas 156 espécies de formigas pertencentes a 35 gêneros ao longo do gradiente altitudinal. A riqueza de espécies de formigas declinou gradualmente com o aumento da altitude ($F(1, 13) = 37,36$; $p < 0,001$; equação: $y = \exp(5,46 - 0,00184x)$).

Diversas hipóteses explicativas deste padrão foram propostas e organizadas em um fluxograma, de forma a fornecer diretrizes para estudos futuros e sintetizar o conhecimento atual.

O tipo de vegetação ($F(2,9) = 2,79$; $p = 0,11$) e a interação entre a altitude e o tipo de vegetação ($F(2,9) = 0,53$; $p = 0,61$) não influenciaram significativamente na riqueza de espécies de formigas.

Após a padronização no número de armadilhas de solo, passaram a ser amostradas 145 espécies de formigas, das quais 91 foram consideradas de solo, 35 foram classificadas como não nidificadoras no solo e 19 não tiveram os hábitats de nidificação determinados, sendo, portanto, excluídas das análises.

A interação entre altitude e local de nidificação não foi significativa ($F(1,13) = 0,19$; $p = 0,89$), indicando que o padrão altitudinal de riqueza de espécies independe do local de nidificação das formigas.

4. Discussão

O declínio gradual da riqueza de espécies de formigas com o aumento da altitude na Serra do Cipó já foi previamente detectado por Fernandes e colaboradores (1997). No entanto, diferentemente do presente trabalho, Fernandes e colaboradores amostraram as formigas na estação seca e utilizaram outra metodologia de coleta. Considerando que este tipo de relação pode variar entre as estações do ano e que métodos de coleta diferentes podem gerar diferentes resultados, tornou-se necessário confirmar a consistência deste padrão em outra estação do ano (chuvosa) e com outra técnica de amostragem. A semelhança de resultados entre os dois estudos demonstrou que a redução gradual da riqueza de espécies de formigas com o aumento da altitude é um padrão consistente para a Serra do Cipó.

Diversas mudanças nos fatores bióticos e abióticos podem explicar este padrão: São elas: a redução na espessura da camada de solo, as mudanças climáticas (aumento da umidade, redução da temperatura, aumento da imprevisibilidade e da amplitude de variação diária), a redução na complexidade estrutural da vegetação, a redução na área e o aumento do grau de isolamento.

Embora a complexidade estrutural da vegetação seja considerada um importante fator determinante da diversidade de espécies de formigas (Ribas *et al.*, 2003), os resultados obtidos neste estudo indicam que ela não influenciou na variação da riqueza de espécies ao longo do gradiente altitudinal. Nítidas mudanças na fisionomia da vegetação, com redução do número de estratos, podem ser verificadas à medida que se aumenta a altitude na Serra do Cipó. No entanto, tais mudanças não se refletem na riqueza de espécies de formigas.

Considerando que a maioria das espécies coletadas utilizam o solo como local de nidificação (91 espécies), era de se esperar que as mudanças ocorridas no solo ao longo do gradiente altitudinal fossem relevantes para as comunidades de formigas. No entanto, verificou-se que o padrão de declínio da riqueza de espécies com a altitude foi semelhante tanto para as espécies de solo, quanto para aquelas que não nidificam no solo. Isto demonstra que a restrição de locais favoráveis à nidificação para as espécies de solo não é o fator responsável pela redução da riqueza de espécies de formigas ao longo do gradiente altitudinal.

As duas hipóteses testadas não foram corroboradas neste estudo. Outros fatores podem explicar o gradiente altitudinal de riqueza de espécies de formigas. Por exemplo, a redução na temperatura é extremamente relevante para animais termofílicos como as formigas, podendo afetar diretamente no metabolismo das mesmas (Fisher, 1996) ou indiretamente, reduzindo a produtividade de plantas e, conseqüentemente, a disponibilidade de recursos para estes insetos (Olson, 1994).

Outra alteração climática que ocorre ao longo de gradientes altitudinais e pode afetar as comunidades de formigas é o aumento da imprevisibilidade e da amplitude de variação diária. Em regiões mais altas, há geralmente uma maior variação climática imprevisível e maior amplitude de variação diária na temperatura. Ambientes com clima altamente variável geralmente não suportam especialistas climáticos, tendendo a apresentar uma menor diversidade de espécies (Stevens, 1992).

A redução da área e o aumento do grau de isolamento com o aumento da altitude também constituem fatores relevantes na explicação do gradiente altitudinal de diversidade de formigas. Menor área representa uma menor quantidade e variedade de hábitats (Rosenzweig, 1995) e, conseqüentemente, uma menor disponibilidade de recursos. Regiões mais elevadas são freqüentemente mais isoladas de hábitats similares, sendo menos acessíveis a colonizadores (Stevens, 1992). Este fator restringe o tamanho das populações já existentes, devido à ausência de efeito resgate, e diminui a imigração de novas espécies (Lomolino, 2001).

5. Conclusões

O declínio da riqueza de espécies de formigas com o aumento

da altitude é um dos padrões que já foi relatado em outros estudos, e que foi confirmado no presente trabalho. Esta redução pode estar relacionada com diversos fatores bióticos e abióticos do ambiente. À medida que se aumenta a altitude, há geralmente mudanças no solo, no clima e na vegetação que podem afetar direta ou indiretamente as comunidades de formigas. Com relação às mudanças no solo, pode-se citar a redução na espessura da camada de solo em altitudes elevadas, que geralmente ocorre em sistemas montanhosos com terrenos inclinados. Em regiões tropicais, o clima também sofre mudanças marcantes com o aumento da altitude, tornando-se mais úmido, mais frio, mais imprevisível e com maior amplitude de variação diária. A estrutura da vegetação tende a se modificar ao longo de gradientes altitudinais, tornando-se menos complexa à medida que se aumenta a altitude. Com o aumento da altitude há também redução na área e aumento do grau de isolamento.

Embora todos os fatores citados acima são potencialmente influentes nas comunidades formigas, os resultados obtidos neste trabalho revelam que as reduções na espessura da camada de solo e na complexidade estrutural da vegetação não são responsáveis pelo padrão de declínio da riqueza de espécies de formigas com o aumento da altitude. Outros fatores, não testados neste trabalho, podem explicar o gradiente altitudinal de diversidade de formigas e merecem destaque em estudos futuros. São eles: o aumento da umidade, a redução da temperatura, o aumento da imprevisibilidade e da amplitude de variação diária, a redução na área e o aumento do grau de isolamento.

6. Referências Bibliográficas

Brühl, C. A., Mohamed, M. & Linsenmair, K.E. (1999). Altitudinal distribution of leaf litter ants along a transect in primary forests on Mount Kinabalu, Sabah, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology* 15: 265-277.

Fernandes, G.W., Araújo, L.M., Carneiro, M.A.A., Cornelissen, T.G., Barcelos-Greco, M.C., Lara, A.C.F & Ribeiro, S.P. (1997). Padrões de riqueza de insetos em gradientes altitudinais na Serra do Cipó, Minas Gerais. Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado: trabalhos selecionados do 3º Congresso de Ecologia do Brasil (ed. by L.L. Leite and C.H. Saito), pp 191-195, Universidade de Brasília, Brasília.

Fisher, B.L. (1996). Ant diversity patterns along an elevational gradient in the Réserve Naturelle Intégrale d'Andringitra, Madagascar. *Fieldiana Zoology (n.s.)* 85: 93-108.

Ihaka, R. & Gentleman, R. (1996). R: a language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5: 229-314.

Lomolino, M.V. (2001). Elevation gradients of species-density: historical and prospective views. *Global Ecology and Biogeography* 10: 3-13.

Olson, D.M. (1994). The distribution of leaf litter invertebrates along a Neotropical altitudinal gradient. *Journal of Tropical Ecology* 10: 129-150.

Ribas, C.R., Pic, M., Schoereder, J.H. & Soares, S.M. (2003). Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology* 28: 305-314.

Rosenzweig, M.L. (1995). *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge.

Stevens, G. C. (1992) The elevational gradient in altitudinal range: an extension of Rapaport's latitudinal rule to altitude. *The American Naturalist* 140: 893-911.

(Apoio: FAPEMIG; CAPES; CNPq; IBAMA/PARNA Serra do Cipó).

Nota de avistagem do cachalote (*Physeter macrocephalus*) durante transecção entre os Arquipélagos de São Pedro e São Paulo e Fernando de Noronha.

Sandra Mara de Araújo Ananias[1], Lídio França do Nascimento[2], Priscila Izabel Alves Pereira de Medeiros[3], Adolfo Hubner de Jesus[4] & Maria Emília Yamamoto[5]

[1]Graduanda em Biologia - Ecologia e Comportamento Animal Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) (smara_ananias@hotmail.com); [2]Doutorando Psicobiologia (UFRN); [3]Graduação Biologia (UFRN); [4]Mestrando Psicobiologia (UFRN) & [5] Prof ª Titular Depto de Fisiologia (UFRN)

1. Introdução

O cachalote é o maior dos odontocetos, e apresenta o comprimento máximo de 18,3m para machos e 12,5m para fêmeas. A principal característica do cachalote é a sua grande cabeça retangular, que corresponde até a 40% (com média de 25% a 33%) do comprimento total do animal; essa proporção é bem mais acentuada nos machos do que nas fêmeas, e é uma das maneiras de identificar o sexo do animal numa avistagem. Sua coloração é escura e uniforme, indo do cinza ao marrom. A pele do cachalote é enrugada, principalmente na parte posterior do corpo. A nadadeira dorsal tem forma triangular-arredondada, e entre esta e a nadadeira caudal existem ondulações visíveis. Possui dentes grandes e grossos na mandíbula (LEATHERWOOD & REEVES, 1983).

O cachalote pode ser encontrado em grupos contendo desde cinqüenta ou mais indivíduos até animais solitários. Machos e fêmeas têm comportamentos migratórios diferentes. Os machos adultos costumam se aproximar mais das regiões polares do que as fêmeas e os machos juvenis (HETZEL & LODI, 1993; DUFALT, WHITEHEAD & DILLON, 1999). De forma geral, os cachalotes costumam se aproximar mais dos pólos durante o verão, e retornar às áreas temperadas e tropicais durante o inverno. O cachalote encontra-se em todos os oceanos do mundo, entre 60ºN e 70ºS, evitando apenas as regiões polares em ambos os hemisférios (JEFFERSON, LEATHERWOOD & WEBBER, 1993).

No Brasil, existem registros de ocorrência do cachalote desde o Rio Grande do Sul até o Nordeste. Só existe um registro de encalhe em massa de cachalotes na costa brasileira: 33 animais encalharam, em dezembro de 1972, na praia de Bojuru (RS). Nos estados do Nordeste são comuns os encalhes desta espécie, que possui áreas de concentração próximas à linha do Equador (RAMOS *et al*, 2001). Durante o período de atividade da Companhia de Pesca Norte do Brasil (Copesbra), o cachalote foi capturado nos estados do Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco (HETZEL & LODI, 1993). De acordo com Medeiros (2003), no Estado do Rio Grande do Norte, a espécie vem sendo registrada através da ocorrência de encalhes, tendo sido registrados seis exemplares nos últimos 18 anos.

2. Métodos

A transecção foi realizada entre os dias 05 e 06/04/2003 utilizando-se embarcação pesqueira, medindo 16 m, equipada com GPS. O trajeto percorrido, 330 milhas náuticas (?611km), entre os arquipélagos de São Pedro e São Paulo, situado entre o paralelo 0º 56'N e meridiano 29º 20'W, e Fernando de Noronha, delimitado pelo paralelo 3º 42'S e meridiano 32º 14'W; se deu em linha reta com uma velocidade média de 8 nós (?14,8km/h). Os observadores estavam posicionados na proa (frente) do barco, em período contínuo, realizando *scans* ao longo de 180º com relação ao eixo do barco. Para o registro dos animais utilizou-se máquina fotográfica Minolta Dynax 5000i, lente zoom 300mm, filme ASA 200 com 36 poses. Quando os animais eram avistados registrava-se sua localização através do GPS, e a partir desse dado, a profundidade da área.

3. Resultados e Discussão

No dia 05 de abril de 2003 foi avistado um grupo de cachalotes

com cinco animais, sendo dois de grande porte e três menores. Os animais estavam todos agrupados, próximos uns aos outros, em deslocamento lento, nadando sincronicamente, permanecendo a maior parte do tempo junto à superfície; aproximaram-se do barco pela proa, passando a bombordo (lado esquerdo do barco no sentido popa - proa) numa distância mínima de 15m. No dia seguinte, 06 de Abril de 2003, registrou-se um grupo com dois animais, apresentando o mesmo comportamento do grupo anteriormente citado. Esses animais localizavam-se a 1º 54'S e 31º12'W. Durante a transecção, além de cachalotes, foram registrados delfinídeos (n=2) no período noturno, acompanhando a embarcação pela proa, por alguns minutos.

Estudos com a espécie *Physeter macrocephalus*, relatam padrões migratórios diferentes dos grandes cetáceos (misticetos), no qual ambos os sexos realizam grandes deslocamentos. No caso do cachalote, apenas os machos adultos se deslocam para os pólos no verão boreal e austral. As fêmeas com filhotes e animais juvenis de ambos os sexos, tendem a permanecer em águas equatoriais, onde as temperaturas são mais elevadas (HETZEL & LODI, 1993; DUFALT, WHITEHEAD & DILLON, 1999); e socializam próximos à superfície em grandes grupos, usualmente, mais vagarosamente, com pouca consistência direcional; mas, este comportamento parece ser mais variado do que os ciclos de mergulho estereotipados de forrageio dessa espécie. As funções deste período na superfície incluem descanso e a manutenção de laços sociais antes da dispersão do grupo durante o forrageio (MANN, CONNOR, TYACK & WHITEHEAD, 2000). De acordo com Jefferson, Leatherwood & Webber (1993), uma grande porcentagem de fêmeas (quase 85%) possuem calosidades no dorso, ao passo que machos quase nunca as apresentam.

Tais evidências sugerem que os animais de maior porte avistados nesse período (05 e 06 de abril de 2003), seriam grupos de fêmeas, em virtude dos animais estarem acompanhados de animais "imaturos" (de menor porte) e, por terem sido observadas e fotografadas calosidades próximas à nadadeira dorsal desses animais.

4. Considerações Finais

Segundo Whitehead (2002), estimativas populacionais para o cachalote, somente estão disponíveis no nordeste do Atlântico, Islândia, costa leste dos Estados Unidos, norte do Golfo do México, leste tropical do Pacífico, leste temperado e oeste do Pacífico Norte e Havaí. A área de uso de fêmeas individuais parece alcançar distâncias de, aproximadamente, 1000 km; e ocasionalmente viajam vários milhares de quilômetros sobre grandes áreas da bacia oceânica. Entretanto, alguns machos maduros ou em maturação mostram alta fidelidade a lugares de alta latitude, e pouco se conhece sobre a freqüência, duração ou sazonalidade das visitas de machos individuais aos trópicos (MANN, CONNOR, TYACK & WHITEHEAD, 2000).

Pouco se sabe sobre o atual *status* populacional de *Physeter macrocephalus* em águas brasileiras, assim sendo, todos os dados de avistagem são relevantes para avaliar sua ocorrência e distribuiçao. Estudos detalhados são necessários para a identificação das principais áreas de concentração, possibilitando um aumento das informações sobre o estoque populacional e estrutura social.

5. Referências Bibliográficas

DUFALT, S., WHITEHEAD, H. & DILLON, M. 1999. An examination of the current knowledge on the stock structure of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) worldwide. *J. Cetacean Res. Manage.* 1(1):1-10

HETZEL, B. & LODI, L. Baleias, Botos e Golfinhos: guia de identificação para o Brasil. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1993. 279 p.

JEFFERSON, T. A.; LEATHERWOOD, S. & WEBBER, M. A. 1993. FAO Species Identification Guide: Marine Mammals of the World. UNEP/FAO. Rome. 320p.

LEATHERWOOD, S. & REEVES, R. R. The Sierra Club Handbook: whales e dolphins. San Francisco: Sierra Club Books, 1983. 320 p.

MANN, J.; CONNOR, R. C.; TYACK, P. L. & WHITEHEAD, H. Cetacean Societies: field sudies of dolphins and whales. London: Universidade de Chicago. 2000.

MEDEIROS, P. I. A. P. Registro de Cetáceos Encalhados no Período de 1984 a 2003 no Litoral do Rio Grande do Norte. Monografia. Deptº de Oceanografia e Limnologia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2003.

RAMOS, R. M. A.; SICILIANO, S.; BOROBIA, M.; ZERBINI, A. N.; PIZZORNO, J. L. A.; FRAGOSO, A. B. L.; LAILSON-BRITO, J. J.; AZEVEDO, A. F.; SIMÕES-LOPES, P. C. & SANTOS, M. C. O. 2001. A note on strandings and age of sperm whales (*Physeter macrocephalus*) on the Brazilian coast. *J. Cetacean Res. Manage.*3(3): 321-327.

WHITEHEAD, H. 2002. Estimates of the current global population size and historical trajectory for sperm whales. *Marine Ecology Progress Series.* Vol. 242: 295-304.

Efeitos dos fatores climatológicos sobre a dinâmica reprodutiva de *h. littorale* da área de proteção ambiental do Rio Curiaú, Macapá-AP

SÁ-OLIVEIRA, J.C[a]. & CHELLAPPA, S.[b]
aDepartamento de Biologia da Universidade Federal do Amapá-UNIFAP-juliosa@unifap.br
bDepartamento de Oceanografia e Limnologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte-UFRN

1. Introdução

Trabalhos demonstram que a maioria das espécies de peixes apresenta uma periodicidade em seu processo reprodutivo, iniciando seu desenvolvimento gonadal em uma época anterior àquela de reprodução, e, completando sua maturação gonadal no momento em que as condições ambientais forem adequadas à fecundação e desenvolvimento da prole. Os fatores exógenos que sinalizam essa época são denominados de fatores proximais (gatilhos). Dentre estes existem os "preditivos", que incluem fotoperíodo e temperatura, e que podem operar em diferentes fases do desenvolvimento gonadal; "sincronizadores", que sinalizam a ocorrência de condições favoráveis à desova, e que atuam na maturação final dos gametas e no comportamento dos indivíduos de ambos os sexos, levando à fecundação; "finalizadores", que sinalizam o final do período reprodutivo, levando à regressão das gônadas (VAZZOLER, 1996).

O modo como o processo hormonal é desencadeado, pela ação de estímulos de fatores ambientais (principalmente temperatura e a época de chuva), é uma tática que determina o desenvolvimento das gônadas culminando com a desova dos peixes. Alguns aspectos da reprodução dos peixes são influenciados por várias modificações do ambiente, as quais inibem ou estimulam a reprodução, como as mudanças na temperatura, no fotoperíodo, na disponibilidade de alimento e na qualidade da água. Sob essas condições, várias etapas do ciclo reprodutivo podem ser bloqueadas, como gametogênese, maturação de ovócitos e ovulação, espermiação e desova (BILLARD *et al.*, 1981). Assim, para a realização de estudos básicos e aplicados sobre a fisiologia reprodutiva dos peixes é necessário o conhecimento preliminar de seu habitat natural, o qual está sujeito à ação de grande variação nos fatores ambientais, responsáveis pelo desencadeamento da reprodução e da estratégia reprodutiva da espécie.

O objetivo deste estudo foi o de determinar como os fatores climatológicos influenciam na dinâmica reprodutiva de *H. Littorale* da Área de Proteção Ambiental do Rio Curiaú, Macapá-AP

2. Material e Métodos

No período de junho de 1999 a junho de 2000, gônadas de 222 fêmeas de *H. Littorale* da Área de Proteção Ambiental do Rio Curiaú, Macapá-AP foram analisadas e seus Índices Gonadossomáticos (IGS) verificados. Paralelamente, dados climatológicos (Pluviosidade, Temperatura, Umidade Relativa e Velocidade dos ventos) e nível hidrométrico da área de coleta foram registrados para serem relacionados com a evolução dos estádios gonadais através do IGS dos peixes. Os dados climatológicos foram obtidos junto à Estação Meteorológica da INFRAERO/AP; o nível hidrométrico do rio Curiaú foi registrado com uma escala graduada em centímetros na altura da ponte que cruza o rio Curiaú. O IGS foi obtido utilizando-se a fórmula IGS=WG/WC x 100, onde WG=peso das gônadas expresso em grama, e WC=peso do corpo menos o peso das gônadas e vísceras expresso em grama.

3. Resultados e Discussão

Os resultados mostraram que no período de agosto-setembro de 1999, os valores do IGS (1,66) apresentaram-se baixos, mas começando a aumentar. Nesta época, os valores de precipitação pluviométrica (175-45,3 mm), umidade relativa do ar (76,9-75,6 %) e nível hidrométrico (2,0-1,5 m) do rio tenderam a diminuir e a temperatura do ar (28,1-28,3 °C) e velocidade dos ventos (7,5-9,3 Kt) tenderam a aumentar. No bimestre outubro-novembro, a maioria dos exemplares apresentou gônadas na fase de maturação com aumento crescente do IGS (2,97). Constatou-se nessa época do ano os maiores valores de temperatura do ar (28,4-28,5 °C) e velocidade dos ventos (9,3-9,9 Kt), bem como, menores valores de pluviosidade (7,7-28,8 mm) e nível hidrométrico (1 m). Em dezembro-janeiro, quando a pluviosidade (135,7-214,2 mm) e o nível hidrométrico (1,4 m) começaram a aumentar e a temperatura (26,0-27,7 °C) diminuir, os valores de IGS (14,8) estavam em seus níveis máximos com todos exemplares de *H. littorale* apresentando gônadas na fase madura prontos para a desova. VAZZOLER, *op cit* demonstra que a maioria das espécies de peixes apresenta uma periodicidade em seu processo reprodutivo, iniciando seu desenvolvimento gonadal em uma época anterior àquela de reprodução.

No bimestre fevereiro-março, o aparecimento de alguns exemplares com gônadas esgotadas e com baixos valores de IGS (5,86), sugere ser os meses de janeiro e fevereiro a época reprodutiva de *H. littorale* na APA do Rio Curiaú. Essas características gonadais coincidiram com as elevações do nível hidrométrico (2,5-3,2 m) e da pluviosidade (207,3-365,4 mm) bem como da redução de temperatura (25,0-25,3°C). As relações gráficas entre os dados climatológicos e o IGS mostraram relação positivas entre esses dói fatores.

Vários estudos têm demonstrado que a gametogênese é controlada por fotoperiodismo e temperatura da água, enquanto a reprodução é desencadeada por uma combinação de fatores tais como o aumento do nível hidrométrico do sistema e mudanças na composição química da água, mostrando que os fatores ambientais interagem com os rítmos endógenos dos peixes (RICHTER *et al.*,1987). Os resultados do presente estudo demonstram que o período reprodutivo de *H. littorale* na APA do Rio Curiaú-AP ocorre entre janeiro e fevereiro, época em ocorre um crescente aumento do nível hidrométrico em decorrência da elevação da pluviosidade. Trabalhos demonstram a relação positiva da época de desova de um grande número de espécies de peixes com o início da inundação das áreas adjacentes aos rios (LOWE-McCONNEL, 1979; MACHADO-ALISSON, 1987; VIEIRA *et al.*, 1999). O significado adaptativo, da enchente ser a principal época de desova, está na expansão da área de vegetação submersa que fornece abrigo contra predadores aos indivíduos recém-eclodidos e ao maior suprimento alimentar que se torna disponível pelo aumento do aporte de nutrientes, determinando o desenvolvimento de fito e zooplancton, bactérias e fauna de invertebrados (LEÃO *et al.*, 1991).

4. Conclusões

As condições climáticas favoráveis para a maturação de *H. Littorale* da Área de Proteção Ambiental do Rio Curiaú, Macapá-AP, são: precipitação pluviométrica entre os valores de 175-45,3 mm, umidade relativa do ar entre 76,9-75,6 % e nível hidrométricodo rio entre 2,0-1,5 m; e temperatura do ar entre 28,1-28,3 °C, com velocidade dos ventos entre7,5-9,3 Kt.

As condições climáticas favoráveis para a desova de *H. Littorale* da Área de Proteção Ambiental do Rio Curiaú, Macapá-AP, são: índice pluviométrico médio variando entre 207,3 e 365,4 mm, Temperatura média do ar oscilando entre 25,0 e 25,3 ° C, Umidade Relativa média do ar variando entre 86,9 e 89,1 %, Velocidade média dos ventos oscilando de 4,9 a 5,5 Kt e Nível Hidrométrico do rio oscilando entre 2,5 e 3,2 m.

5. Referências Bibliográficas

Billard, r.; Bry, c. & Gillet, C. Stress, environment and reproduction in teleost fish. In: Stress and Fish, Ed.: Pickering, A. D. Academic Press, London, 359 p. 1981.0

Leão, E. L. M.; Leite, R. G.; Chaves, P. T. C. & Ferraz, E. Aspectos da reprodução, alimentação e parasitofauna de uma espécie rara de piranha, *Serrassalmus altuvei* Ramirez, 1965 (Pisces, Serrassalmidae) do Baixo rio Negro. Ver. Brasil. Biol., 51 (3): 545-553.1991.

Lowe-Mcconnel, R. H. *Estudos Ecológicos de Comunidades de Peixes Tropicais;* (Tradução Anna Emília A. de M. Vazzoler, Ângelo A. Agostinho, Patrícia T. M. Cunningham). São Paulo: EDUSP. 344 p. 1999.

Machado-Alisson, A. Los peces de los llanos de Venezuela: um ensayo sobre su história natural. Univ. Central de Venezuela, Consejo de Desarrollo Científico y Hysmanístico, 144 p. 1987.

Richter, C. J. J.; Viveen, W. J. A. R.; Eding, e. H.; Sukkel, M.; Rothuis, A. J.; Van Hoof, M. F. P. M.; Van Den Berg, F. G. J. & Van Oordt, P. G. W. J. The significance of photoperiodicity, water temperature and an inherent endogenous rhytm for the production of viable eggs by the African catfish, *Clarias gariepinus,* kept in subtropical ponds in Israel and Israeli and Dutch hatchery conditions. *Aqüaculture,* 63:169-52.1987.

Vieira, E. F.; Isaac, V. J. & Fabré, N. N. Biologia reprodutiva da tambaqui, *Colossoma macropomum* Cuvier, 1818 (Teleostei Serrassalmidae), no baixo Amazonas, Brasil. *Acta Amazônica,* 21(2), 325-343,1999)

Vazzoler, A. E. A. M. *Biologia de reprodução de peixes Teleósteos: Teoria e Prática.* EDUEM, Maringá, 169 p. 1996.

Dinâmica populacional de *Callitrhix geoffroyi* (mico de cara branca) do Parque Estadual de Pedra Azul, Domingos Martins –ES

SCARAMUSSA, Ellen de Paula [1]; PEREIRA, Aline de Oliveira [1]; RUIZ - Miranda C. R., [2], RABELLO, Helimar[3]
[1] Graduandas de Ciências Biológicas/Faculdades São Camilo-ES
[2] Carlos R. Ruiz-Miranda, Ph.D.
Chefe do Laboratório
Laboratório de Ciências Ambientais
Centro de Biociências e Biotecnologia
Universidade Estadual Norte Fluminense
[3]Professor Co-orientador/Faculdades São Camilo-ES
scaramussaellen@bol.com.br

1. Introdução:

Constatou-se, na área do Parque Estadual de Pedra Azul, a uma altitude de 1160 m, a ocorrência de primatas da espécie *Callitrhix geoffroyi* e *Callithrix flaviceps*. A primeira foi introduzida de forma incorreta no dia 17 de março de 2000, quando o hotel Recanto da Pedra estava em construção, neste período os trabalhadores introduziram 3 (três) indivíduos (2 machos e 1 fêmea) e alimentavam essa espécie, a segunda é nativa da região. Desde então, os administradores do hotel e hospedes vem alimentando

este mico e propiciando um aumento populacional causado pela disponibilidade de alimento, abrigo e proteção, no entanto essa espécie está interferindo no habitat do *Callithrix. flaviceps*, conhecido como mico de serra.

2. Métodos:

Pontos de observação foram estabelecidos ao longo das trilhas em locais onde percebeu-se sinais visuais e auditivos dos *Callitrhix*. Por um período de 15 a 30 min em cada ponto, o observador registra todos os avistamentos. Os animais avistados foram registrados em forma de filmagens e fotografias com câmeras digitais e tradicionais e seus dados anotados.

3. Resultados Preliminares:

Nas pesquisas de campo, realizadas no mês de junho, foi observado um grupo de 17 (dezessete) indivíduos de *Callitrhix geoffroyi* o qual respondem ao chamado de um assovio agudo que emitimos, eles esperam por alimentos ao serem chamados, quando não são alimentados, a fêmea dominante chama os demais indivíduos para o seu abrigo na mata do Parque Estadual de Pedra Azul. Esses animais estão acostumados com os seres humanos, são mansos e vivem sempre em grupo. Também foram avistados a 1060 m de altitude, 6 (seis) indivíduos de *Callitrhix flaviceps* (nativo da região) em uma área onde não eram observados na região, antes da introdução do *Callithrix geoffroyi*. Através da pesquisa realizada constatou-se a existência de 1 (um) híbrido entre essas espécies.

4. Conclusão:

Conclui-se que para melhor desenvolvimento da metodologia proposta deverão ser realizadas gravações da vocalização dos indivíduos utilizando-a em forma de play back para obtenção de resposta. Os indivíduos também serão capturados com armadilhas, encaminhados a um laboratório que será montado no Parque, onde análises das características morfológicas, morfométricas e sua condição clínica serão realizadas, amostras de pêlos serão coletadas e enviadas à UENF para análise genética. Os animais serão tatuados e soltos no dia seguinte. Portanto os indivíduos que forem marcados na primeira coleta serão identificados, quando recapturados, devido à tatuagem e encaminhados ao Laboratório. A população total será estabelecida quando todos os animais recapturados estiverem marcados. Com os resultados obtidos será possível coletar dados desses primatas e registrar os pontos de observação dos mesmos. Este trabalho dará continuidade para gerar informações sobre a dinâmica populacional e monitoramento do *Callitrhix geoffroyi* subsidiando trabalhos futuros sobre a interação do *Callithrix geoffroyi* com o *Callithrix flaviceps*. O *Callitrhix geoffroyi* foi introduzido a uma altitude em que normalmente não é encontrado, a 1160 m de altitude, ocasionando o deslocamento de um grupo de *Callithrix flaviceps* para uma área onde antes não eram observados.

5. Bibliografia:

:A Mata pede Trégua. Para Salvar a Floresta tropical mais Ameaçada do Mundo é Preciso agir Rápido.www.conservation.org. Disponível em: <http://www.conservation.org/xp/

CLWEB/programs/awards/2002/brasil/judgs/entries. Acesso em; 31 de maio de 2003.

·AURICHIO, Paulo. *Primatas do Brasil*. São Paulo: Terra Brasilis,1995. p.13, 15, 18, 24, 64.

·CÂMARA, I. G., 1991. *Plano de ação para a Mata Atlântica.* Rio de Janeiro –RJ, Fundação SOS Mata Atlântica, 153 p.

·CASES I ASSOCIATS, AS .*BRASIL - O LIVRO DOS 500 ANOS. A Riqueza da Biodiversidade*. 70 p (Barcelona – Buenos Aires), 1996. p. 76.

·CAPOBIANCO, João Paulo Ribeiro. *A Importância da Sua Conservação e Recuperação.* www.redemataatlântica.org.br. BA. Disponível em: <http: www.redemataatlântica.org.br/mataatlântica/ inportância.htm. Acesso em: 31 de maio de 2003.

·COUZEMENCO, Fernanda, 2002. *Muriqui – Parceria de Futuro.* www.seculodiario.com/seculo/2002/seculo27. Disponível em http://seculodiario.com/seculo/pdf/revista27/index1.pdf. Acesso em: 31 de maio de 2003.

·GONÇALVES, Fábio C. & SCHETTINO, Luiz, F. *Vamos cuidar dos nossos rios!* 2 ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, secretaria de Biodiversidade e Florestas, Programa Nacional de Florestas, Programa das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação – FAO, 2001.p. 27.

·IMEES, 1994. *Informações municipais do estado do Espírito Santo*, 150 p.

·JACOBS, G.H..1993. The distribution and nature of colour vision among the mammals. *Biological Review* 68: 413 – 417.

·KREBS, J. R. & DAVIES, N. B. *Introdução à Ecologia Comportamental*. São Paulo: Atheneu Editora, 1966. p. 33, 37, 38.MACEDO, João Henrique. *Mata Atlântica*. jmacedoc.sites.uol.com.br. Disponível em:<http: jmacedoc.sits.uol.com. Br/mapam.htm. acesso em: 31 de maio de 2003.

·ORR, Robert T. *Biologia dos Vertebrados.* 5. ed. São Paulo: Editora Roca Ltda, 1986. p. 230.

·POUGH, H. F., HEISER, J.B. & McFARLAND, W. N. *A Vida dos Vertebrados*. 2. ed. São Paulo: Atheneu Editora, 1999. p 639, 664,714, 717 e724.

·RABELLO, Helimar, 2002. Herbivoria foliar em *Cyrtopodium glutiníferum* em campos rupestres no Parque Estadual de Pedra Azul. Monografia de especialização em Gestão Ambiental. Cachoeiro de Itapemirim – ES. São Camilo – ES.

·RUSCHI, Augusto. *Macacos do Espírito Santo.* Espírito Santo: Edições Ruschi,1999. p 35, 41, 42, 45 e 46.

·SEAMA, 1990. *Mapeamento do uso da terra do estado do Espírito Santo*, 43 p.

·SELANDER, R. K. 1972. *Sexual Selection and dimorphism in birds*. In B. Campbell (ed.), *Sexual Selection and the Descent of Man*, pp. 180 – 230. Aldine, Chicago.

·SIMPSON, G. G. 1980. *Splendid Isolation – The curious history of South American Mammals.* Yale Univ. 12 p.

·STORER ... [et al.; tradução da 6. Ed. Ver. E aum. Norte-americana Erika Schlenz]. *Zoologia dos Vertebrados.* São Paulo: Companhia Editora nacional, 2000. 716 e 717.

·THOMAS, O. , Ann. Mag. Nat. Hist. ser. 7 vol. 12 pg. 240.

·VAZ, Denise Pires, 2001. *Zoologia – Primatas. A fauna mais rica do mundo.* http://www.uol.com.br. Disponível em:

· http:// www.uol.com.br/ecologia/pesquisa-public/ecologia/ ecologia_91_8.htm. acesso em: 31 de maio de 2003

[* | incorporado.WMF *]

Efetividade das Unidades de Conservação da Mata Atlântica para a Proteção dos Primatas Ameaçados de Extinção

Sérgio Lucena Mendes[1], Bruno Rocha Coutinho[2] e Danielle de Oliveira Moreira[2]

[1] Prof. Adjunto do Depto. de Ciências Biológicas – CCHN – Universidade Federal do Espírito Santo (slmendes@npd.ufes.br);

[2] Graduação em Ciências Biológicas – Universidade Federal do Espírito Santo.

1. Introdução

A Mata Atlântica está entre os seis principais "hotspots" mundiais de biodiversidade, de acordo com a organização Conservation International (BRASIL, 2002), que usa como parâmetros a riqueza de espécies de plantas e vertebrados, o grau de endemismo biológico e o grau de ameaça. Ocupando, originalmente, cerca de 1.500.000 km^2, a Mata Atlântica foi drasticamente reduzida a menos de 10% de sua cobertura original. A maioria dos remanes-

centes florestais são fragmentos de pequeno a médio porte, muitos dos quais continuam sofrendo pressões antrópicas e podem desaparecer. A principal alternativa para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica está nas unidades de conservação (UC`s), que são áreas oficialmente protegidas, abrangendo os maiores remanescentes florestais.

Na Mata Atlântica existem cerca de 660 UC's Federais e Estaduais sendo que, destas, 460 são de proteção integral, incluindo-se aqui as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (Mendes *et al*., 2003).

No bioma Mata Atlântica ocorrem 24 espécies de primatas, sendo 17 endêmicas a este bioma e 15 constam da lista de mamíferos brasileiros ameaçados de extinção, publicada pelo IBAMA em 2003.

O estudo da distribuição das espécies em um bioma como a Mata Atlântica, que possui um alto índice de endemismo, é importante para um melhor planejamento da criação de UC's, a fim de que realmente haja efetividade na manutenção e proteção da vida silvestre. O objetivo deste estudo, portanto, é avaliar quantas destas espécies ameaçadas de extinção possuem suas áreas potenciais de distribuição sobrepostas por unidades de conservação.

2. Metodologia

A metodologia adotada constou de uma análise do banco de dados de UC's Federais e Estaduais de proteção integral, do Conservation International do Brasil, localizadas na região do bioma Mata Atlântica, e o cruzamento dessas informações com o banco de dados organizado por André Hirsch.

Usando sistemas de informação geográfica (SIG's), operando em plataforma Windows, foram demarcadas, em mapa do leste do Brasil, as UC's existentes e traçadas as áreas potenciais de distribuição das espécies, usando-se o método do polígono convexo mínimo, a partir dos pontos de coleta. Foi verificada, então, a sobreposição destes dois temas, analisadas e calculadas as áreas protegidas que podem preservar as espécies ameaçadas. Os cálculos realizados levaram em consideração a área total das UC's, mesmo daquelas que não se encontravam totalmente dentro da área de distribuição das espécies.

3. Resultados

Devido à grande quantidade de dados disponíveis, foi possível a projeção de áreas de distribuição bastante realistas. Segundo Auricchio (1995), a distribuição das espécies está relacionada a fatores geográficos naturais, disponibilidade de alimento e abrigo, mostrando que não é uniforme ao longo das áreas traçadas. Para a preservação das espécies é importante considerar a extensão das UC's existentes. Observa-se que praticamente 70% delas possuem menos de 1.000 ha, cerca de 20% possuem entre 1.001 e 10.000 ha e apenas 10% acima de 10.000. Silva e Dinnouti (2001) chegaram à conclusão de que além da área coberta por UC's ser reduzida, ela está mal distribuída, pois inclui somente uma pequena parte da variabilidade ambiental existente no domínio da Mata Atlântica. As áreas protegidas de dimensões reduzidas não apresentam condições para manter por longo tempo populações de animais geneticamente viáveis (Frankel e Solé, 1981).

Segundo análise das sobreposições, todas as espécies possuem menos de 7% de área protegida. *Leontopithecus chrysopygus*, com cerca de 4,5 milhões de ha de área de distribuição, é a que possui maior proteção com 6,62%. Algumas espécies só ocorrem em pequenas UC's, como *Leontopithecus chrysomelas* (que possui menos de 1% de área protegida), *Callicebus melanochir* (1,20%) e *Cebus xanthosternos* (2,05%), enquanto *Callicebus barbarabrownae* e *Callicebus coimbrai* não estão presentes em nenhuma área oficialmente protegida. Os dados mostram ainda que há uma média de 15 UC's para cada espécie de primata ameaçado de extinção, sendo que a espécie que possui maior número de UC´s é *Brachyteles arachnoides* com 64, correspondendo cerca de 5% de área protegida.

As áreas de distribuição foram estimadas e expressas através de polígonos e podem não condizer com a área total de ocorrência dos primatas, logo, UC´s encontradas sobrepondo tais áreas podem não estar protegendo as espécies de primatas. A baixa porcentagem de áreas protegidas de alguns dos primatas pode estar relacionada ao pequeno tamanho e uma insuficiente representatividade das UC's neste bioma, sendo o caso de *Leontopithecus rosalia*, que apesar de possuir em sua área de distribuição 11 UC's, apenas 1,82% é de proteção oficial.

4. Conclusão

Embora muitas destas UC's se sobreponham às áreas de distribuição geográfica das espécies ameaçadas, há, pelo menos, duas espécies de primatas criticamente em perigo que não estão protegidas por nenhuma área oficial. A maioria das UC's com menos de 1.000 ha, certamente não é suficiente para a proteção de primatas ameaçados a longo prazo.

Como muitas espécies de primatas ocorrem em baixas densidades populacionais, os dados obtidos sugerem que é necessário um investimento urgente na melhoria do sistema de UC's. Faz-se necessária a proteção desses táxons e compatibilização do tamanho e distribuição das áreas protegidas com a necessidade de preservação da diversidade taxonômica, ecológica e genética dos primatas da Mata Atlântica.

5. Bibliografia

AURICCHIO, P. Primatas do Brasil. São Paulo : Terra Brasilis, 1995. 168 p.

BRASIL. Biodiversidade Brasileira: Avaliação e Identificação de Áreas e Ações Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade dos Biomas Brasileiros. Brasília: Ministério do Meio Ambiente / SBF, 2002.404 p.

_____. Lista Oficial de Fauna Ameaçada de Extinção. On-line. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, IBAMA, 2003. Disponível: http://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm

FRANKEL, O.H. e SOULÉ, M.E. Conservation and Evolution. Cambrigde, Cambridge Univ. Press, 1981.

HIRSCH, A. Banco de Dados Georeferenciado das Localidades de Ocorrência de Primatas Neotropicias. On-line. 2003. Disponível: http://www.icb.ufmg.br/~primatas/home_bdgeoprim.htm

MENDES, S.L.; COUTINHO, B.R.; MOREIRA, D.O. Efetividade das Unidades de Conservação da Mata Atlântica para a Proteção de Mamíferos Ameaçados de Extinção. In: II Congresso Brasileiro de Mastozoologia, 2003, Belo Horizonte. Livro de Resumo II Congresso de Mastozoologia. Belo Horizonte: Puc Minas, 2003. DV. 74, p.175.

SILVA, J.M.C.; DINOUTTI, A. Análise de Representatividade das Unidades de Conservação Federais de Uso Indireto na Floresta Atlântica e Campos Sulinos. On-line. 2001. http://www.conservation.org.br/ma/rp_uc.htm.

Cassia fistula L. (Caesalpiniaceae) como Planta-hospedeira de Espécies de Coliadinae (Lepidoptera: Pieridae): (Teste de fitofagia para Confirmar a Associação)

Sheyla Ferreira LIMA-COELHO[a], Nilson Queiroz dos SANTOS[b], Iracilda Maria de Moura LIMA[c]

[a]Ufal, Dep. Zoologia, Bolsista Pibic (CNPq), Univ. Federal de Alagoas (Ufal), sheylabio@hotmail.com, [b]Monitor de Invertebrados, Dep. Zoologia, Ufal, [c]Dep. Zoologia, Museu de História Natural da Ufal.

1.Introdução

Cassia fistula L. é uma árvore de origem asiática (BRAGA 1976: 120), conhecida como canafístula, foi introduzida no Brasil, possivelmente no século XIX, onde adaptou-se ao clima tropical, sendo muito comum em áreas públicas e jardins particulares no Nordeste, onde floresce entre novembro e fevereiro, cobrindo-se, quase que totalmente, por longas inflorescências pendentes com

flores pentâmeras de coloração amarela , o que faz com que lhe conferiram o nome de cássia-chuva-de-ouro.

Além de seu uso paisagístico a planta também tem aplicação etnobotânica: a polpa das sementes, desde a antigüidade, são empregadas como laxativo e purgativo A folhagem, em épocas de seca na zona rural são administradas como "alimento de primeira ordem para qualquer espécie de gado" (BRAGA 1976: 120).

Sendo leguminosa, é comum, avistarem-se diversas espécies de borboletas amarelas (Pieridae: Coliadinae) efetuando vôos de reconhecimento para colocarem seus ovos preferencialmente nas extremidades dos ramos novos. Já foram observados indivíduos dos gêneros *Aphrissa*, *Phoebis* e *Eurema* (SILVA *et al*. 1968, BIEZANKO *et al.* 1974).

Há registro de ser hospedeira dos seguintes pierídeos (Coliadinae): *Anteos clorinde* (Godart, [1824]); *Aphrissa statira* (Cramer, [1777]); *Eurema* (*Eurema*) *deva deva* (Doubleday, [1847]); *Phoebis* (*Callidryas*) *argante argante* Fabricius, 1775; *Phoebis* (*Parura*) *neocypris* (Huebner, [1823]). Também é planta-hospedeira de *Gesta auterus* Schaus (Hesperiidae: Pyrginae); *.Ascalapha odorata* Linnaeus; *Thysania agrippina* Cramer; *T. zenobia* Cramer (Noctuidae: Erebinae) (BIEZANKO *et al.* 1974: 109, 113, 119, 128).

Os pierídios, por serem facilmente observados na paisagem, podem ser estudados como bioindicadores, estando algumas espécies indicadas por BROWN (1991: 365) como adequadas para este fim. Considerando esta possibilidade de utilização desses organismos, este trabalho vem apresentar o desenvolvimento de duas espécies de Coliadinae (gêneros *Phoebis* e *Aphrissa*) utilizando-se como planta alimentícia folhas de *C. fistula*.

2. Metodologia

As coletas de ovos foram efetuadas durante o dia ensolarado após um período de chuva, pois foram observadas muitas fêmeas voando em torno de árvores de *C. fistula*, em fase vegetativa. Foram coletados em folíolos jovens, localizados nos ramos terminais. Alguns foram obtidos logo a pós a postura pela fêmea, outros eram de idade desconhecida. Em seguida foram levados ao Laboratório de Entomologia do Departamento de Zoologia da Universidade Federal de Alagoas, onde os bioensaios foram conduzidos.

Os ovos foram individualizados imediatamente em tubos brancos de filme fotográfico Fuji®, para facilitar a visualização das ocorrências diárias registradas para cada indivíduo. No interior de cada tubo era colocada uma folha jovem, ainda fechada, tenra, deixada sobre papel absorvente umedecido com água para que fosse preservada a turgidez do alimento, já que as lagartas, principalmente, nos primeiros ínstares. são muito sensíveis. A aeração do recipiente foi garantida cobrindo-se sua abertura com organdi (6,00x6,00cm), fixado com a própria tampa do tubo, com sua parte central recortada.

Após a segunda ecdise (início do terceiro ínstar larval), as lagartas foram transferidas para outro de recipiente obtido a partir de garrafas plásticas tipo Pet (Coca Cola® de 2L), cortadas no nível do terço superior, sendo a base improvisada com tampa de leite Ninho Nestlé® (apresenta o diâmetro ligeiramente maior, permitindo encaixe). O gargalo era coberto com organdi e fixado pela própria argola do lacre da garrafa. O alimento, folhas maiores, mas ainda tenras, eram colocadas sobre círculo de papel-absorvente umedecido com água destilada, para evitar o murchamento.

As observações eram feitas diariamente para se remover fezes, coletar as cápsulas cefálicas (colocadas em tubos de anestésicos de dentista para posteriores estudos morfométricos: aplicação da regra-de-dyar). As datas da ocorrência dos eventos biológicos da postura dos ovos, eclosão, ecdises, pupação e emergência de adultos, eram registrados em planilhas.

Como existe dimorfismo sexual evidente em ambas as espécies, calculou-se a razão sexual (número de fêmeas em relação ao total de indivíduos emergidos).

Os adultos foram montados segundo orientação de ALMEIDA *et al.* (1968). Foram calculadas as estatísticas descritivas (medidas de tendência central e de dispersão) segundo orientação de VIEIRA (1980:27-40).

3. Resultados

As posturas foram mais constantes entre 10h e 12h. Os ovos são fusiformes e postos aderidos por uma das extremidades. São depositados em folhas muito tenras, e como o período embrionário é de aproximadamente três dias, para ambas as espécies de *Phoebis*, é o tempo para que a folha se expanda um pouco, para servir de alimento para as larvas de primeiro ínstar.

A espécie de *Phoebis* possivelmente trata-se de *P. philea philea* Linnaeus 1773, enquanto a espécie de *Aphrissa*, tem grande probabilidade *Aphrissa statira statira* (Cramer,1777), (a ser confirmada), (ambas a serem confirmadas pelo Prof. Dr. Olaf. H. H. Mielke, do Departamento de Zoologia, da Universidade Federal do Paraná).

O desenvolvimento de *Phoebis* sp. teve uma duração total de 24,33 ± 0,88 dias. Caracterizou-se por apresentar o desenvolvimento embrionário de 3,00 dias (sem variação) e o pós-embrionário (média ± erro-padão-da-média) 21,33 ± 0,88 dias, com um período larval total de 14,00 ± 0,58 dias e pupal de 7,33 ± 0,33 dias.

O período larval apresentou cinco ínstares com os seguintes estádios (período inter-ecdisial): L1=3,00 ± 0,58 dias, L2=1,67 ± 0,33, L3 = 2,00 dias (sem variação), L4 = 2,66 ± 0,33 dias, L5 4,67 ± 0,33 (fase ativa = 3,67± 0,33 e prepupa = 1,00 dia, sem variação). O período larval ativo foi de 13,58 ± 0,58 dias e o inativo dentro do desenvolvimento pós-embrionário foi de 8,33 ± 0,33 dias.

O período inativo dentro do desenvolvimento total foi de 11,33 ± 0,33 dias (representando 46,57% do tempo). O período de atividade teve as seguintes durações relativas: L1 = 12,33%; L2 = 6,86%, L3 = 8,22; L4 = 10,93% e L5 ativa = 15,83%.

Os adultos emergidos revelaram ser acentuado o dimorfismo sexual, sendo os macho com coloração geral amarela sem manchas marrons evidentes, mas com áreas alaranjadas não delimitadas em ambas as asas. A razão sexual obtida foi de

Aphrissa sp. apresentou um desenvolvimento pós-embrionário (média ± erro-padão-da-média) 21,33 ± 0,88 dias, praticamente igual ao da espécie anterior. O período larval total de 14,00±0,58 dias e pupal de 7,33 ± 0,33 dias.

O período larval apresentou cinco ínstares com os seguintes estádios (período inter-ecdisial): L1=1,88±0,23, L2=1,75±0,25, L3=2,00 (sem variação), L4 =2,66±0,33, L5=4,67±0,33 (fase ativa de 3,67±0,33 e prepupa 1,00 dia, sem variação). O período larval ativo foi de 13,58±0,58 e o período inativo no desenvolvimento pós-embrionário foi de 8,33±0,33.

O período inativo dentro do desenvolvimento pós-embrionário foi de foi de 11,33 ± 0,33 dias (representando 46,57% do tempo). O período de atividade teve as seguintes durações relativas, em relação ao desenvolvimento pós-embrionário: L1 = 8,81%; L2 = 8,20%, L3 = 9,38; L4 = 10,93% e L5 ativa = 15,83%.

Os valores das duas espécies foram semelhantes entre si. No entanto foram inferiores aos obtidos para *Phoebis sennae marcellina* (Cramer, [1777]) (LISTIK 2001: 14). FANCELLI & VENDRAMIM (1992: 362) estudaram o desenvolvimento de *Ascia monuste orseis* (Godart, 1819), mas apenas estudou as fases: fase larval de (entre 13 e 14 dias) e a fase pupal em torno de 8 dias. Esses parâmetros foram semelhantes aos das espécies em estudo.

Os adultos emergidos revelaram ser acentuado o dimorfismo sexual, sendo os macho com coloração geral amarela sem manchas marrons evidentes, mas com áreas alaranjadas não delimitadas em ambas as asas. A razão sexual obtida foi de 0,25. Esse valor foi mito inferior ao obtido para *A. monuste orseis* (LISTIK 2001: 21): 0,54.

5. Conclusões

O teste de fitofagia, veio comprovar que *Cassia fistula* é planta-hospedeira dessas duas espécies de *Phoebis*, uma vez que foram obtidos adultos semelhantes aos encontrados na natureza. O desenvolvimento caracterizou-se por apresentar, em ambas as espécies, cinco ínstares larvais. Esse trabalho vem contribuir trazendo mais subsídi-

os para justificar a indicação dessa árvore como componente em projetos paisagísticos, principalmente de áreas públicas.

6. Referências Bibliográficas

ALMEIDA, L. M., C. S. RIBEIRO-COSTA & L. MARINONI. 1998. Manual de Coleta, Conservação, montagem e identificação de insetos. Ribeirão Preto: Holos.78p. (Manuais Práticos em Biologia, 1).

BIEZANKO, C. O., A. RUFFINELLI, D. LINK. 1974. Plantas y otras sustancias alimenticias d las orugas de los lepidopteros uruguayos. Ver. Centro de Ciências Rurais 4(2): 107-148.

BRAGA, R. 1976. Plantas do Nordeste especialmente do Ceará. Mossoró: Escola Superior de Agricultura de Mossoró. 540p. (Escola Superior de Agricultura de Mossoró, Coleção Mossoroense, 42).

BROWN-JR., K. 991. Conservation of neotropical envionment: insects as indicators. p. 350-402. *In*: COLLINS, N. M. , J. A. THOMAS. (eds). 1991. The conservation of insects and their habitats. London: Academic Press. 450p.

FANCELLI, M., J. D. VENDRAMIM. 1992. Aspectos biológicos de *Ascia monuste orseis* (Godart, 1819) (Lepidoptera, Pieridae) em cultivares de couve. Anais da Sociedade Entomológica do Brasil. 21(3): 357-366.

LISTIK, A. F. 2001. Desenvolvimento pós-embrionário de *Phoebis sennae marcellina* (Cramer, [1777]) (Lepidoptera: Pieridae: Coliadinae) alimentando-se de folhas de *Senna tora* (L.) (Leguminoseae: Caesalpinoideae), em laboratório. Maceió: 33p. (Monografia apresentada ao Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Alagoas, para obtenção do grau de bacharel em Ciências Biológicas).

MIELKE, O. H. H., M. M. CASAGRANDE. 1997. Papilionoidea e Hesperoidea (Lepidoptera) do Parque Estadual do morro do Diabo, Teodoro Sampaio, São Paulo, Brasil. Revta. bras. Zool 14 (4): 967-1001.

SILVA, A. G. d'A., C. R. GONÇALVES, D. M. GALVÃO, A. J. L. GONÇALVES, J. GOMES, M. N. SILVA, L. SIMONI. 1968. Quarto catálogo dos insetos que vivem nas plantas do Brasil seus parasitas e predadores: insetos, hospedeiros e inimigos naturais. Parte 2. Tomo I. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura – Laboratório Central de Patologia Vegetal. 622p.

VEIRA, S. 1990. Introdução à Bioestatística. 3. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: Campus. 196p.

Dieta alimentar de larvas de *Synoestropsis* sp. (Trichoptera: Hydropsychidae) em quatro cursos d'água de Cerrado, do estado de Roraima, Brasil

Sunny Petiza Cordeiro Bentes[1]; Ana Maria Oliveira Pes[2]; Neusa Hamada[3]; Ruth Leila M. Ferreira[3]

1 Bolsista PIBIC/INPA (sunnyshine_br@yahoo.com.br); 2 Bolsista (CNPq-INPA, DCEN); 3 Coordenação de Pesquisas em Entomologia (INPA)

1. Introdução

Os tricópteros em seu estágio larval podem ser detritívoros, filtradores, coletores e alguns podem ser predadores, com tendência a serem onívoros (Angrisano, 1995; Wiggins, 1996a, 1996b). Devido a essa grande diversidade de hábito, esses organismos têm importante papel na cadeia trófica dos cursos d'água, reciclando nutrientes carreados e transferindo esta energia para outros níveis tróficos (McCafferty, 1981).

O objetivo do presente estudo foi determinar os itens alimentares de larvas de *Synoestropsis* Ulmer, por meio de análise do conteúdo estomacal, e verificar se a dieta dessas larvas era diferente nos quatro cursos d'água amostrados.

2. Métodos

Larvas de *Synoestropsis* sp. foram coletadas no período de 21 a 26 /03/2002, em quatro cursos d'água no estado de Roraima: igarapé Arraia (03º21'02"N/59º54'15"W) rio Caomé (02º52'52"N/60º44'25"W), rio Ereu (43º02'02"N/61º23'11"W) e rio Cotingo (04º20'22"N/60º29'12"W). Todos localizados em área de cerrado.

O conteúdo estomacal de 48 larvas de *Synoestropsis* sp., 12 larvas de cada curso d'água amostrado, foi examinado. A dissecção ocorreu em placas de petri com o auxílio de uma microtesoura. Os organismos digeridos foram identificados, sempre que possível no nível de ordem e família (Roldán Pérez, 1996; Pes, 2001).

O conteúdo estomacal de cada larva foi dividido em 8 categorias (vazio, detritos, fragmentos vegetais, Bryozoa, Chironomidae, Ephemeroptera, Lepidoptera e Trichoptera). Para a análise de cada classe de alimento nas três regiões do intestino (anterior, médio e posterior), adotou-se um método qualitativo, o da freqüência de ocorrência.

3. Resultados

Foram identificados 3 diferentes itens alimentares: detritos, fragmentos vegetais e fragmentos animais. Os detritos encontrados foram partículas sedimentares, grãos de areia além de espículas de esponja. Os fragmentos vegetais encontrados foram algas do tipo filamentosa e alguns fragmentos de plantas superiores não identificados. Entre fragmentos animais (Chironomidae, Ephemeroptera, Lepidoptera, Trichoptera) foram encontradas estruturas esclerosadas, fios de seda, provavelmente de redes alimentares construídas por larvas de Trichoptera, e microestruturas de insetos como: coxa, mandíbula, cerdas, exúvias, pupas, casulos e segmentos abdominais.

No igarapé Arraia 22,9% dos intestinos encontravam-se vazios, 45,8% com detritos, 20,8%, 6,3%, 4,2% apresentaram estruturas de Ephemeroptera, fragmentos vegetais e Chironomidae respectivamente.

No rio Caomé 36,7% dos intestinos analisados apresentaram estruturas de Ephemeroptera, 21,5% com detritos, 16,5% com fragmentos vegetais, 15,2% casulos de Bryozoa, 6,3% encontravam-se vazios, 2,5% com Trichoptera e 1,3% com Lepidoptera,

No rio Cotingo 37,6% dos intestinos apresentaram estruturas de Ephemeroptera, 29,4% detritos, 24,7% fragmentos vegetais, 5,9% estavam vazios e 2,4% estruturas de Trichoptera.

No rio Ereu, 37,5% apresentaram detritos, 32,5% estruturas de Ephemeroptera, 15% fragmentos vegetais, 12,5% de Bryozoa, 1,25% estavam vazios e 1,25% de Chironomidae.

No igarapé do Arraia e no rio Cotingo não foram encontrados vestígios de Bryozoa, Chironomidae e Lepidoptera. No rio Caomé não houve presença de Chironomidae e no Ereu não houveram fragmentos de Lepidoptera e Trichoptera.

De um modo geral, nos quatro cursos d'água estudados foram identificadas duas famílias de Ephemeroptera: Polymitarcidae, com ocorrências de mandíbulas e pernas e Leptophlebidae representadas principalmente por coxa, mandíbula, maxila e antenas.

A família Chironomidae (Tanypodinae) foi representada por mandíbulas, pernas, tarso e mento. Em Trichoptera (Hydroptilidae) foram encontradas todas as estruturas da larva.

4. Conclusão

Os resultados indicam que larvas de *Synoestropsis* sp. são predadoras e detritívoras, independentemente dos cursos d'água analisados.

A composição dos itens alimentares do conteúdo digestivo da larva *Synoestropsis sp*. mostraram-se similares, com predominância entre os fragmentos animais de náiades de Ephemeroptera.

5. Bibliografia

Angrisano,E.B. 1995. Insect Trichoptera. *In* Lopretto, E.C.; Tell, G. 1995. *Ecossistemas de aguas continentals, metodologia para su studio. Tomo III*. Ediciones Sur. La Plata, Argentina p. 1199-1237.

McCafferty, W.P. 1981. *Aquatic Entomology.* Boston. Jones and Bartlett Publishers, INC. 448p.

Pes, A.M.O. 2001. Taxonomia e Estrutura de Comunidade de Trichoptera (Insecta) no Município de Presidente

Figueiredo, Amazonas, Brasil. Dissertação de Mestrado. Manaus, INPA/UA. 163p.

Roldán Pérez, G. 1996. Guia para el estúdio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo Fen Colombia- Colciencias-Universidad de Antioquia, 217p.

Wiggins, G.B. 1996a. *Larvae of the North American Caddisfly genera (Trichoptera).* 2 e. University of Toronto Press Incorporated. Toronto. 457 pp.

Wiggins, G.B. 1996b. Trichoptera families. P. 309-385. In.: Merrit, R.W.; Cummins, K.W. *An Introduction to the aquatic insects of North American.* 3 e. Kendall/hunt Publishing Company. USA.

Diversidade de afídeos (Hemiptera: Aphidoidea) na estação ecológica de jataí (luiz antônio – sp) e nas áreas agrícolas e de silvicultura do entorno.

Tárcio M. Fabrício [a]; Carlos R. Sousa e Silva [b]; Mariana R. Pacheco [a]
[a]PPG-ERN / UFSCar (tarciofabricio@techs.com.br) [b]DEBE / UFSCar

1. Introdução

Os afídeos são insetos pertencentes à Ordem Hemiptera, Subordem Homoptera da série Sternorryncha, Superfamília Aphidoidea. A fauna mundial conhecida é constituída por 4702 espécies e subespécies distribuídas em 599 gêneros e subgêneros (Nieto Nafria *et al.*, 1994). No Brasil, Peronti & Sousa-Silva (2002) relataram a existência de 144 espécies. Tais insetos constituem um dos grupos com maior potencial de geração de danos em espécies hospedeiras economicamente importantes, sejam danos diretos causados pela sua alimentação ou indiretos causados pela transmissão de vírus. A maioria dos estudos relacionados aos afídeos no Brasil tem sido voltados exclusivamente às espécies de importância agrícola e pouco se sabe a respeito das espécies associadas as áreas naturais. Apenas alguns trabalhos como os de Tavares (1991 e 1996) e Lazzarotto & Lazzari (1998) são voltados ao conhecimento e ao comportamento das espécies de afídeosnessas áreas. Dessa forma, objetivou-se no presente trabalho avaliar a diversidade de espécies de afídeos em áreas naturais (Cerradão e Cerrado) na Estação Ecológica de Jataí (Luiz Antônio-SP) e nas áreas agrícolas e de silvicultura de seu entorno direto, verificando sua composição e organização.

2.Material e métodos

O estudo foi realizado na Estação Ecológica de Jataí (EEJ) no município de Luiz Antônio, SP e em áreas de silvicultura e agricultura de seu entorno direto. As áreas de silvicultura encontram-se na Estação Experimental de Luiz Antônio (EELA) e as áreas agrícolas nas Fazendas Floresta com cultivo de citros e Umuarama com cultivo de cana-de-açúcar. Foram estabelecidos na área de estudo seis pontos de coleta, os afídeos foram coletados de janeiro a dezembro de 2001, utilizando-se armadilhas de Moericke posicionadas a 40 cm do solo no interior de cada um dos tipos de formação vegetal, a uma distância de 15 metros da borda dos mesmos. Em cada ponto optou-se pela montagem de apenas uma armadilha, as séries de captura foram realizadas duas vezes ao mês, com exposição das armadilhas por sete dias nos pontos pré-estabelecidos.

Na montagem dos exemplares foi adotado o método de Ilharco & Lemos (1981). A identificação foi realizada utilizando-se as seguintes chaves: Holman, 1974, Blackman & Eastop, 1984 e 1994; Costa *et al.*, 1993. A determinação da suficiência amostral foi utilizado o método proposto por Cain (1938) e na avaliação dos valores de diversidade foram utilizados os índices de Shannon-Wiener (H') e de Brillouin (HB) (Magurran, 1988).

3.Resultados e Discussão

Ao longo das 150 coletas em armadilha realizadas durante o ano, sendo 25 destas para cada ponto, foi amostrado um total de 2593 indivíduos. O cultivo de *Pinus ellioti* foi responsável por 65 % deste total, sendo seguido pelo cultivo de cana-de-açúcar com 12 %, Cerrado com 8%, cultivo de *Eucaliptus* sp. com 7%, cultivo de *Citrus* sp com 6% e finalmente pela área de Cerradão responsável por 2% do total de indivíduos coletados. O maior número de capturas ocorreu nos meses de abril a julho, sendo esse período responsável por 66% do total de indivíduos capturados. Foram coletadas no total 17 espécies de afídeos , das quais 11 apresentaram ocorrência no cultivo de *Pinus ellioti*, 7 na área de Cerradão, 8 na área de Cerrado, 6 no plantio de *Eucaliptus* sp., 8 no cultivo de *Citrus* sp. e 6 no cultivo de cana-de-açúcar.

As espécies coletadas foram: *Aphis craccivora* Koch, 1854; *Aphis fabae/solanella*; *Aphis gossypii* Glover, 1877; *Aphis spiraecola* Patch, 1914; *Toxoptera aurantii* (Boyer de Fonscolombe, 1841); *Toxoptera citricidus* (Kirkaldy, 1907); *Rhopalosiphum maidis* (Fitch, 1856); *Rhopalosiphum nymphaeae* (Linnaeus, 1761); *Acyrthosiphon bidenticola* Smith 1960; *Myzus persicae* (Sulzer, 1776); *Pentalonia nigronervosa* Coquerel, 1859; *Uroleucon ambrosiae* (Thomas, 1878); *Lizerius ocotea* Blanchard, 1923; *Cinara fresai* Blanchard, 1939; *Cinara maritimae* (Dufour, 1833); *Eulachnus rileyi* (Williams, 1911); *Tetraneura nigriabdominalis* (Sasaki, 1899).

O número de espécies encontrado no presente estudo foi bem inferior aos números encontrados por Lazzarotto & Lazzari (1998) em uma área de mata atlântica no estado do Paraná, onde 87 espécies foram coletadas. O número de espécies encontrado também foi inferior ao obtido por Tavares (1996), onde 38 espécies foram amostradas entre 1986 e 1991.Entretanto, o número de espécies amostrado no presente estudo foi próximo aos obtidos por Cermeli (1972) entre os anos de 1968 e 1969 na Venezuela, onde foram amostradas 14 espécies e Carvalho *et al.* (2002), onde 20 espécies foram amostradas entre 1997 e 1998 no município de Lavras MG. O baixo número de espécies amostrado em relação ao encontrado por Lazzarotto & Lazzari (1998) é facilmente justificado considerando-se o contexto regional da paisagem na qual a área de estudo está inserida e as várias mudanças no tipo de uso do solo nessa área nos últimos 50 anos. A área de estudo apresenta uma grande diversidade estrutural, onde se encontra um mosaico de formações naturais, culturas agrícolas e silvicultura, entretanto encontra-se ilhada em meio a milhares de hectares exclusivamente usados na monocultura de cana-de-açúcar, *Citrus* sp. e *Eucaliptus* sp. (Pires, 1999), tais fatores podem ter inviabilizado a introdução e o estabelecimento de um maior número de espécies. Duelli (1997) relata um aumento no número de espécies a medida em que o número de biótopos por unidade de área também aumenta, a grande extensão territorial ocupada pela monocultura da cana-de-açúcar na região pode inviabilizar dessa maneira o fluxo de espécies entre as pequenas áreas ocupadas por vegetação natural e culturas agrícolas menos significativas existentes na região.

O número de espécies encontrado representa 11,8% do total de 144 encontradas no Brasil, sendo a grande maioria delas espécies exóticas introduzidas assim como suas plantas hospedeiras (Peronti & Sousa-Silva, 2002), a única espécie nativa da América do sul encontrada foi *L. ocotea* representando 5,8% do total de espécies coletadas e 0,69% do total para o Brasil. As espécies que apresentaram maior número de indivíduos capturados foram *E. rileyi* com 1589 indivíduos, *U. ambrosiae* com 335, *T. citricidus* com 176, *A. bidenticola* com 172, *C. maritimae* com 108 e *A. fabae/solanella* com 82. Essas 6 espécies foram responsáveis por 94,9% do total de indivíduos capturados. A maior abundância apresentada por tais espécies provavelmente está relacionada à alta disponibilidade de alimento (Lawton, 1993; Odum, 1983) encontrada na

área de estudo, sendo as plantas hospedeiras dessas espécies facilmente localizadas na área.

As áreas naturais amostradas, Cerrado e Cerradão, foram responsáveis respectivamente pelos valores mais elevados de diversidade, sendo H' = 2.24 e HB = 2.14 para a área de Cerrado e H' = 2.05 e HB = 1.82 para a área de Cerradão. O plantio de *Eucaliptus* sp. e o cultivo de *Citrus* apresentaram valores intermediários, sendo respectivamente H' = 1.85 e HB = 1.77; H' = 1.17 e HB = 1.09. Os menores valores de diversidade encontrados foram para o cultivo de cana-de-açúcar e o plantio de *Pinus* com os valores : H' = 0.669 e HB = 0.63; H' = 0.621 e HB = 0.605. Em relação a equitabilidade, as áreas naturais também apresentaram os maiores valores, entretanto, inversamente ao ocorrido com respeito a diversidade, a área de Cerradão apresentou números mais elevados, sendo EH' = 0.747 para Hmax = 3 e EHB = 0.758 para HBmax = 2.82. Os valores encontrados para a área de Cerrado foram EH' = 0.729 para Hmax = 2.81 e EHB = 0.73 para HBmax = 2.5. O plantio de Eucaliptus sp. e o cultivo de *Citrus,* também se mostraram intermediários, da mesma maneira como o ocorrido em relação a diversidade, sendo respectivamente EH' = 0.716 para Hmax = 2.58 e EHB = 0.72 para HBmax = 2.46; EH' = 0.39 para Hmax = 3 e EHB = 0.387 para HBmax = 2.81.O cultivo de cana-de-açúcar e o plantio de *Pinus* apresentaram os menores valores de equitabilidade onde respectivamente EH' = 0.259 para Hmax = 2.58 e EHB = 0.251 para HBmax = 2.51; EH' = 0.159 para Hmax = 3.46 e EHB = 0.177 e HBmax = 3.42.

Os maiores valores de diversidade, encontrados no Cerradão e no Cerrado, estão relacionados a alta heterogeneidade da vegetação encontrada nessas áreas, oferecendo uma grande variedade de recursos alimentares e de condições microclimáticas e ainda proporcionando o desenvolvimento de interações mais complexas entre as plantas hospedeiras e as diversas espécies de fitófagos ali encontradas (Lawton, 1993).Dixon & Kindlmann (1990) descrevem as áreas com alta diversidade vegetal com um efeito negativo na diversidade de afídeos, no entanto, os resultados observados no presente estudo possibilitaram a verificação de que tal fato pode ter um efeito apenas no componente riqueza da diversidade. A alta diversidade encontrada no Cerradão e no Cerrado foi obtida graças a alta equitabilidade verificada nas referidas áreas, fato que também foi observado no trabalho de Lazzarotto & Lazzari (1998).

Os valores de diversidade encontrados no Cerradão e no Cerrado mediante a utilização do índice de Brillouin são semelhantes aos encontrados por Lazzarotto & Lazzari (1998) na mata atlântica, no entanto, os valores de equitabilidade encontrados no presente estudo foram maiores que os encontrados por tais autores. O plantio de *Eucaliptus* apresentou uma diversidade intermediária com o valor obtido pelo índice aproximando-se da diversidade de alguns pontos amostrados também no trabalho de Lazzarotto & Lazzari (1998). Esse valor foi obtido graças à alta equitabilidade encontrada no plantio. O valor encontrado no cultivo de *Citrus* possivelmente está relacionado ao manejo adotado na área em questão, uma vez que esta se apresentava submetida a distúrbios constantes advindos da aplicação de defensivos químicos, poda mecanizada das plantas e roçada periódica das plantas invasoras. Van Doblen & Lowe-McConnel (1975) *apud* Odum (1983) relatam que ecossistemas estáveis geralmente proporcionam uma alta diversidade, entretanto, altas diversidades não indicam necessariamente a estabilidade.Ecossistemas submetidos a distúrbios periódicos apresentam em alguns casos, diversidades maiores do que sistemas equilibrados, onde a dominância e a exclusão competitiva são observadas com maior freqüência (Huston, 1979). A baixa diversidade, encontrada nas áreas de cana-de-açúcar e *Pinus,* está de acordo com a alta relação de dominância exercida respectivamente pelas espécies *U. abrosiae* e *E. rileyi*. É interessante notar que o plantio de *Pinus* apesar de ser a área com a maior riqueza de espécies registrada apresentou o menor valor de diversidade graças à baixa equitabilidade existente nesse ponto.

4.Conclusões

O número de espécies detectado no Cerradão e no Cerrado foi baixo em relação a outros trabalhos efetuados em áreas naturais.Tal fato pode estar associado ao histórico anterior de usos do solo na área, ao isolamento da área em relação a matriz regional predominantemente ocupada pela monocultura da cana-de-açúcar e ainda por variações em escalas temporais maiores que o período de estudo. As espécies *E. riley, U. ambrosiae, T. citricidus, A. bidenticola, C. maritimae* e *A. fabae/solanella* foram as espécies mais abundantes na área de estudo provavelmente devido a grande disponibilidade de suas plantas hospedeiras.

A alta diversidade encontrada nas áreas de Cerradão e de Cerrado, em relação aos outros tipos de uso do solo na área de estudo, demonstrou a existência de uma correlação positiva entre a diversidade de afídeos e a heterogeneidade vegetal e ainda, apresentou valores de diversidade semelhantes aos encontrados em áreas de Mata Atlântica.

5.Referências Bibliográficas

Blackman, R. L.; Eastop, V. F. (1984). *Aphids on the World's Crops: An identification guide*. Chichester, John A. Wiley & Sons, 446 p.

Blackman, R. L.; Eastop, V. F. (1994). *Aphids on The World's Trees: An identification and Information Guide*. Wallingford, CAB INTERNATIONAL, 986p.

Cain, S. A. (1938). The species-area curve. *American Midland Naturalist 119*: 573-581.

Carvalho, L. M. ; Bueno, V. H. P. ; Peña-Martinez R. (2002). Levantamento de afídeos alados em plantas hortícolas em Lavras – MG. *Ciênc. Agrotec. 26*(3): 523-532.

Cermeli, M. (1972). Notas Preliminares sobre la fluctuación de afidos en Cagua, Estado Aragua, Venezuela. *Agronomía Tropical 20*(5): 311-321.

Costa C. L. ; Eastop, V. F.; Blackman, R. L. (1993). Brazilian Aphidoidea: I Key to families, subfamilies and account of the Phylloxeridae. *Pesquisa Agropecuária Brasileira 28* (2): 197-215.

Dixon A. F. G.; Kindlman, P. (1990). Role of plant abundance in determining the abundance of herbivorous insects. *Oecologia 83*: 281-283.

Duelli, P. (1997). Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agriculture Ecosystens & Environment 62*: 81-91.

Holman, J. (1974). *Los áfidos de Cuba*. La Habana, Instituto Del Libro, 304 p.

Huston, M. (1979). A general hipótesis of species diversity. *Amer. Nat. 113*: 81-101.

Ilharco F. A.; Lemos, A. (1981). Algumas notas sobre a montagem de afídeos para observação microscópica (Homoptera, Aphidoidea). *Agronomia lusitana 41*: 53-57.

Lawton, J. H. (1983). Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Ann. Rev. Entomol. 28*: 23-39.

Lazzarotto, C. M.; Lazzari, S. M. N. (1998). Richness and diversity of aphids (Homoptera: Aphidoidea) along an altitudinal gradient in the Serra do Mar, Paraná, Brazil. *Rev. Bras. Zool. 15*: 977-983.

Magurran, A. E. (1988). Ecological Diversity and Its Measurement. London, Croom Helm Limited, 179p.

Nieto-Nafria, J. M.; Delfino, M. A.; Mier Durante, M. P.(1994). La afidofauna de la Argentina: Su conocimiento en 1992. León: Universidad de León, 235p.

Odum, E. P. (1983). *Ecologia*. Rio de Janeiro, Ed. Guanabara, 434p.

Peronti, A. L. B. G.; Sousa-Silva, C.R. (2002). Aphids (Hemiptera: Aphidoidea) of ornamental plants from São Carlos, São Paulo state,

Brazil. *Rev. Biol. Trop. 50* (1): 137-144.

Pires, A. M. Z. C. R. (1999). Diretrizes para a conservação da biodiversidade em planos de manejo de unidades de conservação. Caso de estudo: Estação Ecológica de Jataí e Estação Experimental de Luiz Antônio (Luiz Antônio-SP). (tese de doutorado) PPG-ERN, UFSCar, 208p.

Tavares, M. T. (1991). Estudo das interações Planta/afídeo/parasitóide e hiperparasitóide em ambientes naturais e antrópicos. (dissertação de mestrado), PPG-ERN, UFSCar, 65 p.

Tavares, M. T. (1996). Sobre alguns afídeos (Hemiptera: Aphidoidea) e suas plantas hospedeiras no Estado de São Paulo. VII Seminário Regional de Ecologia, Anais: 127-135.

(CAPES; PPG-ERN/UFSCar; IF-SP).

Aprostocetus (Tetrastichodes) hagenowii (Hymenoptera: Eulophidae) atacando ootecas da barata doméstica *periplaneta americana* (blattodea, blattidae) em Mato Grosso do Sul

TEBALDI, I. F.[a]; NASCIMENTO, V. F.[a]; UCHÔA-FERNANDES[b], M. A. & COSTA, V. A[c].
[a]Acadêmicas de biologia (vaniafn@bol.com.br),[b]Professor, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, [c]Pesquisador do Instituto Biológico, Campinas-SP.

1. Introdução

As baratas das Famílias Blattidae e Blattelidae (Blattodea) estão entre os insetos mais comumente encontrados nas habitações humanas. As espécies de maior importância econômica no Brasil são: *Periplaneta americana* (L. 1758); *Periplaneta australasiae* (Fabricius, 1788); *Blatta orientallis* (L., 1758) (Blattidae) e *Blatella germanica* (L., 1758) (Blattellidae) (Borror *et al*., 1992).

São raras as pesquisas que tratam do controle populacional desses insetos com produtos naturais e/ou por métodos menos impactantes sobre o meio ambiente, como é o caso do controle biológico, empregando himenópteros parasitóides.

Algumas espécies de vespas depositam seus ovos em ootecas das baratas. As larvas destes himenópteros se desenvolvem no corpo de outros artrópodes, geralmente insetos ou massas gregárias de seus estágios imaturos, como ootecas ou grupo de larvas galhadoras, causando a morte do hospedeiro ao final do desenvolvimento do parasitóide (GODFRAY, 1993).

Os principais inimigos naturais de baratas são himenópteros pertencentes às famílias Sphecidae (Ampulicinae), Evaniidae, Pteromalidae, Eulophidae, Eupelmidae e Encyrtidae. Estes tem sido usados para o controle biológico de várias espécies de baratas (LEBECK, 1991).

O objetivo desse trabalho foi quantificar a incidência e a abundância de Hymenoptera parasitando ootecas da barata doméstica *P. americana* e identificar as espécies destes inimigos naturais.

2- Métodos

Foram realizadas coletas de ootecas da barata domestica *P. americana* em ambientes variados: residências humanas, almoxarifados e depósitos de supermercados, nos municípios de Dourados e Fátima do Sul, sendo conduzidos dois experimentos. No primeiro, as ootecas foram coletadas no Laboratório de Entomologia da UFMS-Dourados, sob condições controladas e sem incidência de parasitóides. Os adultos de *P. americana* (n=30) foram mantidos no interior de um aquário (0,60cm de comprimentos 0,70cm de largura e 0,50cm profundidade), em cujas laterais foi passado vaselina sólida para impedir a saída das baratas.

As baratas foram alimentadas com ração para gatos, bolacha água e sal e supridas com água. Foram colocados pedaços de isopor e cones feitos de papelão a fim de facilitar a oviposição; pois as baratas costumam fazer a postura das ootecas em locais escuros. O aquário foi coberto por um tecido de algodão, para evitar a entrada de parasitóides.

No primeiro experimento as ootecas foram retiradas do aquário e espalhadas em depósitos de supermercado e almoxarifados de Dourados e Fátima do Sul, coladas com goma arábica sobre cartolina branca (10cm de largura x 10cm de comprimento), ficando expostas por 30 dias; pois as ninfas desta espécie levam de 40 a 50 dias para eclodir. Este período deu oportunidade para os himenópteros exercerem o parasitoidismo. Após este intervalo de tempo, as ootecas foram recolhidas e isoladas em copos plásticos transparentes, marcados com o local e nome do município onde foram expostas, com as respectivas datas de coletas. Foram cobertas por um tecido de algodão, preso com um elástico, sendo observadas uma vez ao dia. Findado o período de observação, as baratas foram sacrificadas. Quando houve emergência de parasitóides das ootecas, estes foram quantificados e identificados.

O segundo experimento consistiu na coleta de ootecas em diversos ambientes de Dourados e Fátima do Sul, tais como: almoxarifados, depósitos de supermercados, residências humanas, entre outros. Estas foram também isoladas em copos plásticos, marcados com a data de coleta e o nome do município de origem, cobertas por tecido de algodão presos por um elástico. Foram realizadas três coletas mensais, em ambos os experimentos, cada qual com três repetições, sendo que no primeiro, as ootecas retiradas do laboratório sem incidência de parasitóides foram expostas duas vezes do ambiente no município de Dourados e uma vez em Fátima do Sul, no segundo experimento foram feitas duas coletas de ootecas retiradas de criadouros naturais (não controlados) no município de Dourados e uma no município de Fátima do Sul. Os parasitóides foram identificados pelo Dr. Valmir Antonio Costa, Pesquisador do Instituto Biológico, Campinas-SP.

3- Discussão e Resultados

Foi constatada a presença do parasitóide *Aprostocetus (Tetrastichodes) hagenowii* (Chalcidoidea, Eulophidae). Foram recuperados somente de ootecas coletadas no ambiente externo em Fátima do Sul, MS.

O parasitóide foi encontrado na segunda coleta realizada no mês de agosto de 2001. A ooteca parasitada foi coletada em um depósito de supermercado. Todos os parasitóides emergiram de um único orifício, sendo que vários espécimes escaparam do recipiente no momento da observação, não tendo sido possível recuperar todos os indivíduos emergidos. Portanto, o índice de parasitoidismo apresentado, neste trabalho está subestimado. Recuperou-se apenas 20 indivíduos, representando uma taxa de parasitoidismo de1,96% (18 fêmeas e 02 machos). Com referência a razão sexual do parasitóide os resultados estão em concordância com aqueles obtidos por SUITER *et al*. (1998). Estes autores destacaram que o número de fêmeas encontrado também foi extremamente maior que o de machos. De acordo com aqueles autores, a média numérica de *A. (T.) hagenowii* por ooteca de *P. americana* é de 64 (58 fêmas e 6 machos).

A. hagenowii é considerado um eficiente agente de controle biológico aplicado, espécie–específico de ootecas de *P. americana* (SRINIVASAN *et al*., 1994). Entretanto, essa especificidade é contraditória, pois, LEKSWASDI *et al*. (1999), afirmaram que *A. hagenowii* é capaz de parasitar ooteca de várias espécies de baratas. De acordo com FUENTES *et al*. (1995) *A. hagenowii* é dos mais eficazes agentes de biocontrole para *P. americana*, apresentando uma taxa de parasitoidismo de 94,6%. Por outro lado, esses mesmos autores destacam que o parasitoidismo por *Evania appendigaster* foi de apenas 5,4%.

O baixo índice de parasitoidismo obtido neste trabalho (1,96%), provavelmente, foi devido ao pequeno número de exposições realizadas, em conseqüência da baixa quantidade de ootecas encontradas no ambiente externo.

4- Conclusões

A partir dos resultados obtidos neste trabalho, conclui-se que o percentual de ootecas de *P. americana* naturalmente parasitadas (1,96%) foi subestimado, porque vários indivíduos de *A. (T.) hagenowii* escaparam do recipiente, não sendo incluídos no cálculo. Além disso, o número de ootecas amostradas foi baixo. Já a não-incidência do parasitóide sobre as ootecas oriundas do laboratório, pode ser resultado do manuseio destas, incluindo a utilização de goma arábica para a fixação nas cartolinas expostas nos ambientes domiciliares. Sabe-se que os insetos de um modo geral e, em especial os parasitóides, são muito sensíveis a odores diferentes daquele dos seus hospedeiros.

5- Referências Bibliográficas

BORROR, D. J.; TRIPHEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. (1992). An Introduction to the Study of Insects. 6ª ed. Saunders College Publishing. Philadelphia. 712p.

CARRERA, M. (1991). Insetos de Interesse Médico e Veterinário. Curitiba. Editora da UFPR. Curitiba. 228p.

FUENTES, O. G.; YANES, L. D.; HERNANDEZ, L. R. (1995). Revista Cubana de Medicina Tropical. V.47 (3), 185-188.

GODFRAY, H. C. J. (1993). Parasitoids Behavioral and Evolutionary Ecology. Princeton University Press. New Jersey, USA. 473p.

http://www.geocities.com (BARCI, L.), acesso em julho, (2002).

http://www.pragas.terra.com.br (PORTENZA, M.), acesso em outubro, (2002).

LA SALLE, J.; GAULD, I. D. (1991). Hymenoptera and Biodiversity. Leaper & Gard. Bristol. 712p.

LEBECK, L. M. (1991). A review of the hymenopterous natural enemies of cockroaches with emphasis on biological control. Entomophaga, V.36 (3), 335-352.

LEKSWASDI, P.; Laipradit, K. (1999). Mass rearing of the egg parasitoid (*Tetrastichus hagenowii* Ratzeburg) on American cockroach (*Periplaneta americana* L.). V.10 (3), 407-413.

PANIZZI, A.R.; PARRA, J. R. P. (1991). Ecologia Nutricional de Insetos e suas Implicações no Manejo de Pragas. Editora Mamole-CNPq. São Paulo. 289p.

SILVEIRA NETO, S.; NAKANO, O. ; BARBIN, D.; VILANOVA, N. A. (1976). Manual de Ecologia dos Insetos. Editora Ceres. São Paulo, 410p.

SRINIVASAN, R.; PANICKER, K. N. (1994). Memórias do Instituto Oswaldo Cruz . V.89 (3), 417-419.

SUITER, D. R.; CARLSON, D. A.; PATTERSON, R. S.; KORHLER, P. G. (1998). Environmental Entomology, V.27 (2), 434-442.

VILELA, E. F.; DELLA LUCIA, T. M. C. (2001). Feromônios de Insetos: biologia, química e aplicação. Editora Holos. 2ª edição. Ribeirão Preto. São Paulo. 327p.

YEH, C. C. (1995). Oviposition concealment behavior of *Periplaneta americana* L. and its application on oothecal trap in the laboratory, V.15: 402-410.

Primeira ocorrência de willemoesia forceps (decapoda: eryonoidea: polychelidae) na costa brasileira.

Tereza C.G.Silva-Ferreira[1],Ostrovski, M.Cristina[1], Matos, Francisco J. P.[2] & Neves, R.C.[1]

1.Departamento de Zoologia, 2. Departamento de Biologia Marinha, IB/UFRJ

(COM)ostra@biologia.ufrj.br,(TCGSF)terezacg@biologia.ufrj.br,(FJPM)dematos@biologia.ufrj.br

Introdução e Metodologia

Lagostas de profundidade da família Polychelidae Wood-Mason são membros extremamente interessantes da fauna abissal, tanto do ponto de vista morfológico, quanto de sua distribuição geográfica. Galil, B.S. (2000), numa revisão de família reconhece 32 espécies distribuídas em 5 gêneros, todas habitando profundidades entre 200 e 5000 metros em mares e oceanos compreendidos entre as latitudes 50^0 N e 50^0 S de todo o mundo. No mesmo trabalho, Galil, indica *Stereomastis sculpta* (Smith,1880) como sinônimo de *Polycheles sculptus* (Smith,1880). No Brasil, esta família foi assinalada pela primeira vez por Melo (2000) que analisou 4 exemplares de *Stereomastis sculpta* (Smith,1880) coletados nas profundidades de 455m e 576m ao largo da costa do Sul e Sudeste. No mesmo ano, Ramos- Porto *et al*. e Silva, K.C.A. *et al*., assinalaram a presença de *S. sculpta* e *Polycheles typhlops* ao largo do estado do Pará, coletados nas profundidades de 621m e 455m respectivamente. Silva-Ferreira *et al*. (2002) assinala a ocorrência de *Polycheles sculptus* (Smith,1880), e de *Pentacheles laevis* Bate,1878, para o litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, coletados nas profundidades de 1090 e 1340, respectivamente.

O espécimen coletado provém de um arrasto de fundo, experimental, com rede de pesca de camarão adaptada para coletas em mar profundo, realizado a bordo do Navio Astro-Garoupa, realizado ao largo do litoral de São Paulo, nas coordenadas 25^0 56´02´´S e 043^0 55´ 52´´W em outubro de 2002, em fundo de lama a uma profundidade de 2120 metros.

Resultados

Foi encontrado um exemplar de *Willemoesia forceps* A. Milne Edwards, 1880, macho, com 38,2 mm de cefalotórax, o qual foi posteriormente depositados na coleção carcinológica do Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Rio de Janeiro sob o número de tombo – DZUFRJ- 2775.

Discussão e Conclusão

O presente trabalho registra a primeira ocorrência de *Willemoesia forceps* A. Milne Edwards, 1880 para a costa brasileira, anteriormente assinalada para a costa oeste da África, Açores, " Mar de Sargaços " e Caribe, ampliando o número de espécies referidas. A profundidade em que o exemplar foi coletado, é a maior registrada em nossa costa. O conhecimento acumulado até o presente sobre a fauna e as comunidades de mares profundos é baseado em uma área amostral relativamente pequena, sendo a maioria proveniente do Atlântico Norte e Nordeste do Pacífico tornando extremamente relevante o registro desta espécie para esta região.

Referências Bibliográficas

Galil,B.S., 2000. Crustacea Decapoda: Review of the genera and species of the family Polychelidae Wood-Mason, 1874. In: Alain Crosnier (ed.) – Résultats des Campagnes Musorstom, volume 21. Mémoires du Muséum National D´Histoire Naturelle, 184, pp.286- 387.

Arntz We, et al., 1999. Species composition and distribution of decapod crustaceans in the waters off Patagonia and Tierra del Fuego, South America. Scientia Marina , 63: 303-314, suppl.1

Ramos-Porto, M. et al. 2000 . Informações sobre a distribuição de *Stereomastis cf. sculpta* (Smith,1860) (Decapoda: Eryonoidea: Polychelidae) na costa Brasileira. Resumos do I Congresso Brasileiro sobre Crustáceos. São Pedro SP., p.183.

Kátia C. A. Silva, et al. 2000. Informações sobre a ocorrência de *Polycheles typhlops* Heller, 1862 (Decapoda: Eryonoidea: Polychelidae) na costa brasileira. Resumos do I Congresso Brasileiro sobre Crustáceos. São Pedro SP. p.188

Melo, G. A.S. et al. , 2000. A ocorrência do gênero *Stereomastis* (Decapoda: Eryonoidea: Polychelidae) na costa Brasileira. Resumos do XXIII Congresso Brasileiro de Zoologia, Cuiabá, MT p.106

Silva-Ferreira, T.C.G.; Ostrovski, M.C. e Matos, F.J.P., 2002.

Ocorrência do gênero Pentacheles e Polycheles (Decapoda: Eryonoidae: Polychelidae) na costa brasileira. Resumos do II Congresso Brasileiro sobre Crustáceos. São Pedro, SP, Brasil, p. 196.

Um estudo da comunidade da macrofauna de serapilheira do Campus do Pici, Fortaleza-CE

Thiago da Ponte Sousa Rodrigues & Paulo Cascon
Universidade Federal do Ceará (UFC). Centro de Ciências. Departamento de Biologia, Campus do Pici – CEP 60455-760, Fortaleza, Ce. thiago_da_ponte@hotmail.com ; pc@ufc.br

1. Introdução

A formação vegetal de maior ocorrência na zona costeira do Ceará é a vegetação de Tabuleiro, um complexo florístico que inclui espécies de caatinga, de cerrados e de mata atlântica (Bezerra, 2003). Enquanto grande parte da vegetação de Tabuleiro do litoral cearense vem sendo destruída devido à ocupação e exploração humana desordenada, um pequeno fragmento da mata de tabuleiro original se encontra preservado em uma área de proteção ambiental no Campus Universitário do Pici, da Universidade Federal do Ceará, localizado na área metropolitana de Fortaleza. A mata do Campus do Pici localiza-se à beira de um açude denominado Santo Anastácio e apresenta um comportamento semiperenifólio (Oliveira-Filho, 2000), possibilitando o acúmulo de uma serapilheira no solo capaz de abrigar uma fauna de invertebrados e pequenos vertebrados.

A fauna de invertebrados do solo e da serapilheira, embora represente apenas uma pequena parte da biomassa dos ecossistemas, desempenha um importante papel na ciclagem dos nutrientes ao fragmentar resíduos e dispersar propágulos dos microorganismos responsáveis pela decomposição da matéria orgânica (Brewer, 1988). O objetivo do presente estudo foi realizar o levantamento da macrofauna de invertebrados da serapilheira da mata de tabuleiro existente próximo às margens do açude Santo Anastácio no Campus do Pici, Fortaleza, Ceará.

2. Métodos

O trabalho foi realizado entre março de 2002 e março de 2003 com uma coleta preliminar e três coletas sistêmicas realizadas em junho de 2002 (final do período de chuvas), novembro de 2002 (pico da estação de seca) e março de 2003 (pico da estação chuvosa). Em cada uma destas coletas foram traçados dois transectos paralelos à margem do açude. O primeiro transecto ficava junto às margens do açude e o segundo, a cerca de 100 metros deste. Foram escolhidos aleatoriamente seis pontos de coleta em cada um dos transectos. Em cada ponto, foi coletada toda a serapilheira existente nos espaços delimitados por um quadrado de tubos de PVC de 25 cm de aresta. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos devidamente identificados e levadas ao laboratório onde foram transferidas para Funis de Berlese com malha de 5 mm, os quais foram aquecidos na parte superior por lâmpadas incandescentes de 40 W. Recipientes com álcool na concentração de 70% foram colocados abaixo dos funis para recolher os animais que se precipitavam para baixo em virtude da secura provocada pelo calor das lâmpadas.

As amostras com álcool foram examinadas sob um microscópio estereoscópio, triadas e identificadas até a mais baixa categoria taxonômica possível com o uso de bibliografia especializada (Needham & Needham, 1978, Bland & Jaques, 1983). Ao fim da triagem e identificação, a macrofauna coletada em cada uma das áreas amostradas foi comparada utilizando-se o índice de similaridade de Sorense e o índice de diversidade Shannon-Weaver.

3. Resultados e Discussão

Foram encontrados exemplares dos seguintes taxa: Annelida: Oligochaeta; Arachnida: Acarina, Araneae, Pseudoscorpiones; Chilopoda: Geophilomorpha; Crustacea: Isopoda; Diplopoda; Insecta: Coleoptera, Collembola, Dermaptera, Dictyoptera, Diplura, Diptera, Hemiptera, Homoptera, Hymenoptera, Isoptera, Orthoptera, Psocoptera, Thysanoptera; Mollusca: Gastropoda. Comparando a fauna presente nas duas áreas estudadas durante os três períodos de amostragem, com a aplicação do índice de similaridade de Sorense, encontramos os seguintes resultados: junho de 2002 (índice de 82%), novembro de 2002 (índice de 83%) e março de 2003 (índice de 70%). Aplicando o índice de similaridade de Sorense, para comparar a fauna presente no período de seca (novembro de 2002) e no período de chuvas (março de 2003) em cada área amostrada encontramos um índice de 50 % para a área mais distante do açude e um índice de 73% para a área mais próxima ao açude. O fato da área mais afastada do açude ter apresentado uma variação maior na composição da fauna entre as duas estações do ano que a área mais próxima do açude, se deve provavelmente à dependência que a fauna da serapilheira apresenta com relação ao teor de umidade do ambiente.

Aplicando-se o índice de diversidade de Shannon-Weaver para as ordens de insetos encontradas, achamos valores maiores na coleta de junho de 2002 (1,5), transição de época chuvosa para época seca; valores um pouco menores para a coleta de novembro de 2002 (1,3), período de seca imediatamente anterior às primeiras chuvas, e significativamente menores para a coleta de março de 2003 (0,4), no pico da estação chuvosa. Entretanto, é preciso considerar que a aplicação do índice de diversidade para as espécies poderia produzir resultados diferentes dos encontrados para as ordens.

4. Conclusões

A fauna da serapilheira da mata de tabuleiro do campus do Pici apresentou uma variação sazonal na riqueza de ordens sendo esta variação maior na área mais afastada do açude que na área junto às margens do açude. O índice de diversidade de Shannon-Weaver para as ordens de insetos apresentou o maior valor no período de transição da época seca chuvosa para a época seca.

5. Referências Bibliográficas

Bezerra, C. L. F. (2003) Cobertura Vegetal. Diagnóstico Ambiental. In: AQUASIS. *A Zona Costeira do Ceará: Diagnóstico para a Gestão Integrada.* Fortaleza: AQUASIS, Parte 2. p. 42 – 45.

Bland, R. G.; Jaques, H. E. 1983. *How to Know the Insects*. Key Nature Series. United States of America. Third edition, 409 pp.

Brewer, Richard (1988) *The Science of Ecology*. Saunders College Publishers, 922 pp.

Needham, J. G.; Needham, P.R. 1978. *Guía para el Estudio de los Seres Vivos de las Aguas Dulces*. Editorial Reverté, s.a., Barcelona, 131 pp.

Oliveira-Filho, A. L. (2000) *Um estudo da comunidade vegetal da mata de tabuleiro do Campus do Pici*. Monografia apresentada para obtenção do título de bacharel em Biologia, Universidade federal do Ceará, 44 pp.

Padrão Espacial Global da Biodiversidade de Falconiformes: Restrições Geométricas e Fatores Ambientais

Thiago Fernando Lopes V. B. Rangel
Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese - LETS
Universidade Federal de Goiás, ICB, DBG. Goiânia-GO.
t.rangel@terra.com.br

Introdução

Interações e fatores que influenciam a distribuição e abundância de organismos são o foco principal da Ecologia como ciência (Krebs 1994). Entretanto, explicar e achar as causas dos padrões espaciais de biodiversidade em grandes escalas é ainda um desafio para biólogos e biogeógrafos, e muitos mecanismos já foram invocados (Rhode 1992; Rahbek e Graves 2001; Whittaker *et al*. 2001),

tais como o efeito do ambiente, como clima (temperatura e precipitação), topografia (heterogeneidade de habitats), disponibilidade de energia (incidência de luz solar e temperatura), disponibilidade hídrica, e tamanho da área; bem como interações ecológicas entre as espécies, história evolutiva, e restrições geométricas impostas pela forma do domínio dentro da qual a espécie está restrita (como um continente, por exemplo).

A "hipótese energética", uma das mais até então testadas, em suma, prediz que a energia é convertida pela dinâmica fisiológica das plantas em energia disponível na cadeia alimentar, causando a diversidade, abundância e padrões espaciais de biodiversidade em grandes escalas. Um dos melhores preditores para a disponibilidade de energia é a Produtividade Primária Líquida (PPL), que é igual à energia (medida em carbono) fixada pela fotossíntese (Produtividade Primária Bruta), menos a energia "despendida" pela respiração vegetal, por unidade de tempo e espaço (Brown e Lomolino 1998). PPL é uma importante medida ambiental da taxa de produção líquida de biomassa por unidade de área, relativa a taxa pela qual a energia solar é convertida em tecidos vegetais, e diretamente dependente da temperatura, e disponibilidade hídrica e de nutrientes (Guégan *et al.* 1998). Sendo os vegetais os produtores primários, a taxa de produção líquida de carbono pode ser uma boa variável para expressar o fluxo de energia na cadeia alimentar por meio de transferências tróficas, e assim sendo, quantos consumidores poderiam ser mantidos em uma certa área com a energia ali produzida (Krebs 1994).

Outra hipótese, o Efeito do Domínio Médio, argumenta que os gradientes nos padrões espaciais de biodiversidade são geometricamente restritos pelas barreiras geográficas do domínio na qual a espécie esteja confinada, como as bordas de um continente por exemplo. Independentemente de todos fatores evolutivos e ecológicos, espera-se, simplesmente ao acaso, que a maior biodiversidade esteja localizada no centro do domínio, por conseqüência do aumento na sobreposição das áreas de ocorrência das espécies (i.e. área de distribuição geográfica) em direção a este centro geográfico compartilhado entre elas, já que os limites geográficos restringem a distribuição, tamanho e pontos-médios das áreas de ocorrência das espécies (Colwell e Lees 2000). Jetz e Rahbek (2001) recentemente desenvolveram um modelo nulo de aplicação computacional, usando o método de simulação de Monte Carlo, para testar empiricamente o efeito das restrições geométricas sobre os padrões espaciais de biodiversidade. Este modelo foi chamado "Modelo de Restrições Geométricas" (MRG), e simula o posicionamento aleatório de áreas de ocorrência de espécies dentro de um domínio, levando em conta a distribuição de freqüência dos tamanhos das áreas do grupo de espécies em análise, e as restrições geométricas impostas pelo formato das bordas do domínio.

Neste trabalho a "hipótese energética", usando a PPL como variável, e o Efeito do Domínio Médio, usando um padrão espacial construído empiricamente pelo MRG, foram comparados quanto ao poder de explicação de cada um sobre os padrões espaciais globais de biodiversidade de Falconiformes.

Métodos

Mapas das 307 espécies de Falconiformes do mundo (Del Hoyo *et al.* 1994) foram redesenhados e sobrepostos em um mapa padronizado (de projeção em área-igual), coberto por uma malha de 1621 pontos que distavam aproximadamente 350 km um do outro na altura da linha do Equador. O mapa que mostra o padrão espacial da biodiversidade de Falconiformes é a soma do número de espécies presente em cada ponto da malha.

O mapa global da PPL anual por metro quadrado foi também redesenhado na mesma malha, usando quatro classes de medida (< 100; 100 - 400; 400 - 800; > 800 g C $m^{-2}ano^{-1}$) da acumulação de carbono (Brown e Lomolino 1998).

Foi construído um programa de computador, usando Borland Delphi 5, para implementar o algoritmo de simulação do MRG. Este processo de modelagem empírica começa com a colonização inicial de um ponto da malha anteriormente referida, escolhido ao acaso entre todos os demais. Em seguida, qualquer um dos pontos circunvizinhos ao inicial é "colonizado" aleatoriamente, já que todos estes, em qualquer direção, possuem a mesma chance de serem escolhidos. A expansão da área de ocorrência continua com a repetição da seleção ao acaso de pontos adjacentes aos já colonizados, até que um certo número de pontos (o tamanho da área de ocorrência da espécie) seja atingido. Este procedimento é repetido para todas as 307 espécies da amostra, cada qual com um determinado tamanho de área de ocorrência definido de acordo com a bibliografia consultada. Isto constitui uma simulação, que foi replicada por cem vezes. O padrão espacial simulado de biodiversidade pode ser então calculado, usando como resultado final da modelagem a diversidade média entre todas as réplicas, para cada um dos 1621 pontos da malha.

O coeficiente de determinação da análise de regressão linear (R^2) foi usado para estimar quantitativamente o quanto da variação da biodiversidade observada pode ser predito por cada uma das variáveis explanatórias (PPL e MRG), maneira pela qual é possível traçar uma comparação entre elas.

Resultados

O mapa da biodiversidade de Falconiformes mostrou que esta é fortemente padronizada ao longo do mundo. A maior biodiversidade é no nordeste da América do Sul, com mais de sessenta espécies. Há também um grande número destas aves na região centro-leste da Áfria sub-Saariana e sul da Índia, com cerca de cinqüenta a cinqüenta e cinco espécies. Apesar de mostrar uma grande biodiversidade em quase toda a porção tropical, há um evidente gradiente de diminuição em direção à região andina e norte-americana.

A PPL costuma ser grande em baixas latitudes, em um gradiente latitudinal conspícuo, apresentando máximos de produção perto ao equador, em climas tropicais. A maior produção de biomassa por superfície de terra em um ano é na Amazônia, oeste e centro da África sub-Saariana e sudoeste da Índia (> 800 g C $m^{-2}ano^{-1}$). Já os menores valores são nos desertos quentes, como o norte da África, centro da Ásia e da Austrália, e nos gelados, como norte da América do Norte e da Ásia.

Por outro lado, o padrão médio de cem réplicas do MRG revela uma estrutura espacial distinta, com uma biodiversidade simulada alta no centro de grandes continentes, especialmente centro-sul da Ásia e América do Norte, que predizem mais de 25 espécies. Em todos os continentes o gradiente sempre decresce irregularmente do centro para as bordas, conforme o predito pelo Efeito do Domínio Médio.

A análise de regressão linear mostrou que a PPL é melhor preditora da biodiversidade de Falconiformes que o MRG. O poder explicativo do MRG é menor que 3% ($R^2 = 0.002$; $P < 0.01$), ao passo que a PPL pode explicar mais de 49% ($R^2 = 0.4984$, $P < 0.02$) da variação do número de espécies de Falconiformes.

Conclusões

Apesar do grande número de pontos usados na malha, é necessário enfatizar as dificuldades em análise de padrões e variáveis em escala global, já que muitas informações relevantes podem ser perdidas por efeito de escala. É possível que se encontre predições mais fidedignas em conjuntos de dados e escalas mais detalhadas.

Devido à complexidade e grande número de variáveis que governam as características ambientais, o problema dos padrões espaciais de biodiversidade é seriamente complicado por causalidade múltipla, bem como uma provável ligação com eventos históricos no tempo profundo. Assim, é difícil testar qualquer resposta, de qualquer variável biótica, em relação a algum dado ambiental em escala global. Os padrões gerais de biodiversidade podem estar relacionados com causas físicas, perturbações históricas ou variações contemporâneas no ambiente, sendo possível que as hipóteses

que invocam interações bióticas sejam meras explicações secundárias para os padrões atuais de biodiversidade em grandes escalas geográficas.

Produtividade costuma ser uma boa variável para explicar padrões ambientais, incluindo energia, que é marcadamente correlacionado com a biodiversidade de plantas. Apesar da escala grosseira da PPL usada aqui, uma possível causa para o poder explicativo desta variável não ser ainda maior poderia estar relacionada com a "perda" de energia ao longo da cadeia trófica, já que os Falconiformes estão no topo da pirâmide e a produtividade primária é uma medida da energia acumulada na base.

Um modelo nulo, tal qual o MRG usado aqui, é uma maneira estatística de gerar padrões de distribuição abstrativos e imaginários, baseados apenas na aleatoriedade, permitindo o teste de mecanismos biológicos isoladamente (Gotteli 2001). Assim, testar a hipótese do Efeito do Domínio Médio usando um modelo nulo, como o MRG, pode ser visto como perguntar se um padrão espacial aleatório, (neste caso baseado apenas na forma do continente), pode reproduzir o de dados reais de biodiversidade, excluindo do teste qualquer outras características, como ambiente e história evolutiva das espécies.

Já que a correspondência entre os padrões espaciais de biodiversidade observado e esperado pelo MRG é muito fraca, o padrão de biodiversidade de Falconiformes não pode ser interpretado somente como função das formas continentais, como esperado pela hipótese do Efeito do Domínio Médio. Assim, o padrão real de biodiversidade não é simplesmente causado pela sobreposição aleatória das áreas de distribuição das espécies dentro do domínio, de forma que outros fatores, como os ecológicos e evolutivos, devem ser invocados para explica-lo. Na verdade, o poder explicativo da PPL é significantemente maior que o do MRG. Os resultados obtidos neste trabalho são congruentes com os mais recentes estudos e análises espaciais das hipóteses aqui discutidas (Bokma *et al.*, 2001; Jetz e Rahbek, 2001; Diniz-Filho *et al.*, 2002; Hawkins e Diniz-Filho, 2002).

Referencias

Bokma, F., Bokma, J., Mönkkönen, M., 2001. Random processes and geographic species richness patterns: why so few species in the north? *Ecography* 24, 43-49.

Brown, J. H., Lomolino, M. V., 1998. *Biogeography*, 2nd Ed., Sinauer Associates, USA.

Colwell, R. K., Lees, D. C., 2000. The mid-domain effect: geometric constraints on the geography of species richness. *Trends in Ecoloy and Evolution* 15, 70-76.

Del Hoyo, J., Elliot, A., Sargatal, J., 1994. *Handbook of the birds of the world. Vol 2. New world vultures to Guineafowl*. Lynx ediciones, Barcelona.

Diniz-Filho, J. A. F., de Sant'Ana, C. E. R., de Souza, M. C., Rangel, T. F. L. V. B., 2002. Null models and spatial patterns of species richness in South American birds of prey. *Ecology Letters* 5, 47-55.

Gotteli, N. J., 2001. Research frontiers in null model analysis. *Global Ecology & Biogeography* 10, 337-343.

Guégan, J-F., Lek, S., Oberdorff, T., 1998. Energy availability and habitat heterogeneity predict global riverine fish diversity. *Nature* 391, 382-384.

Hawkins, B. A., Diniz-Filho, J. A. F., 2002. The mid-domain effect and the species richness of Neartic birds. *Global Ecology & Biogegraphy* 11, 419-426.

Jetz, W., Rahbek, C., 2001. Geometric constraints explain much of the species richness pattern in African birds. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 98, 5661-5666.

Krebs, C.J., 1994. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundace*, 4th Ed., HarperCollins College Publishers, USA.

Rahbek, C., Graves, G. R., 2001. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. *Proc. Natl. Acad. Sci USA* 98, 4534-4539.

Rodhe, K., 1992. Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. *Oikos* 65, 514-527.

Whittaker, R. J., Willis, K. J., Field, R., 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28, 453-470.

(Sou agradecido a Diniz-Filho, J.A.F., e Cassemiro, F.A. pela leitura cuidadosa e comentários proveitosos. Quero também agradecer a Siqueira, A.G.C. e Garcia, L.A.V. pelos úteis conselhos em programação computacional para o desenvolvimento do algoritmo usado no trabalho. O suporte financeiro foi dado por CNPq (101379/02-1) e pela FUNAPE/UFG).

Avaliação da contaminação por mercúrio total na ictiofauna de duas lagoas da região norte do Estado do Rio de Janeiro.

Thiago Parente Souza[1], Alexandre Gomes Ferreira[1], Elaine Minguta Siqueira[1], Rafaela Sampaio Gomes [1], André Luis dos Santos Machado [1], Carlos Eduardo Veiga de Carvalho[1]
UENF - Universidade Estadual do Norte Fluminense
[1] Laboratório de Ciências Ambientais/Centro de Biociências e Biotecnologia (tparente@uenf.br)

Introdução

A contaminação por mercúrio é considerada uma das mais perigosas entre todos os impactos antropogênicos para o meio ambiente. Este elemento é um dos poucos poluentes metálicos que já ocasionaram a morte de seres humanos devido à ingestão de alimentos contaminados, sendo os peixes a principal via de acesso deste poluente às populações em geral.

Diversos trabalhos já demonstraram que os teleósteos são excelentes organismos para monitoramento e estudos de biodisponibilidade de Hg para populações humanas (Sellers *et al.*, 1996). De um modo geral, a ictiofauna constitui um grupo muito sensível às modificações do ambiente em que vivem, por serem fisiologicamente mais complexos se comparados com a maioria dos outros organismos aquáticos. Esta característica os credencia como excelentes indicadores da disponibilidade do Hg presente no meio ambiente, em comparação com outros organismos como moluscos, crustáceos e anelídeos (Paiva, 1989).

Diversos estudos já relataram a contaminação por mercúrio de solos e sedimentos da Região Norte Fluminense, com concentrações de Hg acima dos limites considerados como níveis de base para a região. A contaminação de solos e sedimentos da região por fungicidas mercuriais estariam provocando a contaminação da biota das lagoas costeiras. Considerando-se que a Traíra (*Hoplias malabaricus*) é uma espécie de hábito alimentar carnívoro de topo de cadeia, e sabendo-se que esta espécie, segundo Ferreira *et al*. (2002), apresenta elevadas concentrações de Hg, espera-se determinar a migração trófica deste elemento nos ecossistemas lacustres do presente estudo. A presença e a existência de mercúrio no sistema aquático é de grande interesse e importância, pois ele é o único metal pesado, que além de ser bioacumulado, também sofre o processo de biomagnificação ao longo da cadeia alimentar aquática (Lindqvist *et al*., 1984).

Levando-se em consideração que a principal via de contaminação de seres humanos por mercúrio é o consumo de pescado contaminado, e tendo em vista que elevadas concentrações em solos, sedimentos e peixes desta região foram observadas, faz-se necessária uma investigação pormenorizada da contaminação das prováveis espécies que podem servir como vias de transferência deste elemento metálico para as populações humanas.

Método

A área de estudo compreende a Lagoa de Cima (21º 46' S; 41º

31' W) e a Lagoa do Campelo (21º38'S; 41º08'W), onde encontram-se próximas a áreas em que foram utilizados fungicidas organomercuriais. Os peixes foram coletados a partir de abril/2002, usando-se redes de espera de diferentes malhas, visando a captura de peixes de variados tamanhos, acondicionados em sacos plásticos e colocados em gelo, até à chegada ao laboratório, onde foi realizada a identificação das espécies e a biometria (dados de comprimento total, padrão e peso) e a determinação do estádio de maturação gonadal. Após a retirada dos tecidos muscular e hepático, estes foram embalados em plásticos e guardados em refrigeração, até o momento da extração química de mercúrio total, seguindo protocolo descrito por Bastos *et al.* (1998). A determinação da concentração de Hg é feita no ICP-AES da Varian (modelo Liberty II) com acessório de geração de vapor frio (VGA-77). Todas as amostras serão analisadas em triplicatas.

Resultados e Discussão

Até o presente momento da pesquisa, somente algumas espécies de peixes tiveram suas médias de concentrações de mercúrio determinadas, onde encontra-se em andamento o processo de extração química de tecido muscular e hepático e leitura no ICP-AES.

Os resultados preliminares apontam que as concentrações de mercúrio variaram entre as espécies: *Clarias spp* > *Rhamdia spp* > *Hoplias malabaricus* > *Hoplosternum littorale* > *Prochilodus spp* > *Leporinus copelandii* > *Cyphocarax gilberti*. *Clarias spp* obteve as maiores concentrações (média de 1656,7 $\mu g.Kg^{-1}$), valor acima do limite permissível para consumo humano (500 $\mu g.Kg^{-1}$), enquanto que *C. gilberti* apresentou as menores (média de 182,7 $\mu g.Kg^{-1}$).

Foi observado o fenômeno da biomagnificação, onde quanto maior o nível trófico ocupado pela espécie num determinado sistema, maior é sua acumulação do poluente.

Conclusão

Com o andamento da pesquisa, espera-se conhecer quais variáveis influenciam na concentração deste metal para cada espécie coletada. A contaminação reveste-se de um problema social, pois várias destas espécies também são consumidas pelas populações carentes locais.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer o apoio financeiro da FAPERJ (proc. E-26/170.869/01), UENF (Bolsa mestrado T.P.S.) TECNORTE (Bolsa apoio técnico A.L.S.M.)

Bibliografia

Bastos, W. R.; Malm, O.; Pfeiffer, W. C.; Cleary, D. 1998. Estabilishment and Analytical Quality Control of Laboratories for Hg Determination in Biological and Geological Samples in the Amazon, Brazil. Ciência e Cultura. Vol. 50 (4). 255-260 pp.

Ferreira, A. G.; Melo, E. J. T.; Carvalho, C. E. V. 2002. Histological Aspects of Mercury Contamination in Muscular and Hepatic Tissue of *Hoplias malabaricus* (Pisces, Erythrinidae) of Campelo Lagoon, North of Rio de Janeiro State, Brazil. Acta Microscopica. (submetido).

Lindqvist, O.; Jernelov, A.; Johanson, K. & Rodhe, H. 1984. Mercury in the Swedish Environment, Global and Local Sources. Natl. Environm. Protec. Board, Solna, 101p.

Paiva, M. P. 1989. Sensibilidade da Ictiofauna da Amazônia, Cerrado e Pantanal de Mato Grosso a Danos Causados por Usos Antrópicos. IBAMA - Programa Nacional do Meio Ambiente, Subcomponente: Tecnologias de Gestão Ambiental. 10-11;

Sellers, P.; Kelly, C. A.; Rudd, J. W. M. & MacHutchon, A. R. 1996. Photodegradation of Methylmercury in Lakes. Nature. Vol. 380. 694-697 pp.

Borboletas frugívoras (Lepidoptera: Nymphalidae) como indicadoras de fragmentação florestal no Planalto Atlântico Paulista

Uehara-Prado, M. [1,5], A.V.L Freitas [1,3], J.P. Metzger [2], L. Alves [2,4], W.G. Silva [2,6] & K.S. Brown Jr. [1]

[1] Museu de História Natural, Depto. Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas.

[2] Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo

muprado@yahoo.com

Introdução

Afirmar que uma espécie está adaptada ao seu ambiente é um "clichê auto-evidente" (Mayr 1977: 40), pois, qualquer espécie 'indica' a existência de um conjunto particular de condições ambientais, às quais se adaptou ao longo do processo evolutivo. Perturbações antrópicas impostas a esses sistemas naturais levam à desestruturação ecológica do conjunto de 'condições ideais' para muitos organismos, que podem responder de diversas maneiras, desde indiferença até desaparecimento total, ou mesmo favorecimento (Brown, 1991). Abordagens práticas de questões relativas à integridade ecológica da biota ou da paisagem requerem a seleção de espécies ou grupos de espécies como um 'atalho', uma representação dos outros componentes do sistema, e dos processos ecológicos que os envolvem (Feinsinger, 2001). A bioindicação tem por principal objetivo a aplicação do conhecimento científico para o manejo ecológico (McGeoch, 1998). Dentro desse contexto, insetos são particularmente adequados para o monitoramento de mudanças nas paisagens, devido a sua abundância, riqueza de espécies, ciclo de vida curto, e importância relativa no funcionamento dos sistemas naturais (Rosenberg *et al*., 1986). Os objetivo deste estudo foram: a) Identificar recursos e condições que explicam a distribuição de borboletas frugívoras em uma paisagem contínua e em fragmentos florestais adjacentes; b) Avaliar e propor diferentes classificações de indicadores ecológicos para os componentes dessa guilda, em relação aos efeitos de fragmentação florestal.

Métodos

Área de estudo - Localiza-se no distrito de Caucaia do Alto, município de Cotia (SP), Planalto Atlântico Paulista. A altitude na região varia de 800 a 1000m, e o clima é temperado chuvoso, macrotérmico de inverno seco (tipo Cwa), com temperaturas médias mensais variando entre 11 e 27º C, e média de precipitação de 1.400 mm. As matas originais da região foram definidas como floresta ombrófila densa (SABESP 1997). Na região de estudo encontra-se a Reserva Estadual do Morro Grande (23º39'S – 23º50'S, 46º55'W – 47º01'W). A reserva possui mais de 10.000 ha, grande parte em estágios avançados de sucessão, contendo também áreas bem preservadas de floresta nativa. Na paisagem fragmentada, a matriz é composta essencialmente por pomares, horticulturas e chácaras. Em alguns locais, as áreas agrícolas misturam-se a matas em estágios iniciais de regeneração e com reflorestamentos de *Eucalyptus* e *Pinus*.

Borboletas frugívoras - Borboletas se incluem em duas guildas importantes, quando considerado o modo de alimentação dos adultos: as que se alimentam de néctar e as que se alimentam de frutas fermentadas e exudatos de plantas. A amostragem de borboletas frugívoras apresenta algumas vantagens práticas, que facilitam o estudo de suas populações. Elas são facilmente capturadas em armadilhas contendo isca fermentada, de modo que a amostragem pode ser simultânea e o esforço padronizado em diferentes áreas. Os indivíduos podem ser soltos depois de identificados, com um mínimo de manuseio, permitindo que um estudo não destrutivo seja efetuado com confiança. Ademais, a atração da borboleta pela isca, um recurso alimentar, reduz a possibilidade de capturas ao acaso, presentes em outros métodos (Hughes *et al*. 1998).

Amostragem - Foram selecionados quatro áreas na Reserva Estadual do Morro Grande e cinco fragmentos com áreas de 14, 29, 52, 99 e 175 ha. No presente estudo, a Reserva Estadual do Morro Grande foi considerada como floresta contínua, não-fragmentada. Em cada uma das nove áreas foi estabelecida uma unidade amostral (UA), constituída por cinco armadilhas portáteis com funil interno. As armadilhas foram dispostas linearmente em trilhas no sub-bosque de cada área, a 2m de altura, a uma distância mínima de 20m umas das outras e a pelo menos 50m da borda. Uma mistura padronizada de banana amassada com caldo de cana foi utilizada como atrativo. As iscas foram substituídas a cada revisão, para que mantivessem sempre uma atratividade alta e homogênea. As armadilhas foram revisadas a cada 48 horas, e foram mantidas no campo por períodos de 12 ou 14 dias, num total de 36.000 armadilhas/hora (10 horas/dia de amostragem efetiva). As amostragens foram realizadas entre novembro de 2001 e junho de 2002, período mais favorável à captura de borboletas frugívoras região. O registro das espécies capturadas foi feito no local, e antes da liberação, cada borboleta recebeu uma marca alfanumérica individual na face ventral das asas anteriores.

Variáveis ambientais - Em cada UA, foram estabelecidos de 2 a 4 transectos de 130 x 10m, e ao longo de cada transecto, 13 parcelas de 5 x 5m para estimar as seguintes variáveis: Densidade arbórea, proporção de árvores ocupadas por bromélias, proporção de árvores ocupadas por lianas lenhosas, porcentagem de cobertura do estrato herbáceo, grau de dominância por uma espécie do estrato herbáceo, profundidade da serapilheira, grau de abertura do dossel, riqueza de espécies arbóreas, número de árvores mortas em pé e tombadas, área ocupada por bambuzais, declividade e altitude.

Análises estatísticas - A avaliação das propriedades indicadoras foi feita através da correlação (Spearman) entre variáveis ambientais e cada uma das seguintes medidas: a) proporção de indivíduos em cada UA para as espécies mais abundantes (N>30); b) proporção de espécies das quatro subfamílias mais abundantes nas UAs; c) riqueza de espécies nas UAs. Nessa avaliação foi levada em conta se a distribuição dos indivíduos era preferencial em uma das paisagens ou indiferente (teste binomial), e se as variáveis ambientais diferiam entre paisagens (teste de Mann-Whitney). Uma espécie foi considerada possuidora de propriedades indicadoras quando apresentou distribuição preferencial em uma paisagem e/ou correlacionou-se (positiva ou negativamente) a alguma variável.

Resultados

Quando as variáveis ambientais foram comparadas entre paisagens, a ocupação por bromélias e bambus foi significativamente maior, e a serrapilheira mais profunda na reserva do que nos fragmentos, enquanto a ocupação por lianas e a cobertura e dominância do estrato herbáceo foram significativamente maiores nos fragmentos. As demais variáveis bióticas e abióticas não diferiram entre paisagens. Foram amostrados ao todo 1810 indivíduos em 70 espécies de borboletas frugívoras nas duas paisagens (54 na reserva e 64 nos fragmentos), das quais apenas quatorze tiveram mais de 30 indivíduos. As subfamílias com maior número de indivíduos foram Biblidinae (875), Satyrinae (510), Charaxinae (228) e Brassolinae (167). Nenhuma espécie correlacionou-se significativamente com riqueza de árvores, profundidade de serrapilheira, densidade arbórea, número de árvores mortas ou altitude. Nenhuma subfamília apresentou correlação significativa com densidade arbórea, cobertura herbácea, número de árvores mortas, declividade ou altitude. Baseado nas correlações encontradas, as espécies de borboletas frugívoras deste estudo podem ser classificadas da seguinte maneira:

1 - Informadoras de paisagem e variáveis ambientais

a) Sensíveis à fragmentação florestal - apresentaram distribuição preferencial na reserva e correlacionaram-se com variáveis que responderam negativamente à fragmentação: *Dasyophthalma creusa* (Brassolinae), *Taygetis ipthima* (Satyrinae), e a subfamília Brassolinae;

b) Favorecidas pela fragmentação florestal - apresentaram distribuição preferencial na paisagem fragmentada e correlacionaram-se com variáveis que responderam positivamente à fragmentação: *Carminda paeon*, *Yphthimoides castrensis* (Satyrinae), *Ectima thecla*, *Myscelia orsis* (Biblidinae), *Memphis appias*, *M. otrere*, *M. ryphea* (Charaxinae) e as subfamílias Biblidinae e Charaxinae; ou apresentaram distribuição preferencial na paisagem fragmentada e correlacionaram-se com variáveis que não diferiram entre paisagens: *Hamadryas epinome* (Biblidinae) e subfamílias Charaxinae e Biblidinae;

2 - Informadoras de paisagem apenas - apresentaram distribuição preferencial em alguma paisagem e não se correlacionaram com nenhuma variável ambiental: *Forsterinaria necys* (Satyrinae) na paisagem fragmentada, *Forsterinaria quantius* na reserva;

3 -Informadoras de variáveis ambientais apenas - apresentaram distribuição homogênea entre paisagens, mas correlacionaram-se com alguma variável ambiental: *Hamadryas fornax* correlacionou-se positivamente à ocupação por bromélias; riqueza de espécies de borboletas frugívoras correlacionou-se positivamente à riqueza de espécies arbóreas;

4 – Indiferentes - apresentaram distribuição homogênea entre paisagens, e não correlacionaram com nenhuma variável ambiental: *Godartiana muscosa* (Satyrinae) e subfamília Satyrinae.

Discussão

Os diversos grupos e seus componentes mostram diferentes propriedades indicadoras na paisagem estudada, que devem ser levados em conta num eventual monitoramento ambiental. Espécies de Satyrinae respondem de forma independente o suficiente para limitar o uso da categoria "subfamília" para fins de indicação ambiental. No caso de Biblidinae, Charaxinae e de seus componentes, as respostas foram similares, todos favorecidos pelos efeitos da fragmentação. Biblidinae inclui as espécies que foram mais abundantes nas duas paisagens: *Hamadryas epinome* e *Myscelia orsis*. A abundância e facilidade de amostragem tornam essas duas espécies opções viáveis para utilização em uma avaliação ambiental rápida, quando a amostragem for efetuada contra um controle não-perturbado. O número de espécies de borboletas frugívoras correlacionou-se positivamente à riqueza de espécies arbóreas (parâmetro que não diferiu entre paisagens), sugerindo que a riqueza de borboletas dessa guilda pode atuar como indicadora de biodiversidade. No presente estudo, observou-se que borboletas grandes, como as espécies de Brassolinae, podem apresentar maior sensibilidade a variações no ambiente devido ao processo de fragmentação florestal, sendo indicadoras tanto diretamente dos efeitos na paisagem quanto indiretamente dos efeitos em variáveis bióticas. Dentro da subfamília Satyrinae, *Taygetis ipthima* (notavelmente maior entre as espécies consideradas), também apresentou resposta negativa à fragmentação. Da mesma forma, respostas negativas foram encontradas para as espécies de *Taygetis* em ilhas de floresta no lago Guri, Venezuela (Shahabuddin & Terborgh, 1999). Por outro lado, vários estudos descreveram a invariância ou o aumento da abundância das espécies pequenas de Satyrinae em resposta à perturbação ambiental (e.g. DeVries & Walla, 2001). Shahabuddin & Terborgh (1999) sugerem que tal padrão pode ser atribuído tanto às plantas hospedeiras dessas espécies (gramíneas, abundantes em áreas perturbadas), quanto à capacidade das espécies menores de manterem populações viáveis mesmo em fragmentos pequenos de mata. Segundo García-Barros (2000), borboletas grandes tendem a apresentar um tempo de desenvolvimento maior e usar plantas maiores ou estruturalmente mais complexas. Uma hipótese a se testar é se essa preferência das espécies grandes por maior complexidade se aplica apenas a plantas hospedeiras, ou também ao ambiente como um todo. Segundo Lindenmayer *et al.* (2000), "a seleção de indicadores errados ou inapropriados pode dar a falsa impressão de compreensão científica, conhecimento de manejo e sustentabilidade ecológica". Assim, muita cautela deve ser tomada e muita informação levantada antes de se tecer considerações a respeito de indicação

ambiental. As respostas obtidas a partir de estudos de fragmentação podem variar com a escala, bioma, e de acordo com o recorte taxonômico que é dado pelo pesquisador (e.g. Hamer & Hill, 2001). Os resultados obtidos permitem concluir que existem efeitos de fragmentação na região de estudo e que esses efeitos são refletidos de modo distinto em diferentes escalas, recortes taxonômicos e ecológicos. Esses resultados podem nortear futuros trabalhos, sejam eles de biologia populacional ou ecologia de comunidades. Podem também ser adotados como linhas-guia para a criação de um protocolo para inventários de borboletas frugívoras na Mata Atlântica, ou para a aferição das condições de conservação de ambientes florestais. Mais estudos são necessários para que, somados aos resultados apresentados aqui e em outros estudos, formem um corpo de dados consistente para a tomada de decisões em ações de manejo e conservação em florestas neotropicais, fundamentadas em informações obtidas com a guilda de borboletas frugívoras.

(Financiamento: Fapesp, processos nº 98/05101-8[1], 99/05123-4[2], 00/01484-1[3], 00/03945-6[4], 00/14717-4[5] e 00/01587-5[6])

Referências Bibliográficas

Brown Jr., K.S. (1991). Conservation of Neotropical environments: insects as indicators. Pp. 349-404 in: Collins, N.M. & J.A. Thomas (eds.). The conservation of insects and their habitats. Royal Entomological Society Symposium XV. London: Academic Press.

DeVries, P.J. & T.R. Walla (2001). Species diversity and community structure in neotropical fruit-feeding butterflies. Biol. J. Linn. Soc. 74: 1-15.

Feinsinger, P. (2001). Designing field studies for biodiversity conservation. Washington DC: The Nature Conservancy.

García-Barros, E. (2000). Body size, egg size, and their interspecific relationships with ecological and life history traits in butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea). Biol. J. Linn. Soc. 70: 251-284.

Hamer, K.C. & J.K. Hill (2001). Scale-dependent effects of habitat disturbance on species richness in tropical forests. Cons. Biol. 14: 1435-1440.

Hughes, J.B., G.C. Daily, P.R Ehrlich. (1998). Use of bait traps for monitoring of butterflies (Lepidoptera: Nymphalidae). Rev. Biol Trop. 46: 697-704.

Lindenmayer, D.B., Margules, C.R. & Botkin, D.B. (2000). Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. Cons. Biol. 14: 941-950.

Mayr, E., (1977). Populações, espécies e evolução. São Paulo: Edusp.

McGeoch, M.A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. Biol. Rev. 73, 181-201

Rosenberg, D.M., H.V. Danks & D.M. Lehmkuhl (1986). Importance of insects in environmental impact assessment. Environ. Manag. 10: 773-783.

SABESP (1997). Programa de Conservação do Sistema Cotia. Relatório Conclusivo (tomo 3): Avaliação Ambiental. São Paulo: SABESP/ Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável.

Shahabuddin, G. & J.W. Terborgh (1999). Frugivorous butterflies in Venezuelan forest fragments: abundance, diversity and the effects of isolation. J. Trop. Ecol. 15: 703-722.

Abelhas visitantes de flores de *Bertholletia excelsa* em área de plantio e floresta nativa - Rio Branco Acre

Valdirene Argolo (valargolo@pop.com.br bolsista CNPq/DCR-Embrapa Acre); Lúcia Helena de O. Wadt (Pesq. – Embrapa Acre)

1. Introdução

As abelhas desempenham um papel ecológico fundamental na manutenção da diversidade de muitas espécies vegetais, principalmente por participarem diretamente da reprodução sexual das plantas contribuindo para a manutenção da variabilidade da população. Estima-se que no mundo existam mais de 20 mil espécies de abelhas. O Brasil, devido a suas proporções continentais e riqueza de ecossistemas, pode ser considerado privilegiado neste aspecto, pois estima-se que existem ¼ destas espécies embora somente cerca de 20 mil espécies estejam catalogadas. Uma ampla diversidade de formas, tamanhos e cores caracteriza a apifauna brasileira. Abelhas solitárias, não fazem colmeias e nem produzem mel, sendo ignoradas por esse motivo. Estas são, em geral, especializadas na polinização de grupos específicos de plantas, auxiliando a sua reprodução e indiretamente provendo alimento para as abelhas melíferas que são generalistas, com exceção de *Apis mellifera*, muitas espécies de abelhas estão em declínio devido ao uso sistemático de agrotóxicos, introdução de espécies exóticas de plantas e animais e fragmentação dos habitats (Maués e Oliveira 1999). Esta perda de espécies polinizadoras poderá acarretar problemas ecológicos nas populações de plantas que dependem especificamente de determinados polinizadores como é o caso da castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl) (Maués e Oliveira, 1999). A castanheira-do-brasil, é uma das mais importantes espécies para o extrativismo da Amazônia, sendo encontrada em estado nativo em terras altas da Amazônia Brasileira (Müller e Figueiredo, 1995).

B. excelsa é uma espécie monóica com 2n=34 cromossomos (Moritz 1984). Suas inflorescências estão dispostas em panículas axiliares ou terminais. As flores de cerca de três centímetros de diâmetro são zigomorfas pedunculadas, com pétalas carnosas branco amareladas; possuem de 80 a 130 estames (Moritz 1984; Maués e Oliveira 1999) com quatro estames ou cinco lóculos (Maués e Oliveira 1999), com cinco óvulos cada um deles, totalizando 20 a 25 óvulos por flor. O estigma pode ser tanto longo como curto, apresenta perfume doce e oferece néctar e pólen aos seus visitantes (Moritz, 1984). No Pará, mais especificamente em Belém, a floração ocorre de outubro a dezembro com pico na época seca (Soares e Reale, 1976, O'Manlley, Buckley Prance e Bawa, 1988). É uma espécie de polinização melitófila, que depende da ação dos polinizadores (abelhas grandes) para garantir a frutificação (Maués e Oliveira, 1999; Mori e Prance, 1990). Segundo Müller e Rodrigues (1980) o gênero *Bombus* é um dos principais polinizadores desta espécie.

Apesar do grande interesse científico e tecnológico sobre esta espécie, poucas são as informações disponíveis sobre sua biologia e ecologia. Uma das questões bastante especuladas, porém pouco estudadas, diz respeito a biologia reprodutiva, pois existem algumas árvores que florescem mas não frutificam mesmo estando em condições de floresta e outras que em condições de pastagem também não apresentam produção de frutos. Um dos fatores que pode estar relacionado com a baixa produtividade é a atividade dos polinizadores, os quais são essencialmente importantes para a reprodução da espécie (Pinheiro e Albuquerque, 1968).

Devido a falta de estudos sobre biologia floral e polinização da castanheira-do-brasil, principalmente na Amazônia Ocidental, o presente estudo teve por objetivo identificar o principal agente polinizador de *B. excelsa* em área de plantio e floresta nativa em Rio Branco Estado do Acre.

2. Metodologia

O estudo foi realizado no município de Rio Branco – Acre, em uma área de floresta nativa e em um plantio ambas pertencentes a Embrapa Acre. O plantio tem aproximadamente 20 anos de idade, com um total de 74 árvores. Durante todo o período de floração da castanheira (outubro a janeiro), foram feitas observações e anotações do comportamento dos insetos que visitam as flores. No plantio os insetos foram coletados diretamente nas inflorescências com auxílio de rede entomológica e por meio de armadilhas modelo "biológico" com iscas odoríferas. No interior da armadilha foi colocada uma coluna de água com detergente com aproximadamente 5 cm de altura. Essa solução serviu para matar as abelhas, tão logo

entraram na armadilha. A coleta com rede foi realizada semanalmente na área de plantio durante todo período de floração, sendo coletados os insetos que visitavam as flores no período das 5:00h às 11:30 h. Durante esse período também foram feitas observações do comportamento dos insetos.

As armadilhas foram colocadas aleatoriamente, uma vez por semana, durante o período de floração nas duas áreas de estudo a 2m de altura penduradas em cordas tipo varal. No plantio as armadilhas foram colocadas diretamente nas árvores de castanha e na floresta as armadilhas foram colocadas em arvores próximas às castanheiras. As iscas odoríferas utilizadas foram os produtos comerciais: Metil Salicilato, Benzoato de Benzila, Cineol e Eugenol. Utilizou-se 2 armadilhas para cada isca. As armadilhas permaneciam no campo por um período de 24 horas, sendo colocadas as 5:00h da manhã e retiradas na manhã seguinte.

3. Resultados

Dentre as abelhas coletadas com iscas odoríferas nas áreas de plantio e floresta foram encontradas espécies das famílias Apidae, Andrenidae e Halictidae, pertencente aos gêneros *Euglossa, Megalopta, Eulema, Oxaea e Eufriesea,* sendo que o maior número de insetos foi atraído pela isca Metil Salicilato representando 60,5% das abelhas coletadas, seguido do Eugenol com 36,6%. Na isca Cineol, coletou-se apenas 2,8% do total de indivíduos e na isca Benzoato de Benzila não houve ocorrência de nenhuma espécie em ambas as áreas. Na área de floresta foram coletas apenas espécies pertencentes aos gêneros *Euglossa* e *Eulema* enquanto que no plantio foram coletados indivíduos de todos os cinco gêneros. O número de indivíduos capturados na área de plantio também foi significativamente maior que na floresta. Embora não tenha sido realizado nenhum estudo para testar essa diferença, uma hipótese poderia ser as diferenças ambientais entre as duas áreas, principalmente no que diz respeito a densidade de plantas.

Na coleta com rede, o gênero *Xilocopa* representou 92,8% dos insetos coletados, indicando ser o principal polinizador da castanheira não somente pelo fator freqüência, mas por ter sido observado que entre os insetos que visitaram as flores, este foi o único inseto que realmente conseguia romper a estrutura da flor e adentrar na mesma permanecendo por alguns segundos no seu interior. Observou-se ainda, nos insetos coletados com rede, a presença de pólen principalmente no tórax, parte que fica em contato com o pólen quando o inseto penetra na flor. A maior freqüência de visitação dos insetos deu-se entre 6:00 e 8:30 horas. Depois desse horário observou-se uma queda significativa na atividade dos mesmos, o que esta de acordo com os resultados obtidos por Maués e Oliveira (1999), no estado do Pará. Outras espécies de abelhas também visitaram as flores da castanheiras, mas não foi observada a entrada nem permanência dessas abelhas no interior das flores. Segundo Maués e Oliveira (1999), em estudo realizado em área de plantio de castanheira no Estado do Pará, a maior freqüência de abelhas nas flores se deu pelos gêneros *Epicharis, Xilocopa, Eulema* e *Bombus* e que apenas *Xilocopa* e *Bombus* apresentaram ser os maiores responsáveis pela polinização da castanheira-do-brasil. Prance (1979). Observou que os principais polinizadores de espécies da família Lecythidaceae pertencem aos gêneros *Bombus* e *Euglossine,* resultados diferentes dos observados no presente trabalho, haja visto que os insetos observados que realmente penetraram nas flores de *B. excelsa* e permaneceram por alguns segundos no interior da mesma pertencem ao gênero *Xilocopa*. Para as espécies coletadas nas armadilhas, pode-se dizer que são visitantes ocasionais das flores, não sendo efetivos para a polinização da mesma. Ressalta-se que por ser uma flor com formato que dificulta o acesso ao pólen, as mesmas necessitam de insetos robustos e com vigor físico para conseguirem acesso ao pólen e néctar. Neste sentido, o gênero *Xilocopa* não só possui essas características como também foi observado a presença de pólen nos insetos capturados nas flores de *B. excelsa*.

Este estudo será repetido durante a floração de 2003 para confirmação dos resultados obtidos nessa primeira etapa.

4. Conclusões

- O principal agente polinizador de *B. excelsa* na região de Rio Branco – Acre é o gênero *Xilocopa;*
- No plantio, a maior freqüência de visitação dos insetos a flores de *B. excelsa* ocorre entre 6:00 e 8:30 horas;
- A diversidade de insetos capturados em armadilhas odoríferas é maior em área de plantio comparado com floresta nativa
- A isca que apresenta maior eficiência em capturar abelhas é Metil Salicilato

5.Bibliografia

Maués, M.M.; Oliveira, F.C. Fenologia reprodutiva e entomofauna polinizadora da castanheira-do-Brasil (*Bertholletia excelsa*) Humb. E Bonpl. Lecythidaceae) na Amazônia Oriental). EMBRAPA/ CPATU 1999. Documentos 123:25-30.

Mori, S.A. Prance, G.T. 1990. Lecytidaceae – Flora Neotropica 21(11) p.1-376.

Moritz, A. 1984. Estudos biológicos da castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa* Humb. E Bonpl.). EMBRAPA-CPATU. Documentos 29:1-82.

Muller, C.H.; Rodrigues, I.A. *et al.* Castanha-do-brasil. Resultado de pesquisa. Belém – PA. EMBRAPA-CPATU, 1980. 25 p. (EMBRAPA-CPATU Miscelânia n° 2).

Muller, C.H.; Figueiredo, F.J.C. A cultura da castanha-do-brasil. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro de Pesquisa da Amazônia. EMBRAPA, 1995 65p. (Coleção plantar; 23).

O´malley, D.M.; Buckley, D.P.; Prance, G.T.; Bawa, K.S. 1988. Geneties of Brazil nuts (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl. Lecythidaceae); 2. Mating system. Theoretical and applied genetics 176(6): 929-932.

Pinheiro, E.; Albuquerque, M. Castanha do Pará *In* Brasil. Livro anual de Agricultura. Ministério da Agricultura. Brasília, 1968. p.225-233.

Prance, G. T.; Mori, S.A. 1976 Lecythidaceae-Par I: The actinomorphic-flowered New World Lecythidaceae (*Asteranthos, Gustavia, Grias, Allantoma,* and *Cariniana*). Flora Neotropica Monograph 21. New York Botanical Garden, Bronx, New York.,

Soares, l.P.; Reale, V.B. Castanha do brasil: Levantamento preliminar. Belém. 1976. 69p.

Biodiversidade e ambientes de reprodução de anfíbios anuros em Nova Itapirema, região noroeste do Estado de São Paulo

Vasconcelos, T. da S[a] *(zoologia@ig.com.br); Rossa-Feres, D. de C.*[b]*; Candeira, C. P.*[c]

a) Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal (UNESP- São José do Rio Preto, SP); b) Depto de Zoologia e Botânica (UNESP-SJRP, SP); c) Bacharelado em Ciências Biológicas (UNESP-SJRP, SP).

1- Introdução

Atualmente são conhecidas no mundo cerca de 4000 a 5000 espécies de anfíbios anuros (Stebbins & Cohen, 1995; Wilson, 1997) e a maior riqueza é encontrada na região neotropical (Duellman, 1988). No Brasil estão registradas mais de 600 espécies de anuros, com 60% de endemismo, o que o torna o país com a maior biodiversidade de anfíbios do planeta (Mittermeier *et al*., 1992; Feio *et al*., 1998). No estado de São Paulo estão descritas aproximadamente 180 espécies de anfíbios anuros, correspondendo a 35% da diversidade brasileira e 5% da diversidade mundial (Haddad, 1998).

A região noroeste do Estado de São Paulo sofreu intenso processo de desmatamento, restando hoje apenas pequenos fragmentos da

vegetação original de mata latifoliada que recobria a região. Apesar disso, cerca de 28 espécies de anuros já foram registradas nessa região (Vizotto, 1967; Cais, 1992; Rossa-Feres, 1997; Bernarde & Kokubum, 1999) e, no entanto, nenhum estudo específico de levantamento da anurofauna foi ainda realizado. Estudos de história natural fornecem a base de conhecimentos necessária e imprescindível para a elaboração de propostas de conservação de fauna. Portanto, o objetivo do presente estudo é iniciar uma base de dados sobre a biodiversidade de anuros da região noroeste do Estado de São Paulo, realizando o inventário, determinando a ocorrência espacial de adultos e girinos e caracterizando os ambientes mais favoráveis para a reprodução dos anuros na região.

2 - MAterial e Métodos

O presente estudo foi realizado no distrito de Nova Itapirema (21º04'S; 49º32'W), noroeste do Estado de São Paulo. Foram realizadas excursões científicas quinzenais entre outubro de 2001 e março de 2002 (estação chuvosa da região, *sensu* Barcha & Arid, 1971), totalizando 46 noites de trabalho de campo.

Foram selecionados oito ambientes, representando os vários tipos de hábitats disponíveis para reprodução dos anuros: a) Açude de água temporária (AT, 54 m x 22 m), com vegetação herbácea constituída por Poaceae, Cyperaceae, Pontederiaceae e Nympheaceae; b) Açude de água permanente (AP, 29 m X 13 m), com vegetação constituída por taboa (Thyphaceae), dicotiledôneas arbustivas, Cyperaceae, Poaceae e Pontederiaceae; c) Curva de nível temporária (CN-1, 8 m X 4 m), com vegetação constituída principalmente por taboa, além de Cyperaceae e Poaceae; d) Córrego da Lagoa (CL, trecho de 75 m X 3 m), com margens planas e correnteza fraca. Na margem esquerda forma-se, em uma região embrejada, agrupamentos de Poaceae, dicotiledôneas arbustivas e taboas. Na margem direita predomina vegetação rasteira e árvores esparsas; e) Curva de nível permanente (CN-2, 25,6 m X 6,5 m), com vegetação predominante constituída por Cyperaceae, ocorrendo também Poaceae; f) Córrego do Sapé (CS, 47 m X 4 m), apresentando aflorações rochosas dividindo o curso d'água em pequenos veios, com vegetação constituída por agrupamentos de Poaceae, dicotiledôneas arbustivas e pteridófitas. Em suas margens predominam um resquício de mata ciliar; g) Poça Natural (PN, 3 m X 2,7 m), com vegetação herbácea (Poaceae e pteridófita) e arbustiva; h) Brejo (BR, 13 m X 4,5 m), formado por veios de água que escorrem da PN, com vegetação herbácea (Poaceae, pteridófitas e Cyperaceae) e dicotiledôneas arbustivas.

O inventário foi efetuado pelo método de "levantamento por encontro visual" (Crump & Scott, 1994) e a abundância de cada espécie foi estimada pelo número de machos vocalizando. As espécies foram identificadas no campo e, quando houve dúvidas na identificação, alguns indivíduos foram coletados para comparação com o material da Coleção Científica da UNESP de São José do Rio Preto (DZSJRP).

Os hábitats foram comparados quanto à composição da anurofauna: a) qualitativamente, pela aplicação do coeficiente de afinidade de Jaccard (S_J), um índice binário, e b) quantitativamente, pela aplicação do Índice de Similaridade de Morisita-Horn (C_H, Krebs, 1999).

Já para o inventário e a estimativa da abundância dos girinos, as coletas foram realizadas entre janeiro e maio de 2003, com visitas quinzenais (janeiro a março) e mensais (abril e maio), realizadas entre 15:00 e 18:30 hs, utilizando puçá de tela de arame com malha de 3 mm^2 e cabo longo, passado por todo o corpo d'água. Foram selecionados 10 corpos d'água: AT; AP; CN-1; CL; CN-2; BR; CS; Represa (RP), um trecho do Córrego da Lagoa represado por um aterro para separação de propriedades privadas, tendo como vegetação predominante Poaceae, Cyperaceae e dicotiledôneas arbustivas; Lagoa (LG), com vegetação somente na região marginal, composta por Poaceae, Cyperaceae e poucas dicotiledôneas arbustivas; apenas 10% do seu perímetro apresenta solo nú; Brejo da Lagoa (BR-LG), ambiente vizinho à LG, com vegetação constituída por Poaceae, dicotiledôneas arbustivas e Cyperaceae. Os girinos foram anestesiados em solução de benzocaína logo após a coleta e conservados em formalina 5%. A identificação foi realizada por meio de uma chave dicotômica (Rossa-Feres & Nomura, trabalho em preparação). O material coletado está depositado na Coleção científica DZSJRP da UNESP – SJRP, SP.

3 – Resultados e Discussão

Foram registradas 27 espécies pertencentes a nove gêneros de quatro famílias de anuros. A família Hylidae apresentou a maior riqueza com 13 espécies (*Hyla albopunctata, H. biobeba, H. elianeae, H. minuta, H. nana, H. raniceps, H. sanborni, Phrynohyas venulosa, Pseudis paradoxa, Scinax* sp., *S. fuscomarginatus, S. fuscovarius, Scinax similis*), seguida da família Leptodactylidae, com 11 espécies (*Leptodactylus fuscus, L. furnarius, L. labyrinthicus, L. macrosternum, L. ocellatus, L. podicipinus, Physalaemus centralis, P. cuvieri, P. fuscomaculatus, P. nattereri, Pseudopaludicola mystacalis*). As famílias com menor número de representantes na região foram Microhylidae (*Elachistocleis ovalis, Elachistocleis bicolor*) e Bufonidae (*Bufo schneider*). Na literatura atual são registradas 28 espécies de anuros na região noroeste do Estado de São Paulo (Vizotto, 1967; Cais, 1992; Rossa-Feres, 1997; Bernarde & Kokubum 1999). O presente trabalho acrescenta três espécies às já registradas na região: *Elachistocleis bicolor, Leptodactylus furnarius* e *Scinax* sp. Somente *Dermatonotus muelleri*, registrada por Vizotto (1967), *S. perereca, L. mystacinus* e *Pseudopaludicola falcipes*, registradas em Guararapes por Bernarde & Kokubum (1999), não foram registradas no presente estudo.

Ambientes lênticos temporários (AT = 22 espécies; CN-1 = 18 espécies) sustentaram maior riqueza e diversidade de espécies que ambientes lóticos e brejos. Nos ambientes PN e BR foram registradas as menores riquezas de espécies, o que pode estar relacionado ao pequeno tamanho desses corpos d'água, que oferece menor número de microhábitats e, portanto, menor possibilidade de partilha espacial, como verificado por Cardoso *et al*. (1989). Ambientes de área aberta (AP, CN-1, e AT) sustentaram maior riqueza que os de mata (CS, BR, PN). Das 27 espécies registradas, 17 (*Bufo schneider, Hyla albopunctata, H. biobeba, H. minuta, Leptodactylus furnarius, L. fuscus, L. labyrinthicus, L. ocellatus, Physalaemus centralis, P. cuvieri, P. fuscomaculatus, Scinax fuscomarginatus, S. fuscovarius, Elachistocleis ovalis, H. nana, L. podicipinus, S. similis*) ocorreram também na região de Botucatu, e excetuando-se *H. biobeba*, são consideradas por Jim (1980) como associadas a ambientes de formação aberta. Provavelmente, as adaptações para ambientes de formação aberta estejam possibilitando a ocorrência dessas espécies em ambientes construídos pelo homem, como os açudes temporários AT e CN-1. As 13 primeiras espécies, também foram registradas em ambiente de formação aberta na Estação Ecológica de Águas Emendadas, região de Cerrado, por Brandão & Araújo (1998), mas *H. biobeba*, como no presente estudo, também foi encontrada apenas em matas de galeria e em ambientes lóticos.

A maior riqueza de espécies ocorreu no início da estação chuvosa, junto com as primeiras chuvas. No entanto, a distribuição temporal da riqueza de espécies diferiu entre os ambientes: a maioria (16 espécies) apresentou pico de abundância ou ocorreu apenas no início da estação chuvosa (outubro e novembro), oito espécies ocorreram em plena estação chuvosa (dezembro e janeiro), e apenas duas espécies apresentaram o pico de abundância no final da estação chuvosa (fevereiro e março). Embora ocorra variação na abundância das espécies ao longo do tempo, a maioria (16 espécies) tem seus picos de abundância ou só ocorrem no início da estação chuvosa. O clima da região noroeste do Estado de São Paulo é caracterizado por pronunciada estação seca, de abril a setembro, que recebe apenas 15% da pluviosidade anual (Barcha & Arid, 1971), e a maioria dos ambientes disponíveis para reprodução dos anuros são temporários (Rossa-Feres, 1997). Conseqüentemente, o pico de riqueza de espécies em cada ambiente não

esteve relacionado com o tipo de ambiente, e sim com o início da estação chuvosa, já que em 75% dos ambientes amostrados, tanto permanentes quanto temporários, o pico de riqueza ocorreu no começo da estação chuvosa (outubro e novembro). Nessa época, a instabilidade ambiental associada à abundância de recursos permite caracterizar o ambiente como do tipo r, onde os fatores climáticos têm maior importância na estruturação das comunidades que as interações bióticas, como competição e predação (Odum, 2001).

A análise qualitativa da composição de espécies evidenciou apenas um agrupamento constituído pelos ambientes BR e PN. Já a análise com base na abundância das espécies, evidenciou dois agrupamentos: 1) formado pelos ambientes CL e CS, que são ambientes de água corrente; 2) formado pelos ambientes AP, CN-1 e AT, que apresentaram maior riqueza de espécies e distam cerca de 40 m um do outro. A similaridade na composição de espécies entre os ambientes BR e PN decorre da ocorrência em ambos das mesmas três espécies, do total de 27 espécies analisadas na região de Nova Itapirema. Assim, pode-se perceber que a similaridade entre esses dois ambientes decorre da ausência e não da presença de espécies. Essa é uma limitação da análise de agrupamentos, que deve ser percebida e considerada pelos pesquisadores. Já a comparação com base na abundância das espécies corrigiu essa distorção e evidenciou dois agrupamentos: CL e CS - ambientes de água corrente, e AP, CN-1 e AT - ambientes com a maior riqueza de espécies dentre os oito estudados e que estão localizados próximos um do outro.

Foram registrados girinos de 14 espécies pertencentes a seis gêneros e três famílias: Hylidae (*H. albopunctata, H. minuta, H. nana, H. raniceps, Pseudis paradoxa, S. fuscomarginatus, S. fuscovarius* e *S. similis*), Leptodactylidae (*L. podicipinus, Physalaemus centralis, P. cuvieri, P. fuscomaculatus, P. nattereri*); Microhylidae (*Elachistocleis bicolor*). Atualmente, estão registrados para a região noroeste do Estado de São Paulo girinos pertencentes a 19 espécies de anuros (Vizotto, 1967; Rossa-Feres, 1997). O presente trabalho acrescenta duas espécies, cujos girinos não haviam ainda sido registrados: *Hyla albopunctata* e *Elachistocleis bicolor*.

4 – Conclusões

Muitas informações importantes para fundamentar propostas de conservação da anurofauna da região foram obtidas, entre elas: ambientes lênticos temporários sustentaram maior riqueza e diversidade de espécies que ambientes lóticos e brejos; ambientes de área aberta sustentaram maior riqueza que os de mata e a maior riqueza ocorreu no início da estação chuvosa, junto com as primeiras chuvas.

5 - Bibliografia Citada

Barcha, S. F. & Arid, F. M. 1971. Estudo da evapotranspiração na região norte-ocidental do Estado de São Paulo. *Revista de Ciências da Faculdade de Ciências e Letras*. Votuporanga, SP. (1): 94-122.

Bernarde, P. S. & Kokubum, M. N. C. 1999. Anurofauna do Município de Guararapes, Estado de São Paulo, Brasil (AMPHIBIA, ANURA). *Acta Biologia Leopoldensia*. *21*: 89-97.

Brandão, R. A. & Araújo, A. F. B. de. 1998. A herpetofauna da Estação Ecológica de Águas Emendadas. *In*: Marinho-Filho, J.; Rodrigues, F.; Guimarães, M. (Eds.) *Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas. História Natural e Ecologia em um fragmento de cerrado do Brasil Central*. Brasília, DF. 9-21.

Cais, A. 1992. *Aspectos biológicos e status taxonômico de Hyla biobeba Bokerman & Sazima, 1973 (Amphibia – Anura)*. Tese de Doutoramento. UNESP de Rio Claro. SP. Brasil, 176p.

Cardoso, A.J.; Andrade, G. V. & Haddad, C.F.B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. *Ver. Brasil. Biol. 49*. (1): 241-249.

Crump, M. L. & Scott Jr., N. J. 1994. Visual encounter surveys. *In*: Heyer, W. R., Donnelly, M. A., McDiarmid, R. W., Hayek, L. A. C., Foster, M. S. (Eds). *Measuring and Monitoring Biological Diversity – Standard Methods for Amphibians*. Smithsonian Institution Press. Washington D. C., 84-92.

Duellman, W. E. 1988. Patterns of species diversity in anuran amphibians in the American Tropics. *Annais of Missouri Botanical Garden, 75*: 79-104.

Feio, R. N.; Braga, U. M. L.; Wiederhecker, H. & Santos, P. S. 1998. *Anfíbios do Parque Estadual do Rio Doce (Minas Gerais)*. Universidade Federal de Viçosa, Instituto Estadual de Florestas, MG, 32p.

Haddad, C. F. B. 1998. Biodiversidade dos anfíbios no Estado de São Paulo. *In*: Joly, C. A., Bicudo, C. E. M. (Org.) *Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. 6: Vertebrados*: 15-26.

Jim, J. 1980. *Aspectos ecológicos dos anfíbios registrados na região de Botucatu, São Paulo (Amphibia, Anura)*. Tese de Doutoramento. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, SP, 322p.

Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methology*. Addison Wesley Longman, Inc. Menlo Park, 620p.

Mittermeier, R. A.; Werner, T.; Ayres, J. M. & Fonseca, G. A. B. 1992. O país da megadiversidade. *Ciência Hoje, 14*(81): 20-27.

Odum, E. P. 2001. *Fundamentos de Ecologia*. 6º Edição. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa, 927 p.

Rossa-Feres, D. de C. 1997. Ecologia de uma comunidade de anfíbios anuros da região Noroeste do Estado de São Paulo: microhabitat, sazonalidade, dieta e nicho multidimensional. Tese de Doutoramento. Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 178p.

Stebbins, R. C. & Cohen, N. W. 1995. *A Natural History of Amphibians*. Princeton University Press. New Jersey. 316p.

Vizotto, L. D. 1967. Desenvolvimento de anuros da região norte-ocidental do Estado de São Paulo. Tese de Doutoramento. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras. Universidade de São Paulo, SP, 166p.

Wilson, E. O. 1997. A situação atual da diversidade biológica. *In*: Wilson E. O. (Ed.) *Biodiversidade*. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, RJ, p. 3-24.

a) Bolsista FAPESP - Processos: 01/08675-0 (IC), 02/11388-5 (MS)

Indicadores socioambientais em áreas urbanas: o saneamento básico nos bairros Pirambu e Cristo Redentor, Fortaleza-CE

Veridiana Marques da Costa[a](verymarques@bol.com.br) & Profa. Dra. Maria Salete de Souza [b] (mariassz@hotmail.com.br)
a pós-graduação, bolsista CAPES, Mestrado Acadêmico em Geografia- UECE
b Professora Orientadora

1 Introdução

A grande deficiência do saneamento básico nas cidades brasileiras, sobretudo nos bairros mais pobres e periferias urbanas, tem impacto na qualidade de vida das populações considerando os seus baixos níveis de renda e as limitações quanto ao acesso a esses serviços.

O crescimento das cidades, o adensamento populacional sem o atendimento de uma infra-estrutura básica vem agravar os problemas ambientais e de saúde pública. A falta de um esgotamento sanitário adequado e suas conseqüências na contaminação da água, do solo e do ar, incide diretamente na saúde das populações sendo assim meios de veiculação de doenças infecciosas e de pele. A ingestão de água contaminada leva geralmente a disseminação das verminoses e das complicações gastrointestinais.

Em 1993, foi firmado um convênio entre o Governo do Estado do Ceará e o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID) para a implementação em Fortaleza de um amplo programa de

saneamento básico, conhecido como o Projeto SANEAR. Este projeto objetivava ampliar a rede de esgotamento sanitário e de drenagem urbana além da construção de aterros sanitários para resolver a questão do sistema de coleta de lixo com o intuito de melhorar as condições de vida da população. De acordo com a Secretaria de Infra-Estrutura (SEINFRA, 1999), alguns critérios foram utilizados na seleção de áreas a serem beneficiadas pelo subprograma de esgotamento sanitário: maior adensamento populacional; facilidade de integração ao sistema existente; problemas evidentes de saúde pública; comprometimento dos recursos hídricos e do litoral, entre outros. Nesse sentido, os bairros do Pirambu e Cristo Redentor localizados no litoral oeste de Fortaleza e densamente ocupados por população de baixa renda foram beneficiados por esse programa.

Considerando a problemática socioambiental dos bairros Pirambu e Cristo Redentor no que diz respeito ao acesso aos serviços básicos, este trabalho propõe-se a analisar as políticas públicas de saneamento implantadas pelo Projeto Sanear e de saúde desenvolvida pela Prefeitura Municipal de Fortaleza a partir de 1993. Serão analisados os impactos ambientais e sociais dessas políticas públicas no conjunto dos dois bairros, a participação da comunidade nesse processo, as contradições de referidas políticas, as diferenciações socioespaciais, e a efetiva melhoria na qualidade de vida dos moradores.

2 Métodos

Considerando as mudanças espaciais e sociais porque vêm passando esses bairros ao longo do seu processo de crescimento, partiu-se de uma escala espacial e temporal procurando a compreensão desse crescimento associado ao processo de expansão urbana de Fortaleza e a atuação recente das políticas públicas de saneamento e saúde na área. Procurou-se assim, estudar a vivência do lugar tentando entender o cotidiano das famílias desses bairros através da pesquisa empírica. Nesse sentido, serão realizadas entrevistas junto aos membros das associações de moradores e às principais lideranças do bairro e às famílias do bairro em uma amostra representativa. Far-se-ão também entrevistas com profissionais da área de saúde e com técnicos responsáveis pelo setor de saneamento básico, na perspectiva de compreender as condições de implantação, execução e monitoramento desses serviços. As entrevistas com profissionais da área de saúde são imprescindíveis para a compreensão da política de saúde executada pela Prefeitura Municipal de Fortaleza e da forma como as ações voltadas para este setor se refletem nas condições de vida da população.

Os levantamentos sobre os equipamentos de saúde existentes nos bairros e a ação do Programa de Saúde da Família (PSF) vêm sendo efetuados, assim como os dados relativos a doenças mais freqüentes e número de ligações domiciliares de água, esgoto e o atendimento da coleta de lixo. Referidas variáveis serão relacionadas com outros indicadores, como por exemplo, o Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM), com base no Censo do IBGE – 2000, que leva em consideração a taxa de alfabetização, o número médio de anos de estudo dos chefes de família e seus rendimentos mensais.

Estes levantamentos vêm sendo efetuados com apoio em uma base de dados existente em órgãos oficiais tais como, IBGE, Secretarias de Saúde Estadual e Municipal, Companhia Estadual de Saneamento Básico (CAGECE), ONGs e instituições privadas que atuam na área.

3 Resultados e Discussão

A problemática ambiental em áreas urbanas tem se agravado nos últimos anos. A poluição atmosférica principalmente pela emissão de gases poluentes advindos dos automóveis e indústrias tem contribuído para a uma negativa qualidade de vida. Os resíduos sólidos provenientes de indústrias, hospitais e domicílios sem um adequado tratamento também afetam diretamente a vida dos cidadãos. E não se pode deixar de citar os dejetos humanos que sem uma destinação e tratamento adequados vão interferir diretamente nos indicadores de saúde e também nos indicadores ambientais. Quando da má disposição desses dejetos tem-se como conseqüências a poluição dos recursos hídricos, bem como do solo.

Como conseqüência da Conferência Mundial do Rio (Eco-92), a Organização Mundial da Saúde elaborou uma Estratégia Mundial de Saúde e Meio Ambiente, na qual se destacam os amplos vínculos entre a saúde e o meio ambiente no contexto do desenvolvimento sustentável, que vai mais além dos determinantes sanitários do meio físico envolvendo as conseqüências na saúde, na interação entre as populações humanas e toda uma série de fatores do seu entorno físico e social.

Para reduzir as fontes de contaminação e os riscos ambientais, assim como eliminar a subnutrição da população é necessário coordenar as políticas de saúde com as políticas de desenvolvimento.

Não só é necessário realizar investigações epidemiológicas para conhecer o efeito das diferentes fontes de contaminação sobre a saúde, senão promover programas de melhoria da qualidade ambiental, como uma medida de prevenção e controle. (...) Os problemas ambientais, a pobreza e a degradação da saúde provêm da racionalidade do crescimento econômico que antecede a maximização do lucros comerciais a saúde do homem e não do simples crescimento da população. (LEFF, 1998 p. 265).

Para Spósito (2001), no processo de produção e reprodução do espaço urbano os moradores da cidade têm de consumir alguns produtos, entre os quais se podem destacar aqueles que se convencionou chamar de meios de consumo coletivo. A exemplo desses meios tem-se, escola, saúde, áreas de lazer, infra-estrutura e meios de comunicação que são fundamentais na qualidade de vida das populações.

Ainda segundo LEFF (1998), o campo emergente da saúde ambiental está levando a revalorização das práticas preventivas e curativas tradicionais frente a medicina moderna. Assim, nos programas de atenção primária ao meio ambiente e à saúde estão sendo aplicados também a autogestão dos recursos ambientais e dos serviços de saúde como parte da cidadania e pelas próprias comunidades. O saneamento envolve um conjunto de ações e relações que o homem estabelece, para manter ou alterar o ambiente no sentido de evitar ou controlar doenças, promovendo conforto e bem-estar das pessoas.

Os bairros que estão sendo estudados nessa pesquisa foram beneficiados com o Projeto Sanear desde 1997, mas ainda apresentam deficiências no que diz respeito ao funcionamento do serviço e quanto aos índices dos domicílios conectados à rede de esgoto. Estes apresentam elevada densidade populacional, correspondendo em 2000 a 266 hab/ha no Pirambu e 220 hab/ha no Cristo Redentor. Foram inicialmente ocupados por pescadores e, a partir da primeira metade do século XX, passou a abrigar uma população migrante que chegava em Fortaleza e ocupava as terras da União formando a favela do Pirambu.

A população tem uma tradição na participação dos movimentos sociais, pois já em 1962 vivenciou um movimento de resistência, em virtude da ameaça de expulsão dessa área.. A partir desses movimentos muitas foram as conquistas dessa população, destacando-se a desapropriação de aproximadamente 151 hectares para fins sociais.

Esses bairros vêm passando por um processo de reurbanização, através de transformações significativas na paisagem urbana. Alteraram-se o uso e a ocupação do solo, como conseqüência do impacto de alguns projetos privados e governamentais e da conquista dos movimentos sociais. Alguns setores como os de transporte, educação, saúde, do comércio e serviços contribuíram para uma relativa valorização dessa área. A antiga favela passou a ser considerada um bairro popular e dividida em dois bairros chamados Pirambu e Cristo Redentor, mas ainda é deficiente em infra-estrutura.

De acordo com o censo 2000, o Grande Pirambu conta com

uma população de 47.367, sendo 18.453 habitantes no bairro Pirambu, 28.914 habitantes no Cristo Redentor. Estes bairros se caracterizam por baixos Índices de Desenvolvimento Humano Municipal, índices estes que correspondem a 0,391 e 0,410, respectivamente.

Os baixos rendimentos auferidos pela população desses bairros explicam a dificuldade de acesso a moradias dignas, serviços urbanos e infra-estrutura básica, que são mercadorias de preço elevado. De acordo com dados do IBGE (1999), 18% dos chefes de família dos bairros pesquisados recebem rendimentos inferiores a meio salário mínimo. Mais da metade dos chefes de família, ou seja, 64%, alcançam rendimentos até dois salários mínimos. A baixa renda vai refletir diretamente na qualidade de vida dos moradores. Grande parte das moradias é precária, não sendo servidas na sua totalidade por rede de água e esgoto.

4 Conclusão

O serviço de saneamento básico requer grandes investimentos do poder público e sua implantação nas áreas urbana se dá, geralmente, de forma desigual contribuindo para acentuar as disparidades socioespaciais. Por outro lado, as comunidades de baixa renda apresentam limitações no acesso a esses serviços em função do custo das ligações e do consumo domiciliar. Assim sendo, são essas populações as que se encontram mais expostas a doenças de um modo geral.

Mesmo com a implantação do SANEAR, a comunidade dos bairros estudados, ainda sofre com a deficiência do serviço. Os baixos rendimentos, o tamanho e a localização das casas explicam as dificuldades para a população usufruir os serviços oferecidos. Potencialmente quase todas as casas poderiam ser atendidas pelas redes públicas de água e esgoto e pelo serviço de coleta sistemática de lixo. Mas alguns problemas permanecem, tais como: o mau acondicionamento dos resíduos sólidos que possibilita a proliferação de vetores de doenças; as ruas estreitas, em algumas zonas, impedindo a passagem do caminhão de lixo; a baixa renda familiar que dificulta a instalação da rede interna de esgotamento e favorece a inadimplência dos usuários, levando a suspensão do fornecimento de água pela prestadora de serviço. Todos estes problemas mostram que apesar da significativa ampliação na infra-estrutura de saneamento básico, ainda são precárias as condições de vida da população. Praias e canais cobertos de lixo, águas servidas escorrendo pelas ruas, esgotos estourados são aspectos que marcam a paisagem do Grande Pirambu e são responsáveis pela contaminação do solo, do lençol freático e das praias.

Instalar rede de água e esgoto, estabelecer coleta sistemática de lixo, construir galerias pluviais sem uma prévia e contínua conscientização da comunidade que irá receber esses serviços, não surtirão os efeitos esperados na melhoria da qualidade de vida. Não se pode conceber a implantação de certos serviços, como o saneamento básico, sem o seu monitoramento, e ainda, sem oferecer à população condições financeiras para deles usufruir.

5 Bibliografia

CORRÊA, Roberto Lobato. O Espaço Urbano.2ed. São Paulo: Editora Ática, 1993.

COSTA, Maria Clelia Lustosa. Cidade 2000: Expansão urbana e segregação espacial em Fortaleza. Dissertação de Mestrado. São Paulo: FFLCH, 1988.

COSTA, Veridiana Marques. Saneamento e Saúde nos bairros Pirambu e Cristo Redentor. Monografia de Bacharelado. Fortaleza: UFC, 2003.

FERREIRA, Rosa de Lisieux Urano de Carvalho. QUALIDADE DE VIDA X SANEAMENTO BÁSICO: Litoral Oeste de Fortaleza. Fortaleza: UFC, 1999.

LEFF, Enrique. Saber Ambiental. México: Siglo XXI Editores, 1998.

MOTA, Suetônio. Urbanização e Meio. Rio de Janeiro : ABES, 1999.

RODRIGUES, Arlete Moysés. Produção e Consumo do e no Espaço: Problemática Ambiental Urbana. São Paulo: HUCITEC, 1998.

SILVA, José Borzacchiello da. Quando os incomodados não se retiram : uma análise dos movimentos sociais em Fortaleza. Fortaleza: Multigraf Editora, 1992.

SOUZA, Maria Salete de. Meio Ambiente Urbano e Saneamento Básico. In: Revista Mercator. N° 01. Fortaleza : UFC, 2002.

SPÓSITO, Eliseu Savério. A vida nas cidades. 3ªed. São Paulo: Contexto, 2001.

Comunidade de insetos associada a *Byrsonima sericea* (Malpighiaceae) na Restinga de Jurubatiba, RJ: Observações preliminares

Vivian Flinte; Cristina de Oliveira Araujo; Margarete Valverde de Macedo & Ricardo Ferreira Monteiro*
Laboratório de Ecologia de Insetos, Depto. de Ecologia, IB, UFRJ
** flinte@biologia.ufrj.br*

1. Introdução

Segundo Lewinsohn *et al.* (2001), levantamentos sobre a fauna de insetos são feitos, na maioria das vezes, através de métodos seletivos de captura, cujo alvo geralmente são os adultos, gerando dados incompletas sobre a composição de espécies numa comunidade. Muitas espécies não são capturáveis pelos métodos usuais, podendo ser apenas encontradas em sua planta hospedeira, que lhes oferece abrigo e recurso alimentar. Insetos fitófagos podem ser muito difíceis de se registrar fora de seus hospedeiros, mesmo que sua distribuição geográfica seja ampla e eles sejam abundantes em seus hospedeiros específicos. Isso se torna ainda mais difícil quando se trata de espécies de insetos cujas larvas se alimentam internamente na planta hospedeira, como é o caso de brocadores, minadores e galhadores. Desta forma, estudos sobre a entomofauna associada a um taxon vegetal são de extrema importância e permitem uma série de análises, dentre elas riqueza de espécies, nicho, distribuição temporal e espacial, complementando os dados encontrados a partir das armadilhas. Assim, estudos de interação inseto-planta são os mais indicados para inventários de espécies fitófagas.

O gênero *Byrsonima* (Malpighiaceae) possui cerca de 160 espécies, sendo 70 encontradas no Brasil. Ocorre também no Paraguai, Bolívia, Peru, Colômbia, Venezuela, Guiana, Panamá, Costa Rica, Nicarágua, El Salvador, Honduras, Guatemala, México, Antilhas, Califórnia e Texas (Pereira, 1952).

Byrsonima sericea DC., conhecida vulgarmente como murici, é uma arvoreta com cerca de 2,5 m de altura. As folhas são verdes e glabras na face adaxial e pilosas e douradas na face abaxial. Sua distribuição geográfica inclui a Martinica e, no Brasil, os estados do Ceará, Piauí, Pernambuco, Sergipe, Bahia, Goiás, Espírito Santo, Rio de Janeiro e Paraná, ocorrendo em floresta pluvial atlântica montana e restinga. Essa é uma das plantas dominantes nas restingas fluminenses, ocorrendo nos principais habitats do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ). Pode ser encontrada em formação de *Clusia* e Ericaceae e em formação de mata de restinga e mata paludosa (Araújo *et al.*, 2001). Em que pese a sua grande abundância e distribuição nas restingas fluminenses, nada existe sobre a entomofauna associada a esta espécie.

Andrade *et al.* (1999) estudando a fauna de Lepidoptera de três espécies de *Byrsonima* no cerrado de Brasília encontraram 48 espécies, sendo que 46% delas ocorreram apenas uma vez. As mais comuns foram: *Cerconota achatina*, *Gonioterma indecora*, *Gonioterma exquisita* (Elachistidae), *Chiomara punctum* (Hesperiidae) e *Anacampsis* sp (Gelechiidae). A riqueza de espécies de lepidópteros dentro de cada espécie de *Byrsonima* foi consideravelmente alta, mas houve uma baixa abundância da grande maioria das espécies, uma vez que apenas 13% das plantas das três espécies apresenta-

vam lagartas em suas folhas.

Este trabalho visa estudar a distribuição espacial e temporal da entomofauna associada a *B. sericea* em três comunidades vegetais no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba: em arbustiva aberta de *Clusia*, em arbustiva aberta de Ericaceae e na mata.

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

Há muito tempo, a restinga tem sido parcialmente ou totalmente degradada devido ao desmatamento e à urbanização. Nas duas últimas décadas, muitos esforços têm sido feitos para estudar a fauna e a flora da restinga mais a fundo (Esteves e Lacerda, 2000). A importância ecológica do trecho do litoral compreendido entre os municípios de Macaé e Quissamã foi reconhecida pela UNESCO, que em 1992 considerou esta área como "reserva da Biosfera". Como parte desses esforços, foi criado em 1998 o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, que abrange os municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, no Estado do Rio de Janeiro, com uma área total de 14.451ha. Esta unidade de conservação é uma das únicas a preservar integralmente o ambiente de restinga e objetiva assegurar a preservação de seus recursos naturais, proporcionando oportunidades controladas para uso pelo público, educação e pesquisa científica. Apresenta enorme diversidade de habitats, como por exemplo, restinga de moitas, restinga paludosa, mata, brejos, rios, lagoa, entre outros. As vistorias dos indivíduos de *B. sericea* são realizadas próximas à Lagoa Comprida, no município de Carapebus, onde se podem encontrar as três principais formações vegetais que apresentam esta planta. A formação arbustiva aberta de *Clusia* é constituída por moitas densas de variados tamanhos, intercaladas por espaços de areia, onde a cobertura vegetal é esparsa. A vegetação arbustiva aberta de Ericaceae caracteriza-se por apresentar moitas de vários tamanhos e formatos irregulares, situando-se em áreas de depressões, onde é comum o acúmulo de água na estação chuvosa. A mata periodicamente inundada ocorre nas depressões entre os cordões arenosos, estando sujeita ao afloramento do lençol freático na estação chuvosa (Araujo *et al.*, 1998).

2.2. Metodologia

Foram marcados 30 indivíduos de *B. sericea* em cada uma das três principais comunidades vegetais em que a espécie ocorre: arbustiva aberta de *Clusia*, arbustiva aberta de Ericaceae e na borda de mata. Essas plantas foram vistoriadas em abril e junho de 2003, e deverão ser vistoriadas bimestralmente até o início de 2004. Cada planta é vistoriada exaustivamente à procura de insetos que dela se alimentam, além de ser anotada sua fenologia. O estudo se concentrou principalmente em espécies de Coleoptera e Lepidoptera, tanto endofíticas quanto exofíticas. Galhas não foram quantificadas, apenas caracterizadas quanto ao tipo. Espécies que aparecem pela primeira vez são coletadas e posteriormente identificadas; os parasitóides obtidos desse material coletados também devem ser identificados.

3. Resultados Preliminares

Foram encontradas oito espécies de Coleoptera e 13 espécies de Lepidoptera associadas a *B. sericea* até o momento. Dentre elas, já foram identificadas as seguintes espécies: *Fulcidax monstrosa*, *Naupactus lar*, *Pachyschelus* spp, *Chlamisus* spp (Coleoptera), *Gonioterma indecora*, *Gonioterma exquisita*, *Eupheneta divisa*, *Inga inflammata*, *Bardaxima donatian*, *Herpetogramma bipunctalis*, *Ripha strigosa*, *Antaeotricha deltopis*, *Concana mundissima*, *Carthara abrupta*, *Lumacra* sp (Lepidoptera). Em todas as vistorias, independentemente da formação vegetal, a espécie de besouro mais abundante foi *Pachyschelus* sp (Buprestidae), um minador de folhas que correspondeu a 73,93% de todos os indivíduos de Coleoptera. A espécie de lepidóptero mais abundante foi *G. indecora* (Elachistidae), que representou 81,14% de todos os Lepidoptera. A galha de caule foi a mais comum nas três formações, porém seu indutor ainda não foi obtido. Em duas vistorias, apenas 3,89% das 90 plantas acompanhadas não apresentavam espécies exofíticas nem minadores. Embora ainda preliminares, nossos resultados apontam para uma alta riqueza de espécies associadas a *B. sericea* na restinga, além de uma alta incidência de lagartas raras, padrão semelhante ao encontrado para espécies de *Byrsonima* no cerrado (Diniz *et al.*, 2000). Além disso, é provável que a riqueza de espécies associadas a *B. sericea* seja ainda maior, em vista do baixo número de vistorias realizadas até o momento.

4. Conclusões

Pachyschelus sp e *Gonioterma indecora* foram as espécies mais abundantes em *Byrsonima sericea*, mas a maioria das 21 espécies de insetos encontradas apresentaram baixa densidade nessa planta na Restinga de Jurubatiba. Tanto no cerrado como na restinga parece haver um padrão similar de alta riqueza de espécies e, principalmente, baixa freqüência de plantas atacadas por espécie de inseto associada.

5. Bibliografia

Andrade, I.; Morais, H.C.; Diniz, I.R. & van den Berg, C. 1999. Richness and abundance of caterpillars on *Byrsonima* (Malpighicaeae) species in an area of cerrado vegetation in Central Brazil. Revista de Biología Tropical 47:691-695.

Araújo, D.S.D.; Scarano, F.R.; de Sá, C.F.C.; Kurtz, B.C.; Zaluar, H.L.T.; Montezuma, R.C.M. & de Oliveira, R.C. 1998. Comunidades Vegetais do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. *In:* Esteves, F.A. (ed.). Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ). Nupem, UFRJ. p. 39-62.

Araújo, D.S.D.; da Costa, A.F.; de Oliveira, A.S. & de Moura, R.L. 2001. Florística e Padrões Fitogeográficos. *In:* Ferreira, A. e Dias, I.C.A. (eds.). Flora do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e arredores, Rio de Janeiro, Brasil: Listagem, Florística e Fitogeografia. Angiospermas - Pteridófitas - Algas continentais. Museu Nacional, Divisão Gráfica - SR4, UFRJ, Rio de Janeiro. p. 155-165.

Diniz, I.R.; Morais, H.C. & Hay, J.D. 2000. Natural history of herbivores feeding on Byrsonima species. Brazilian Journal of Ecology 1 and 2: 49-54.

Esteves, F.A. & Lacerda, L.D. 2000. Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras. NUPEM, Rio de Janeiro. 394 pp.

Lewinsohn, T.M; Prado, P.I.K.L. & Almeida, A.M. 2001. Inventários bióticos centrados em recursos: Insetos fitófagos e plantas hospedeiras. *In:* Garay, I. & Dias, B. (eds.). Conservação da Biodiversidade em Ecossistemas Tropicais. Editora Vozes, Petrópolis. p. 174-189.

Pereira, E. 1953. Contribuição ao conhecimento da Família Malpighiaceae. Arquivo do Serviço Florestal, RJ. Ministério da Agricultura, Vol. 7. 70 pp.

(Apoio: CAPES, CNPq/PELD, IBAMA).

Estudos preliminares sobre a predação de sementes de *Allagoptera arenaria* (Arecaceae) por *Pachymerus nucleorum* (Coleoptera: Bruchidae).

Viviane Grenha; Adriana Souza de Abreu & Margarete Valverde de Macedo.

Laboratório de Ecologia de Insetos – Departamento de Ecologia, CP 68020, Instituto de Biologia, UFRJ, CEP 21941-590, Rio de Janeiro, Brasil (vigrenha@biologia.ufrj.br)

1. Introdução

A família Bruchidae é muito homogênea quanto a dieta alimentar, todos os seus representantes são predadores de sementes de várias famílias botânicas (Bondar, 1936). A predação por bruquídeos e a importância econômica dos besouros dessa família podem ser observadas em uma série de traballhos (e.g. Bondar,

1936; Bondar, 1953; Janzen, 1969; Southgate, 1979; Kingsolver, 1988; Macêdo *et al*, 1992; Briano *et al.*, 2002 entre outros).

Besouros da família Bruchidae alimentam-se em sementes de 33 famílias de plantas, mas aproximadamente 84% dos hospedeiros conhecidos de bruquídeos são da família Leguminosae, ocorrendo também em Palmae (4,5%), Convolvulaceae (4,5%), Malvaceae (2%) e os 5% restantes em outras 29 famílias vegetais (Johnson, 1981 e Johnson *et al.* 1995). Bruquídeos adultos alimentam-se de pólen e néctar e não são conhecidos por se alimentarem de sementes ou frutos (Jonhson, 1995).

A família Bruchidae consiste de aproximadamente 1300 espécies descritas, agrupadas em 56 gêneros dentro de 5 subfamílias (Southgate,1979). De acordo com Johnson *et al.* (1995), cerca de 9% das espécies de bruquídeos pertencem à família Pachymerinae. Os Pachymerinae alimentam-se quase exclusivamente de sementes de palmeiras e são comumente chamados de bruquídeos de palmeiras. (Johnson *et al.*,1995)

Pachymerus nucleorum (Fabricius, 1972) é conhecido também como "bicho-do-côco" devido à alta incidência dessa espécie em sementes comercializadas no Brasil. Johnson *et al.* (1995) realizaram um levantamento das espécies de bruquídeos e suas respectivas palmeiras, onde *Pachymerus nucleorum* foi encontrado em espécies dos gêneros *Cocos, Syagrus, Attalea, Orbignya e Acromia*.

De acordo com o ciclo de vida dessa espécie descrito por Bondar (1936, 1953), os ovos são colocados na superfície externa do coco, sendo o primeiro estádio da larva altamente modificado para a penetração na semente.

No Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, *P. nucleorum* pode ser encontrado na palmeira *Allagoptera arenaria* (Gomes) O'Ktze. Essa planta hospedeira é uma das espécies mais abundantes na vegetação de Restinga, sendo também conhecida como guriri.

Os objetivos do trabalho são descrever aspectos da biologia e ecologia de *P. nuclerorum* e avaliar a taxa de predação das sementes de *Allagoptera arenaria* por esse besouro no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Macaé, RJ.

2. Métodos

Esse trabalho foi realizado no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Macaé, Rio de Janeiro, Brasil (22° 19' S e 41º 44' W) entre os períodos de maio de 2002 a junho de 2003. Restingas são ecossistemas adjacentes ao oceano, ocorrendo em planícies arenosas (Araujo *et al.*,1984). São raras as áreas de restinga ainda com características naturais, muito poucas protegidas em unidades de conservação, como o Parque Estadual de Setiba (ES) e o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba (RJ) (Lacerda & Esteves, 2000).

Foram realizadas sete vistorias bimestrais em duas áreas diferentes e em cada vistoria 30 plantas eram avaliadas quanto a sua fenologia baseada nos seguintes parâmetros: número de folhas, número de brotos, número de inflorescências e número de infrutescências. Somente flores e frutos novos foram considerados. Em cada palmeira todos os cocos do chão foram coletados manualmente e conduzidos para o laboratório em sacos plásticos identificados por área e palmeira.

Para avaliar o efeito da predação de *P. nucleorum* sobre *A. arenaria,* o número de cocos com orifício de saída do adulto, número de cocos sem furo e número de cocos com furos pequenos foram anotados. Além disso, esses cocos foram mantidos em potes de plástico para a observação da saída dos bruquídeos adultos. Os potes foram checados diariamente e para cada adulto que emergia foi anotado data de saída, vistoria e local de coleta dos cocos. Alguns cocos de *A arenaria* foram abertos para a observação dos imaturos de *Pachymerus nucleorum*.

3. Resultados e Discussão

O ciclo de vida observado para *Pachymerus nucleorum* em sementes de *Allagoptera arenaria* é muito semelhante ao observado em sementes de dendê, licuri, babaçu e piaçava descritos por Bondar (1936 e 1953). Em *A. arenaria*, as larvas já maduras apresentam coloração branca e ocupam grande parte do interior do coco. Quando se alimenta, a larva cimenta partículas oriundas da semente e forma uma espécie de câmara onde a pupa se localizará. Quando empupa, apresenta inicialmente coloração branca, quase transparente, sendo muito semelhante ao adulto. Os orifícios de saída dos adultos são bem característicos, podendo ser observados facilmente nas sementes no solo abaixo da planta hospedeira. Observou-se que somente um adulto emerge de cada coco de *Allagoptera arenaria*.

Segundo Bondar (1936,1953) os frutos de palmeiras, enquanto no cacho, não são atacados pelos bruquídeos, sendo visitados e utilizados quando já se acham no chão. Ainda segundo estes trabalhos, adultos de *P. nucleorum* apresentam hábitos noturnos, escondendo-se durante o dia nas axilas das folhas da planta hospedeira e em baixo das árvores vizinhas. Contudo, para frutos de *Allagoptera arenaria* não se observou oviposição nem ovos na superfície do fruto, havendo necessidade de um estudo mais detalhado em relação ao comportamento reprodutivo de *P. nucleorum*.

De alguns cocos mantidos em laboratório emergiram vespas da família Braconidae. Esses insetos provavelmente são parasitóides de *P. nucleorum*, uma vez que os pequenos furos da saída desses parasitóides só podem ser observados em cocos que não tem o orifício grande de saída do bruquídeo, tanto para sementes em laboratório como para sementes já coletadas no campo. Também nesses frutos há vestígios da presença de *P. nucleorum*.

Considerando os 183 indivíduos que emergiram no laboratório, o tempo de saída dos bruquídeos adultos variou de 5 dias a mais de um ano após a coleta. Os 10 indivíduos que levaram mais tempo para emergir, demoraram um período de 348 a 415 dias entre a coleta e a saída do adulto, ou seja, de 11 meses e 18 dias a 13 meses e 25 dias. A duração do ciclo de vida de *P. nucleorum* em *A. arenaria* ainda não foi observado completamente. De acordo com Bondar (1936), o ciclo de vida desta espécie é completado em aproximadamente seis a sete meses em outras plantas hospedeiras. Dessa maneira, os dados indicam que o ciclo de vida dessa espécie pode ser bem superior ao indicado no trabalho acima, sugerindo uma possível diapausa em algum estágio do ciclo de vida ainda não definido.

Foram coletados 5532 cocos de *A. arenaria*, dentre os quais 3295 foram predados, ou seja, uma taxa de predação de 59,56%. A taxa de predação por vistoria variou de 27,60% a 82,14%. Considerando somente as palmeiras com número de cocos coletados maiores do que 10, a taxa de predação por planta variou de 0 a 100%. A maioria das espécies de bruquídeos estudadas são responsáveis por altos níveis de infestação e o efeito da destruição de sementes na sobrevivência de uma espécie de planta é óbvia, especialmente quando as plântulas estão sujeitas a estresses climáticos severos e consumo por animais (Southgate, 1979). Para *Allagoptera arenaria* esse mesmo padrão de alta infestação pode ser observado.

Quanto a fenologia da planta, observou-se que flores e frutos de *Allagoptera arenaria* são encontrados em todas as vistorias. A predação ocorreu ao longo de todo o ano, uma vez que os recursos de larvas e adultos estão presentes também durante todo esse período. Isso está de acordo com Bondar (1936), que observou que a duração do ciclo de vida de *P. nucleorum* é variável, sendo anual nas espécies de palmeiras cujos frutos amadurecem em determinados meses do ano e nas espécies de palmeiras que frutificam quase todos os meses do ano, os adultos foram obtidos em 6-7meses.

4. Conclusões

A taxa de predação de sementes por *P. nucleorum* representa uma grande perda de sementes para a planta. Além disso, essas taxas de predação podem ser ainda maiores, uma vez que somente as larvas que se desenvolveram em adultos foram consideradas, não sendo avaliadas as sementes danificadas pela larva antes da morte da mesma por outros fatores.

Contudo, a importância desta predação para a demografia de

Allagoptera arenaria irá depender da importância relativa da germinação das sementes para o recrutamento da população em comparação com a reprodução vegetativa, muito comum em restingas.

5. Referências Bibliográficas

Araujo, D. S. D. e Henriques, R. P. B. (1984). Análise florística das restingas do Estado do Rio de Janeiro. *Restingas: Origem, estrutura e Processos*. Lacerda, L.D. de; Araújo, D.S.D; Cerqueira, R. & Turco, B. (orgs). CEUFF. Niterói. pp. 47-60.

Bondar, G. (1936). Notas biológicas sobre bruquídeos observados no Brasil. *Arch. Inst. Biol. Veget.* 3:7–44.

Bondar, G. (1953). Palmeiras oleiferas nativas do Brasil. *Chácaras e Quintais*. 88(5):698-700.

Briano, J.A.; Cordo, H.A. and Deloach, C.J. (2002). Biology and field observations of *Penthobruchus germani* (Coleoptera: Bruchidae), a biological control agent for *Parkinsonia aculeata* (Caesalpiniaceae). *Biological Control.* 24:292-299.

Janzen, D. H. (1969). Seed-eaters versus seed size, number, toxicity and dispersal. *Evolution*. 23:1-27.

Johnson, C. D. (1981). Seed beetle host specificity and the systematics of the Lesguminosae [pp. 995-1027]. *In*: Advances in Legume Systematics. Polhill, R.M., and P.H.Raven (editors)

Johnson, C. D; Zona, S. and Nilsson, J. A. (1995). Bruchid Beetles and Palm Seeds: Recorded Relationships. *Principes*. 39(1):25-35.

Kingsolver, J. M. (1998). African cowpea bruchid *Bruchidius atrolineatus*. *Pests known to occur in the United States, or of limited distribution: African cowpea bruchid with a key to Bruchidae of stored pulses.* 95: 1-10.

Lacerda, L. D. & Esteves, F. A. (2000). Restingas Brasileiras: Quinze anos de estudo. In Esteves, F.A. & Lacerda, L.D. (eds) *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras.* Rio de Janeiro, NUPEM/UFRJ. 446pp.

Macêdo, M.V.; Lewinsohn, T.M. and Kingsolver, J. M. (1992). New records of some Bruchid species in Brazil with description of a new species of *Caryedes* (Coleoptera: Bruchidae). *The Coleopterists Bulletin*, 46(4):330-336.

Southgate, B. J. (1979). Biology of the Bruchidae. *Ann. Rev. Entomol*. 24:449-473.

Agradecimentos: Agradecemos a Cibele Ribeiro pela identificação do bruquídeo e Vagner Reis, Alexandre Pimenta, Karine Narahara, Silvana Balbino e Marianna Brandão pela ajuda nas vistorias.

Suporte financeiro de CNPQ-PELD; FAPERJ.

Distribuição e hábitat das espécies de *Limnocoris* StÅl, 1860 (Insecta: Heteroptera: Naucoridae) no estado do Rio de Janeiro e arredores, Brasil.

Viviani Pereira Alecrim[1,2], José Ricardo Inácio Ribeiro[1] & Jorge Luiz Nessimian[1]

1-Lab. de Entomologia, Depto. de Zoologia, Inst. de Biologia/UFRJ, Caixa Postal: 68044, Cidade Universitária, Ilha do Fundão/RJ, CEP 21944-970.

2-(vivianialecrim@hotmail.com)

Palavras-chave: Naucoridae, Limnocoris, *distribuição, Rio de Janeiro, novos registros, lista.*

1. Introdução:

A família Naucoridae Fallén, 1814 possui representantes distribuídos em todas as regiões zoogeográficas do mundo, e mais efetivamente na região Neotropical (SCHUH & SLATER, 1995).

Dentre os insetos da infra-ordem Nepomorpha Popov, 1971, os representantes da família Naucoridae são os que apresentam maior diversidade morfológica, sendo também os mais bem adaptados à vida em ambientes lóticos (NIESER & MELO, 1997).

Vivem em uma ampla variedade de hábitats, incluindo poças, lagos, fontes termais e criadouros de água salobra (POLHEMUS, 1982; USINGER, 1968). Algumas dessas espécies são bentônicas e incapazes de voar (Sites & Willig, 1991 apud NIESER & LOPEZ-RUF, 2001). Sendo insetos predadores, alimentam-se de diversos animais pequenos, tais como larvas de Diptera (BORROR & DELONG, 1988) etc.

Na América do Sul, dentre os naucorídeos bentônicos, o gênero mais abundante é *Limnocoris* Stål, 1860. São reconhecidos principalmente por apresentarem olhos divergentes anteriormente e uma carena mesoesternal elevada, larga e distinta.

São insetos de extremo interesse não só para entomologistas, mas também para ecologistas e ambientalistas por servirem para avaliação das condições ecológicas de rios e riachos (NIESER & LOPEZ-RUF, 2001).

Tendo em vista a pequena quantidade de trabalhos publicados acerca da fauna de Heteroptera ocorrente no estado e afim de conhecê-la melhor, foram realizadas diversas coleções em diferentes localidades do estado, e em regiões vizinhas de Minas Gerais e de São Paulo. Este trabalho, assim, é parte integrante disso e procurou enfatizar a fauna de Naucoridae, mais especificamente, o gênero *Limnocoris*.

2. Material e Métodos:

O material estudado, proveniente de coletas realizadas nos Estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais e São Paulo, está depositado no Laboratório de Entomologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia (DZRJ) e no Museu Nacional (MNRJ), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

A identificação dos espécimes foi feita com o auxílio de um microscópio estereoscópio ZEISS SV6, e baseada na chave de identificação de NIESER & LOPEZ-RUF (2001).

Na seção de distribuição geográfica, apresenta-se para cada táxon tratado uma listagem com base na literatura citada e nas informações das etiquetas do material examinado. Para cada espécie tratada, um asterisco indica uma ocorrência nova, e as localidades destacadas em negrito referem-se àquelas do Estado do Rio de Janeiro.

3. Resultados e Discussão

3.1. Listagem das espécies e distribuição geográfica:

**Limnocoris abbreviatus* La Rivers, 1974

Distribuição geográfica: Rio de Janeiro e Santa Catarina (NIESER & LOPEZ-RUF, 2001).

**Limnocoris brasiliensis* De Carlo, 1941

Distribuição geográfica: Rio de Janeiro e Minas Gerais (NIESER & LOPEZ-RUF, 2001). Municípios de Itamonte (MG) – Rio Aiuruoca, Itatiaia – Rio Preto (Parque Nacional de Itatiaia), Mangaratiba (RJ) - Rio Grande, Nova Friburgo - Rio Cascatinha, Parati – Tributário do Rio do Sertão, Cachoeira da Penha, Petrópolis - Rio Jacó, Teresópolis – Rio dos Frades.

**Limnocoris insignis* Stål, 1860

Distribuição geográfica: Minas Gerais, Paraná, Santa Catarina, São Paulo, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul (NIESER & LOPEZ-RUF, 2001). Município do Rio de Janeiro – Represa dos Ciganos.

**Limnocoris intermedius* Nieser & Lopez-Ruf, 2001

Distribuição geográfica: Paraná (NIESER & LOPEZ-RUF, 2001). Município de Bocaina de Minas (MG) – córrego do Morro Cavado.

**Limnocoris nigropunctatus* Montandon, 1909

Distribuição geográfica: Minas Gerais, Paraná, Santa Catarina, São Paulo e Rio de Janeiro (NIESER & LOPEZ-RUF, 2001). Municípios de Bocaina de Minas (MG)- córrego do Morro Cavado; Itamonte (MG) - Rio Aiuruoca; Macaé – Rio Tenal; Miguel Pereira – Tributário do Rio Santana; Itatiaia - Rio Preto; Nova Friburgo - Rio Andorinhas, Rio Caledônia, Rio Cascatinha, Rio São Pedro, Rio Macaé de Cima; córrego do Magal (São Pedro da Serra), Penedo - Rio Alambari; Petrópolis - Rio Jacó; Rio de Janei-

ro - Floresta da Tijuca; Teresópolis - Córrego das Antas, Rio Canoas, Rio dos Frades.

**Limnocoris pauper* Montandon, 1897

Distribuição geográfica: Paraná, São Paulo e Rio Grande do Sul (NIESER & LOPEZ-RUF, 2001). Municípios de Angra dos Reis - Rio Caputera, Tributário do Rio Mambucaba; Estrada Petrópolis-Teresópolis - 1190 m; Nova Friburgo - Serra da Sibéria, Rio Cascatinha; Parati – Tributário do Rio do Sertão; Rio São Roque; Teresópolis - Rio Paquequer, Rio Subaio.

**Limnocoris pusillus* Montandon, 1897

Distribuição geográfica: Desde o norte da Argentina e sul do Brasil até leste da Bolívia e Colômbia central (NIESER & LOPEZ-RUF, 2001). Município do Rio de Janeiro, Seropédica, Floresta Nacional Mario Xavier - Canal do Drago.

**Limnocoris siolli* (De Carlo, 1966)

Distribuição geográfica: Paraná e São Paulo (NIESER & LOPEZ-RUF, 2001). Municípios de Bocaina de Minas (MG) - córrego do Morro Cavado; Mangaratiba, Reserva Ecológica Rio das Pedras - Rio Grande; Parati – Tributário do Rio do Sertão; Teresópolis, Serra do Subaio, Vale da Revolta - Rio Paquequer.

**Limnocoris submontandoni* La Rivers, 1974

Distribuição geográfica: Minas Gerais e São Paulo (NIESER & LOPEZ-RUF, 2001). Município de Teresópolis - Rio dos Frades.

A espécie *L. brasiliensis* ocorreu nos Estados do RJ e em MG (Itamonte), em regiões de altitudes variando do nível do mar a mais de 2000 m, em todos os tipos de substratos: folhiço de fundo, folhiço de correnteza, pedra e areia. *L. insignis* ocorreu apenas no Estado do RJ, em áreas de baixada. Os espécimes observados não apresentam dados sobre o substrato onde foram coletados. De *L. intermedius*, consta apenas um registro no município de Bocaina de Minas, em altitude de aproximadamente 1200 m. *L. nigropunctatus* foi mais bem representado em áreas acima de 500 m, porém alguns espécimes foram registrados na Floresta da Tijuca – RJ. Também é uma espécie colonizadora dos diversos substratos. *L. pauper* foi encontrado em altitudes variando do nível do mar até aproximadamente 1000 m., em todos os substratos. O único registro para *L. pusillus* ocorreu em Seropédica – RJ. *L. siolii* foi encontrado em áreas de baixada a aproximadamente 1000 m., também colonizando os diferentes substratos. Os representantes de *L. submontandoni* foram registrados apenas em Teresópolis – RJ e encontram-se amplamente distribuído em todos os tipos de substratos.

4. Referências bibliográficas:

BORROR, D.J. & DELONG, D. (1988) - *Estudo dos insetos*. São Paulo: Ed. Edgard Blücher LTDA. 653p.

DE CARLO, J. A. (1941) – I) Descripción de dos especies nuevas del genero *Limnocoris* Stål. – II) Nuevas consideraciones sobre *Cryphocricus daguerrei* y *C. rufus* De Carlo. *Revista de la Sociedad entomológica argentina* 11: 37-41.

DE CARLO, J.A. (1966) - Un nuevo género y nuevas especies de las subfamilias Limnocorinae y Ambrisinae (Hemiptera: Naucoridae). *Revista de la Sociedad entomológica argentina* 28: 111-117.

LA RIVERS, I. (1950) - A new naucorid genus and species from Nevada (Hemiptera). *Annals of the Entomological Society of America* 43: 368-373.

LA RIVERS, I. (1974) – Catalogue of taxa described in the family Naucoridae (Hemiptera) Supplement 1. *Biological Society of Nevada Occasional Papers* 38: 1-17.

MONTANDON, A.L. (1897) - Hemiptera cryptocerata. Fam. Naucoridae – Sous-fam. Cryptocricinae. *Verhandllungen der zoologish-botanischen Gesellschaft Wien* 47: 7-23.

MONTANDON, A.L. (1909) – Naucoridae descriptions d'espèces nouvelles. *Bulletin de la Société de Sciences de Bucarest* 18: 43-61.

NIESER, N. & LOPEZ-RUF, M. (2001) - A review of *Limnocoris* Stål (Heteroptera: Naucoridae) in southern South America east of the Andes. *Tijdschrift voor Entomologie* 144: 261-328.

NIESER, N. & MELO, A.L. (1997) - *Os heterópteros aquáticos de Minas Gerais. Guia introdutório com chave de identificação para as espécies de Nepomorpha e Gerromorpha.* Belo Horizonte: Ed. UFMG. 180p.

POLHEMUS, J.T. (1982) - Hemiptera*:* Naucoridae. In: HURLBERT, S.H. & VILLALOBOS-FIGUEROA, A., (Eds.) *Aquatic Biota of Mexico, Central America and the West Indies.* San Diego: San Diego State Univ. p.295-298.

STÅL, C. (1860) – Bidrag till Rio Janeiro-Trakens Hemipter-Fauna. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens Handlingar* 2(7) (1858): 1-84.

SCHUH, R.T. & SLATER, J.A. (1995) - *True bugs of the world (Hemiptera: Heteroptera).* New York: Cornell University Press. 337p.

SITES, R.W. & WILLIG, M.R. (1994) - Efficacy of mensural characters in discriminating among species of Naucoridae (Insecta: Hemiptera): multivariate approaches and ontogenetic perspectives. *Annals of the Entomological Society of America* 87 (6): p.803-813.

USINGER, R. L. (1968) - Aquatic Hemiptera.. In: USINGER, R. L., (Ed.) *Aquatic Insects of California*. Berkeley e Los Angeles: University of California Press,. p. 182-228.

Efeito da pressão antrópica sobre o tamanho populacional de capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris)* em uma unidade de conservação em brasília

Waga, I. C.[a]; Pinha, P. S.[b] & Moreira, J. R.[c]

[a]Estudante de Biologia da Universidade de Brasília (belwaga@uol.com.br); [b]Estudante de Biologia da Universidade de Brasília; [c]Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia

1. Introdução

A estação ecológica de Águas Emendadas (ESECAE) é uma das mais importantes unidades de conservação no Brasil Central. Atualmente, o principal problema enfrentado na ESECAE é a forte ocupação no seu entorno. Esta ocupação está associada a desmatamentos, erosões, ocupação ilegal, caça, incêndios provocados e acidentais, invasão de plantas e animais exóticos, poluição dos córregos e outros (Machado *et al*, 1998).

As capivaras (*Hydrochoerus hydrochaeris*) têm sofrido uma grande pressão de caça como conseqüência dessa intervenção antrópica. Um estudo populacional das capivaras da ESECAE é importante para o desenvolvimento de estratégias conservacionistas e o conhecimento da variação do tamanho populacional ao longo dos anos é uma ferramenta fundamental para o manejo da população. Programas de monitoramento de espécies ameaçadas são ferramentas fundamentais para a otimização dos esforços na estimativa de variação do tamanho populacional (Boitani & Fuller, 2000).

O objetivo deste trabalho é investigar possíveis variações no tamanho populacional de capivaras na ESECAE no período de fevereiro de 2000 a maio de 2003, a partir de comparações dos censos realizados durante esses anos.

2. Materiais e Métodos

A estimativa do índice de abundância de capivaras foi realizada na margem sul da Lagoa Mestre D'Armas na ESECAE, ao longo de um transecto de 2km. A área foi dividida em unidades de contagem de 50m de comprimento e 100m de largura, sendo 50m de margem e 50m de água. O método de contagem dupla foi utilizado para a obtenção da estimativa do índice de abundância. Este método é uma variação do método marcação-recaptura e requer a contagem simultânea e independente de dois observadores (Mourão & Campos, 1995). Para a realização do cálculo da estimativa utiliza-se o

número total de capivaras visto na área por cada observador (captura) e o número de capivaras visto pelos dois observadores (recaptura). Os dados coletados foram considerados como índice de abundância e não uma estimativa de tamanho populacional, pois não podem ser extrapolados para toda a área. Os observadores coletaram os dados em cima do teto de um veículo, que manteve uma velocidade constante de 12km/h e uma distância da margem da lagoa, também constante, de 50m. Os dados foram coletados bimestralmente no período de fevereiro de 2000 a maio de 2003, com três repetições (coletados em três dias consecutivos).

Para a avaliação de decréscimo populacional foi realizada uma análise de regressão nos índices de abundância. Para a identificação de diferenças entre as médias dos índices de abundância para os diferentes trimestres, foi utilizada uma análise de variância. As médias para diferentes trimestres foram comparadas pelo Teste de Tukey de comparações múltiplas.

3. Resultados e Discussão

Os dados médios do índice de abundância estimados para o período de fevereiro de 2000 a maio de 2003, para a margem sul da Lagoa Mestre D'Armas na ESECAE, mostraram um decréscimo no número de animais a partir de novembro de 2001. Os anos de 2000 e 2001 mostraram as variações no índice de abundância devido à dinâmica populacional, onde há um aumento do número de animais em maio (em seqüência ao nascimento de filhotes em fevereiro) e diminuição em novembro (em seqüência à mortalidade no final da seca). Os índices de abundância para os meses de fevereiro, maio, agosto e novembro foram 57,00, 88,33, 73,02 e 42,41 para o ano de 2000 e 53,44, 68,82, 45,18 e 30,08 para o ano de 2001. A partir de novembro de 2001 o tamanho populacional estabilizou em um patamar bem baixo tanto em 2002 (23,38 em fevereiro; 24,14 em maio; 30,66 em agosto e 20,05 em novembro), como no início de 2003 (16,77 em janeiro; 15,56 em março e 18,56 em maio). Justamente, durante este período, houve um forte decréscimo de pessoal utilizado na fiscalização da ESECAE. Desde 14 de novembro de 2001 os funcionários cedidos pelo Instituto Candango de Solidariedade para apoio na fiscalização foram retirados da ESECAE e a mesma encontra-se com reduzido quadro. Atualmente, existe conflito entre os funcionários da ESECAE e da Polícia Florestal, originado na constatação de membros da Polícia Florestal pescando e mesmo caçando dentro da estação ecológica no passado. Assim, desde novembro de 2001 não existe um mínimo de fiscalização na ESECAE necessário para sua proteção.

A análise de regressão mostrou um significativo decréscimo no número de capivaras no período avaliado ($r^2 = 0{,}6576$, $r = -0{,}2060$, $F_{3,14} = 80{,}67$, $P < 0{,}0001$) na margem sul da Lagoa Mestre D'Armas. A análise de variância mostrou uma significativa diferença entre as médias dos índices de abundância nos diferentes meses ($F_{14,43} = 10{,}82$, $P < 0{,}0001$). Todos os meses amostrados a partir da redução na fiscalização apresentaram seus índices de abundância significativamente inferiores pelo teste de Tukey aos meses de maio de 2000 ($P < 0{,}001$), agosto de 2000 ($P < 0{,}01$) e maio de 2001 ($P < 0{,}01$), justamente os meses de pico populacional. Acredita-se que o aumento da pressão de caça, conseqüência da baixa fiscalização, é a causa para a diminuição nos índices de abundância de capivaras na ESECAE em 2002 e até a presente data.

4. Conclusões

Com a crescente urbanização no entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas as capivaras tem sofrido grande pressão antrópica, seja devido à presença de pescadores ou mesmo devido a caça direta. A redução na fiscalização na ESECAE causou uma redução em sua população de capivaras. Um programa de educação ambiental junto à população humana no entorno da unidade já vem sendo realizado, mas é necessária a sua intensificação. Porém, é fundamental que se amplie o quadro de fiscais ambientais na unidade, para que seja possível coibir as invasões descontroladas. Também é importante a conscientização das autoridades competentes do governo local, para que acabe o descaso com que esta unidade de conservação vem sendo tratada.

5. Referências Bibliográficas

Boitani, L. & Fuller, T.K. (2000). Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. Columbia University Press, New York.

Machado, R.B.; Aguiar, L.M.S.; Bianchi, C.A.; Viana, R.L.; Santos, A.J.B.; Saito, C.H. & Timmers, J.F. (1998). Áreas de Risco no Entorno de Unidades de Conservação: Estudo de Caso da Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, DF. In: Vertebrados da Estação Ecológica de Águas Emendadas: História Natural e Ecologia em um fragmento de cerrado do Brasil Central. Marinho-Filho, J.; Rodrigues, F. & Guimarães, M. (eds). GDF. Secretaria de Meio Ambiente Ciência e Tecnologia do DF. Brasília. p.64-75.

Mourão, G. & Campos, Z. (1995). Survey of the broad-snouted caiman *Caiman latirostris*,marsh deer *Blastocerus dichotomus* and capybara *Hydrochoerus hydrochaeris* in the area to be inundated by Porto Primavera dam, Brazil. *Biological Conservation* 73: 27-31.

Ocorrência de abelhas em *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth, Malpighiaceae: comparação entre estudos realizados entre os anos 80 e 2003

Walmir Cutrim Aragão Filho [a] & Márcia Maria Corrêa Rêgo [b]
[a] Graduando em Ciências Biológicas Universidade Federal do Maranhão, Bolsista do PET/SESu/UFMA (walmir22@msn.com)
[b] Universidade Federal do Maranhão, Departamento de Biologia/ Laboratório de Estudos sobre Abelhas – LEA

1. Introdução

A família Malpighiaceae possui cerca de 60 gêneros, 1.100 espécies (Robertson, 1972; Anderson, 1979). Destas, 950 espécies de 47 gêneros são endêmicas da região Neotropical (Anderson, 1979) com o centro de diversidade no norte da América do Sul (Anderson, 1981). A maioria das flores das espécies tropicais produz óleo, como recompensa aos visitantes/polinizadores, em glândulas especiais (elaióforos) encontrados no cálice (Vogel, 1974, 1988, 1990; Buchmann, 1987; Simpson & Neff, 1983). Todavia no Velho Mundo, apenas 52% das espécies de Malpighiaceae possuem estas glândulas, podendo ser encontrados, em outras espécies, nectários extraflorais. A ausência ou a redução das glândulas de óleo pode ocorrer em algumas populações ou espécies de Malpighiaceae neotropicais (Teixeira & Machado, 2000), o que parece indicar uma estratégia de mimetismo, segundo Vogel (1990).

O gênero *Byrsonima* é constituído por 150 espécies distribuídas na América tropical (Mabberley, 1993). "Muricis", como são comumente conhecidas as espécies deste gênero, sob a forma de árvores ou arbustos, ocorrem em dunas, restingas, florestas e cerrados. No norte e nordeste do Brasil, *B. crassifolia* é cultivada em pequenos sítios. A produção de seus frutos é restrita ao comércio interno, vendida *in natura* ou utilizada na fabricação de doces, sucos e sorvetes. Como o fruto apresenta ótimos teores de obtenção de néctares e sucos (Barbosa *et al.*, 1978) sua utilização industrial torna-se viável; e sabendo-se que suas flores são visitadas por uma grande diversidade de abelhas (Albuquerque & Rêgo, 1989), as quais também beneficiam outras comunidades florísticas, o cultivo desta planta torna-se uma alternativa ecologicamente sustentável.

Dentre os vários grupos de Apoidea que visitam o "murici" (Albuquerque & Rêgo, 1989), algumas apresentam estruturas especializadas para a coleta de óleo. Nas regiões tropicais destacam-se os Centridini, Tetrapediini e Tapnotaspini. Essas abelhas utilizam o óleo na alimentação das larvas e/ou construção das células (Vinson *et al.*, 1997) promovendo a polinização das flores durante a coleta deste recurso (Rêgo & Albuquerque, 1989; Sazima & Sazima, 1989).

Estudos comparativos de ocorrência de abelhas em condições semelhantes, em períodos diferentes são escassos. Este trabalho

tem como propósito avaliar a dinâmica das populações de abelhas visitantes do murici, através da comparação entre os resultados do mesmo e aqueles obtidos por Albuquerque & Rêgo (1989), sob as mesmas condições metodológicas e de sítio de estudos.

2. Material e Métodos

O estudo foi realizado durante o período de julho de 2002 a junho de 2003 em uma área de 3000 m² no Município de São Luís, MA, Brasil. O Município de São Luís está localizado na Ilha de São Luís (44°2'W e 2°25'S) possui temperaturas médias mensais de 28°C com dias longos; períodos seco e chuvoso bem demarcados; precipitação média anual de 2184 mm. O período seco começa a partir do término do mês de julho e se prolonga até o término do mês de novembro; o clima é quente e é caracterizado como um clima tropical de monção, sem estações definidas (Góes *et al.*, 1973).

As coletas foram feitas em intervalos de 15 dias, das 6:00 às 18:00 horas, em uma população de 29 pés de *B. crassifolia* cultivados em um sítio particular. A área de coleta foi dividida em 6 setores, os quais foram percorridos a cada hora de forma aleatória, permanecendo-se 10 minutos em cada um.

As abelhas foram coletadas com rede entomológica durante suas visitas às flores, conforme descrito por Sakagami *et al.* (1967). No campo, depois de coletadas, eram separadas em sacos plásticos com dados de hora e data de amostragem. Posteriormente foram levadas ao laboratório para serem devidamente montadas e etiquetadas. A triagem e identificação das mesmas foram feitas pelos autores. Os espécimes–testemunho encontram-se depositados na coleção do LEA (Laboratório de Estudos sobre Abelhas) do Departamento de Biologia - UFMA.

2. Resultados e Discussão

Foram amostrados 1297 indivíduos, pertencentes a 27 espécies de abelhas, dados relativamente semelhantes aos de Albuquerque & Rêgo (1989) - 1322 indivíduos e 25 espécies. Os gêneros mais representativos foram: *Trigona* (576 ind., 44,4 %), *Augochloropsis* (258 ind., 19,89 %), *Paratetrapedia* (186 ind., 14,3 %) e *Centris* (179 ind., 13,76 %). *Trigona pallens* foi a espécie mais freqüente com 306 indivíduos representando 23,59 % do total coletado, seguida por *Augochloropsis crassigena* (258 ind., 19,89 %) e *Trigona fulviventris* (185 ind., 14,26 %). O gênero mais representativo continuou sendo *Trigona*, embora comparativamente, em abundância de indivíduos, apresentou uma acentuada redução. Em Albuquerque & Rêgo (*op. cit.*), o mesmo representou 78 % da amostra (1032 ind.). As "abelhas de óleo" coletadas (*Centris*, *Epicharis*, *Paratetrapedia* e *Tetrapedia*), consideradas os principais polinizadores do "murici" (Rêgo & Albuquerque, 1986) foram as mais diversificadas com 19 espécies (70,37 %) reafirmando dados anteriormente amostrados. Sete espécies adicionais foram acrescidas à lista de visitantes florais do "murici": *Centris* (*Ptilotopus*) sp., (com 1 ind.), *Epicharis schrottkyi* (6 ind.), *Paratetrapedia* sp. (11 ind.), *Paratetrapedia* sp.3 (15 ind.), *Scaptotrigona postica* (7 ind.), *Nannotrigona punctata* (10 ind.) e *Augochlora* sp. (1 ind.). Algumas espécies de Centridini, inventariadas com baixa freqüência ou consideradas raras no mesmo sítio de estudo (Albuquerque & Rêgo, *op. cit.*) estiveram ausentes: *C. tarsata*, *C. trigonoides*, *Centris* sp. e *Epicharis bicolor*.

O padrão geral de sazonalidade dos espécimes coletados foi semelhante ao já descrito na literatura, com maior atividade no período de estiagem (julho a dezembro). Entretanto, Albuquerque & Rêgo (1989) descrevem três picos de maior atividade das abelhas (agosto, com 209 ind.; dezembro, 197 ind. e maio, 216 ind.). O que pode ser atribuído à ação dos Meliponini, abelhas eussociais que marcam os recursos florais explorando-os até a exaustão. Neste trabalho, apenas um só pico de semelhança na atividade dos Apoidea foi registrado (agosto, com 265 ind.) e, contrariamente, o mês de maio foi o menos representativo (16 ind.). Com relação à riqueza de espécies, no período de estiagem registrou-se a sua quase totalidade, o que coincide com os dados anteriores de Albuquerque & Rêgo (1989).

A atividade diária das abelhas visitantes foi maior no período da manhã (6 às 12 horas), tendo um pico das 8 às 9 h., diminuindo progressivamente ao longo do dia. Padrão comumente esperado para as abelhas tropicais.

4. Conclusão

O leque dos visitantes e ou polinizadores florais do "murici" foi ampliado de 25 para 32 spp., tornando ainda maior o papel ecológico desta espécie vegetal na manutenção de diferentes guildas de Apoidea.

Após quase duas décadas, o padrão e a riqueza de abelhas bem como as espécies mais freqüentes às flores do murici (*B. crassifolia*) mantiveram-se praticamente inalterados apesar das fortes pressões antrópicas a que vem sendo submetida a área ao entorno do sítio de estudos.

5. Bibliografia

Albuquerque, P. M. C. & Rêgo, M. M. C. 1989. Fenologia das abelhas visitantes de murici (*Byrsonima crassifolia*, Malpighiaceae). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, Série Zoológica, 5 (2): 163-178.

Anderson, W. R. 1979. Floral conservatism in neotropical Malpighiaceae. *Biotropical*, 11 (3): 219-223.

_____. 1981. Malpighiaceae. *In* The botany of the Guayana highland. Part XI. *Mem. N. Y. Bot. Gard.* 32: 21-306.

Barbosa, W. G. *et al.* 1978. Estudo tecnológico de frutas da Amazônia. Belém, *EMBRAPA-CPATU.* 19p. (Comunicado Técnico, 3).

Buchmann, S. L. 1987. The ecology of oil flowers and their bees. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 18: 343-369.

Camargo, J. M. F. de & Mazucato, M. 1984. Inventário da fauna e flora apícola de Ribeirão Preto, SP, Brasil. *Dusenia*, 14 (2): 55-87.

Góes Filho, L. *et al.* 1973. As regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos. Estudo fitogeográfico da folha SA.23 São Luís e parte da folha SA.24 Fortaleza. In: Brasil. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto Radam. *Levantamento dos Recursos Naturais.* Rio de Janeiro, v. 3.

Little, Jr. E. L.; Wadsworth, F. H. & Marrero, J. 1967. Malpighiaceaes, Maricão cimarron *Byrsonima crassifolia* (L.) H. B. K. *Arboles comunes de Puerto Rico y las Islas Virgenes.* Puerto Rico, VPR. p. 374-376.

Mabberley, D. J. 1993. *The Plant-Book. A portable dictionary of the higher plants.* Cambridge University Press. 4° ed. New York.

Robertson, K. R. 1972. The Malpighiaceae in the southeastern United States. *J. Arnold Arbor.* 53: 101-112.

Sakagami, S. F.; Laroca, S. & Moure, J. S. 1967. Wild bee biocoenotics in São João dos Pinhais (PR), South Brazil. Preliminary report. *J. Fac. Sci.*, Hokkaido Univ. ser. Zool., 16 (2): 253-291.

Sakagami, S. F. & Matsumura, T. 1967. Relative abundance, phenology and flower preference of andrenid bees in Sapporo, North Japan (Hymenoptera Apoidea). *Jap. J. Ecol.*, 17: 237-250.

Sazima, M. & Sazima, I. 1989. Oil gathering bees visit flowers of eglandular morphs of the oil-producing Malpighiaceae. *Botanica Acta* 102: 106-111.

Simpson, B. B. & Neff, J. L. 1983. Evolution and diversity of floral rewards.. In C. E. Jones, and R. J. Little, eds., *Handbook of experimental pollination biology*, Scientific and Academic Editions, New York, Pp. 142-159.

Teixeira, L. A. G. & Machado, I. C. 2000. Sistema de polinização e reprodução de *Byrsonima sericea* DC (Malpighiaceae). *Acta bot. bras.* 14 (3): 347-357.

Vinson, S. B.; Williams, H. J.; Frankie, G. W. & Shrum, G. 1997. Floral lipid chemistry of *Byrsonima crassifolia* (Malpighiaceae) and a

use of floral lipids by *Centris* bees (Hymenoptera: Apidae). *Biotropica* 29 (1): 76-83.

Vogel, S. 1974. *Ölblumen und ölsammelnde Bienen*. Mainz, Akademie Wiss. Lit. Tropische und subtropische Pflanzenwelt 7. Wiesbaden, Franz Steiner Verlag.

_____. 1988. Die Ölblumen-Symbiosen – Parallelismus und andere Aspekte ihrer Entwicklung in Raum und Zeit. *Z. zool. Syst. Evolut.-forsch.* 26: 341-362.

_____. 1990. History of the Malpighiaceae in the light of pollination ecology. *Memoirs of the New York Botanical Garden* 55: 130-142.

Utilização de *Phaseolus vulgaris* L. para Monitorar a Qualidade do Ar em Fábricas de Cimento

Wanessa Müller Bujokas
Bióloga, mestra em Botânica-UFPR (bujokas@bio.ufpr.br)

1. Introdução

A emissão de material particulado e gases produzidos por fábricas de cimento pode contaminar o ambiente e modificar o desenvolvimento e a reprodução de organismos que nele se encontram.

Para avaliar o impacto dessas emissões um trabalho de biomonitoramento está sendo implantado em uma fábrica na região metropolitana de Curitiba-PR. Na primeira fase, indivíduos de *Phaseolus vulgaris* L. foram expostos na área da fábrica e utilizados em comparação com indivíduos controle. Pretende-se, assim, contribuir para um melhor conhecimento da utilização de bioindicadores em regiões tropicais e, também, avaliar os impactos que podem ser gerados pela atividade industrial no ambiente e na qualidade de vida.

Em estudos anteriores Dixit (1988) observou que a poeira de cimento causou extensivas alterações celulares e ultraestruturais em plantas de feijão. Taylor et al (1986) observaram que a poeira de cimento ocasionou injúrias agudas como manchas amarelas nas folhas, enrolamento das folhas, necrose intervenal e inibição da expansão foliar. E Hirano et al (1995) observaram que poeiras inertes bloquearam os estômatos, modificando a condutância estomatal e reduzindo a taxa fotossintética.

2. Métodos

Para o desenvolvimento do trabalho foram utilizadas sementes de feijão preto, variedade FT Nobre, disponíveis comercialmente. Na casa de vegetação do Departamento de Solos da Universidade Federal do Paraná foram semeadas em vasos plásticos (nº 3) preenchidos com terra vegetal. Para a irrigação, utilizou-se um sistema semi-automático por capilaridade com barbantes de algodão.

Os 18 vasos preparados foram divididos em dois grupos. O controle permaneceu na casa de vegetação e o da fábrica foi exposto na Cia. de Cimento Itambé S/A — município de Balsa Nova-PR — e em seus arredores, onde há maior probabilidade de incidência de particulados e gases.

Climaticamente, as duas áreas de estudo, fábrica e controle, situam-se na zona subtropical sul, compreendida entre os paralelos 25º e 35º. O clima para essa região — segundo a classificação de Köeppen — é do tipo cfb, característica de uma região de clima temperado quente (mesotérmico), com chuvas durante todo o ano, verões brandos e invernos mais rigorosos.

A distribuição dos vasos na fábrica deu-se em locais abertos e com luminosidade natural, descritos a seguir:

Ponto 1- Embaixo da chaminé- dentro da fábrica;

Ponto 2- Propriedade rural particular - Chácara do Bugre (entorno);

Ponto 3- Posto de Saúde Itabôa (entorno).

Os indivíduos receberam monitoramento quinzenal. Em cada período observou-se o crescimento em altura, modificações morfológicas, deposição de poeira na superfície foliar, floração e frutificação. Os indivíduos da área controle foram denominados de agentes ativos controle e os da fábrica de agentes ativos da fábrica.

A coleta dos agentes ativos efetuou-se quando os mesmos apresentavam cerca de 80 dias.

Nas análises os frutos e a parte aérea vegetativa foram separados, acondicionados em sacos de papel e pesados em balança de precisão para obtenção da massa fresca. Depois, secados até peso constante e novamente pesados para a aquisição da massa seca. Avaliou-se também o número de frutos produzidos.

Todos os valores obtidos foram plotados em tabelas e analisados estatisticamente com o auxílio do *software JMP 4.0*. Empregou-se a análise do teste de Student (teste t). Foram considerados significativos os resultados que apresentaram probabilidade menor que 5% ($p<0,05$).

3. Resultados

3.1- Observações gerais

Os indivíduos estiveram expostos por aproximadamente dois meses. Os agentes ativos controle não mostraram qualquer indício de deposição de poeira sobre a superfície foliar, mas apresentaram a presença de fungo, provavelmente oídio. Nos pontos da fábrica, principalmente no ponto 3, esse fungo também foi observado.

Nos agentes ativos da fábrica, a deposição de poeira sobre a superfície foliar foi visivelmente expressiva para o ponto 1, localizado dentro da fábrica, porém o mesmo não ocorreu nos pontos 2 e 3. Observou-se que a deposição possuía coloração acinzentada, porém os processos de cristalização e solidificação — comuns à poeira de cimento quando umedecida — não foram verificados.

A presença de manchas nas folhas, como cloroses (que usualmente foram seguidas por necroses), não apresentou um padrão definido, sendo observada tanto nos agentes ativos controle quanto da fábrica.

O início da floração ocorreu cerca de vinte e quatro dias após a instalação dos indivíduos na área controle e da fábrica. O primeiro registro foi feito nos indivíduos controle e no ponto 1, seguidos pelo ponto 3. O ponto 2 foi o que apresentou floração mais tardia. O processo de formação dos frutos seguiu o mesmo padrão: controle e ponto 1, seguidos pelo ponto 3 e o ponto 2 mais tardiamente.

3.2- Morfometria dos agentes ativos

Os agentes ativos que ficaram expostos na área da fábrica apresentaram redução no crescimento em altura, quando comparados aos agentes ativos controle. A redução apresentada foi de aproximadamente 53%.

O valor médio da altura nos agentes ativos da fábrica foi de 34,44 cm e nos agentes ativos controle foi de 73,25 cm.

A diferença apresentada entre os dois locais foi estatisticamente significativa ($p<0,05$).

3.3- Massas fresca e seca totais

O valor médio da massa fresca total nos agentes ativos da fábrica foi 7,54% maior. A média apresentada pelos agentes ativos da fábrica foi de 14,45 g, enquanto o valor dos agentes ativos controle foi de 13,36 g. A diferença não foi estatisticamente significativa ($p>0,05$).

O valor médio da massa seca total nos agentes ativos da fábrica se mostrou 1,4% maior. Nos agentes ativos da fábrica a média foi de 10,75 g, enquanto o valor dos agentes ativos controle foi de 10,60 g ($p>0,05$).

3.4- Número de frutos

Os agentes ativos da fábrica apresentaram menor número de frutos quando comparados aos agentes ativos controle. A média de frutos produzidos pelos agentes da fábrica foi de 1,55, enquanto que nos agentes controle foi de 1,66 frutos, uma diferença de 6,62% ($p>0,05$).

3.5- Massas fresca e seca totais dos frutos

A quantidade de massa fresca em frutos nos agentes ativos da fábrica apresentou um acréscimo de 18% em relação à massa fresca dos frutos dos agentes controle. Os valores médios foram de 4,43g nos agentes da fábrica e de 3,64g nos agentes controle ($p>0,05$).

O valor médio da massa seca dos frutos nos agentes ativos da fábrica apresentou um acréscimo de 4,7%, em relação à massa seca dos frutos dos agentes ativos controle. Os agentes ativos da fábrica tiveram o valor médio de 2,77g e os agentes ativos controle 2,64g. A diferença também não é estatisticamente significativa (p>0,05).

3.6- Massas fresca e seca por fruto

A massa média de cada fruto produzido foi 3,2% maior na fábrica. O valor médio dos agentes ativos da fábrica foi de 3,1g por fruto e o dos agentes ativos controle foi de 3,0g (p>0,05).

Quanto à massa seca, os frutos dos agentes ativos da fábrica apresentaram uma média superior em menos de 1% em relação à média apresentada pelos agentes ativos controle. Os agentes da fábrica tiveram 2,13g enquanto os agentes ativos controle tiveram 2,11g (p>0,05).

3.7- Massas fresca e seca da parte aérea vegetativa

Os agentes ativos da fábrica apresentaram, na média, uma massa fresca 3% maior. O valor médio foi de 10,01g para os agentes da fábrica e de 9,71 para os agentes controle (p>0,05).

Para a massa seca vegetativa, os agentes ativos da fábrica apresentaram aumento extremamente pequeno, de aproximadamente 0,25%. Nos agentes ativos da fábrica a média foi de 7,97g, enquanto no controle de 7,95g (p>0,05).

4. Considerações Finais

Os agentes ativos da fábrica e os agentes ativos controle não apresentaram grandes diferenças em termos de desenvolvimento. A principal alteração vista esteve no crescimento em altura, em que os agentes ativos da fábrica apresentaram uma estatura muito menor que a do controle — 53%. As demais alterações não mostraram diferença significativa, portanto não ocorreram respostas diferenciadas no desenvolvimento entre agentes ativos da fábrica e controle quanto ao número e massas fresca e seca dos frutos, massas fresca e seca vegetativa e totais, apesar de o valor médio dos agentes da fábrica ser maior do que dos agentes controle.

Sugere-se que novas repetições sejam feitas com a mesma espécie para uma melhor confiabilidade nos resultados obtidos e para saber se realmente a espécie selecionada é indicada para monitorar a qualidade do ar em fábricas de cimento (Agradecimentos à Cia. de Cimento Itambé S/A, Transforma Engenharia do Meio Ambiente e Universidade Federal do Paraná).

5. Referências Bibliográficas

Dixit, A.B., 1988. Effects of particulate pollutants on plants at ultrastructural and cellular levels. Annals of Botany 62, 643-651.

Hirano, T., Kiyota, M., Aiga, I., 1995. Physical effects of dust on leaf physiology of cucumber and kidney bean plants. Environmental Pollution 89 (3), 255-261.

Taylor, H. J., M. R. Ashmore, and J. N. B. Bell. 1986. Air Pollution Injury to Vegetation. Imperial College Centre for Enviromental Technology, London.

Estudo da Paisagem do Sítio Entre Rios (Piracaia/SP) para Proposta de Criação de uma Reserva Particular de Patrimônio Natural (RPPN).

XAVIER-SILVA, M[*] (miraxavi@hotmail.com); MAGGIORINI, EV[*]; GURGEL, JA[*], ALMEIDA, GR[*] & FÁVERO, OA[**].

1. Introdução

As florestas tropicais recobrem 8% da superfície do planeta e abrigam cerca de 40% da biodiversidade terrestre. São potencialmente uma das principais fontes de recursos naturais para o homem, além de terem papel primordial na manutenção do clima e regulação dos ecossistemas de um modo geral (ANGELO-FURLAN e NUCCI, 1999).

A destruição das florestas tropicais vem sendo proporcional ao desenvolvimento humano. Devido a sua enorme riqueza e diversidade de recursos estas florestas foram rapidamente desmatadas e muitas áreas florestadas foram completamente extintas, particularmente no Brasil, durante os diversos ciclos econômicos. A exploração irracional dos recursos florestais está diretamente relacionada às atividades de grande impacto ambiental e ao esgotamento de muitos recursos naturais.

Dada a importância destas florestas, tanto ecológicas quanto para a manutenção dos recursos naturais, várias estratégias (de cunho técnico-científico, jurídicas, entre outras) vêm sendo adotadas com o intuito de desacelerar esta degradação e até de reverter os processos que a intensificam. Dentre estas pode-se destacar as de conservação "in situ" como as Unidades de Conservação (UCs) que consistem em áreas especialmente protegidas por regulamentações jurídicas que determinam objetivos e atividades a serem desenvolvidos nestas áreas. Em geral, são áreas de especial interesse ecológico, cultural, científico ou paisagístico e que encontram-se ameaçadas pelas formas de utilização humana (FÁVERO, 2001).

Para cumprir diferentes objetivos e prioridades de conservação, as UCs brasileiras estão classificadas de acordo com categorias de manejo, sendo elas: mais restritivas, onde são permitidos somente usos indiretos (não envolve consumo, nem dano dos recursos ambientais), as UCs de Proteção Integral; e mais permissivas, nas quais são permitidos usos diretos (coleta e exploração dos recursos naturais), as UCs de Uso Sustentável (BRASIL, 2000 e SMA/SP, 1998).

Entretanto, a demarcação de UCs não é garantia de conservação ambiental, nem tampouco de adoção do uso sustentável, dado que o vertiginoso crescimento demográfico, principalmente das grandes metrópoles mundiais, pressionam estas áreas. É fundamental que haja o envolvimento da população local no processo de conservação adotando estratégias e modelos, de uso e gestão dos territórios, que beneficiem estas populações de forma conjugada à conservação ambiental, também um benefício.

Neste contexto destaca-se um tipo, especialmente, de UC, proposta no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) brasileiro, as RPPNs - Reservas Particulares do Patrimônio Natural, UCs de uso sustentável (conforme a Lei nº. 9.985, de 18 de julho de 2000, que instituiu o SNUC) que são de domínio privado e, normalmente, estabelecidas por iniciativa do proprietário da área mediante reconhecimento do Poder Público. São áreas instituídas com objetivo prioritário de conservação da diversidade biológica, visando também a conservação e/ou a recuperação de paisagens ímpares, como as florestas tropicais, por exemplo. Nestas áreas admitem-se principalmente atividades de cunho científico, cultural, educacional, recreativo e de lazer, sendo as de exploração econômica restringidas pelas prioridades conservacionistas.

Localizado entre as latitudes 23°04'45"S e 23°05'20" S e longitudes 46°17'50"W e 46°17'03"W, no município de Piracaia, à Noroeste do Estado de São Paulo, com cerca de 60 ha, o sítio Entre Rios apresenta-se coberto com remanescentes de Mata Atlântica (tipo de floresta tropical brasileira bastante ameaçada pois restam cerca de 7% da cobertura original). Está inserido na Área de Proteção Ambiental (APA)- Piracicaba Juqueri-Mirim, UC estadual de uso sustentável, decretada em 1987 com o objetivo de proteger os recursos hídricos ameaçados com a ocupação ao redor do reservatório Paiva Castro - em Mairiporã - que pertencem ao sistema Cantareira responsável por 60% do abastecimento da região metropolitana de São Paulo, e que ainda não apresenta zoneamento ecológico-econômico nem Plano de Manejo/Gestão para determinar as atividades que poderiam ser desenvolvidas pelos proprietários em seu interior.

Visando contribuir com a conservação ambiental, particularmente da Mata Atlântica, e considerando o interesse do proprietário do sítio Entre Rios em colaborar com esta conservação, este trabalho procurou realizar um diagnóstico espacializado, de parte

dos atributos da paisagem do sítio, como a vegetação e aspectos do relevo, para, com base nas legislações ambientais pertinentes (particularmente o Decreto nº. 4.340 de 22 de agosto de 2002 que regulamenta artigos da Lei nº. 9.985/98, sobretudo relativos à criação de UCs), verificar a presença de características ambientais na área que justifiquem a criação de uma RPPN.

2. Materiais e Métodos

O estudo da paisagem do sítio Entre Rios foi realizado em duas etapas: inventário de informações regionais e locais e diagnóstico espacializado da paisagem do sítio.

Para o inventário de informações foram realizados levantamentos bibliográficos e cartográficos sobre a APA e a região do município de Piracaia e trabalhos de campo no sítio, no quais, realizou-se a verificação das características fisionômicas da vegetação, a ocorrência e registro de representantes da fauna local, e atualização/correção cartográfica de atributos do território (relevo, estradas, etc..).

O diagnóstico espacializado foi realizado por meio da organização, sobre base topográfica do sítio Entre Rios em escala 1:10.000 (organizada a partir da carta topográfica folha SF-23-Y-D-I-1NE-D, do IGC, 1979), dos mapas: de vegetação e uso das terras; e Clinográfico (de declividades) utilizando a técnica de representação das declividades por "facetas", descrita e recomendada por De Biasi (1992).

3. Resultados e Discussões

O sítio Entre Rios foi adquirido em 24 de outubro de 1996 e, segundo informações do proprietário, a área estava abandonada e fazia parte de uma propriedade maior cujos principais usos eram a plantação e exploração de *Eucalyptus sp* e a pecuária bovina. Possui formato irregular com uma área de 58 hectares, sendo cortado por dois riachos e apresentando uma nascente intermitente em seu interior.

No Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo (ROSS & MOROZ, 1997), constatou-se que a área de estudo localiza-se no Planalto Atlântico caracterizando-se por: formas de topos convexos, elevada densidade de canais de drenagem e vales profundos; presença de morros altos e alongados com topos convexos; altimetrias entre 750-1.750 metros e declividades dominantes entre 20% a 30%; litologia de granitos, quartzos, gnaisses e migmatitos com solos do tipo cambissolos, latossolos vermelho amarelo e podzólico vermelho amarelo. Por ser uma unidade de formas de dissecção média a alta, com vales entalhados e densidade de drenagem média a alta, estas áreas estão sujeitas a forte atividade erosiva.

Analisando a carta topográfica do IGC (1979) e o Mapa Clinográfico do sítio Entre Rios verificou-se que o sítio apresenta altitudes que variam de 850m a 1.139m (ponto mais alto). Apresenta morros com vertentes predominantemente convexas e vales entalhados com uma nascente intermitente, no interior da área, na porção leste. As declividades variam até 100% predominando na faixa de 47% a 100% com cerca de 26ha de cobertura (aproximadamente 46% da área) sendo as áreas mais planas, declives na faixa de 5 a 12%, reduzidas (1,5ha de cobertura ou 2,7% da área). Há cerca de 6,6% da área com encostas que possuem pelo menos 100% de declividade caracterizando áreas de preservação permanente (APPs), que segundo o Código Florestal, instituído pela Lei Federal nº 4.771/65, são protegidas pelo só efeito da lei e a derrubada de florestas não é permitida *só sendo nelas toleradas a extração de toras quando em regime de utilização racional, que vise a rendimentos permanentes*.

De acordo com o Mapa da distribuição da vegetação no Estado de São Paulo, sobretudo do Domínio da Mata Atlântica, segundo o Decreto Federal nº. 750/93, e o Mapa da Vegetação Brasileira do IBGE (1992) o sítio Entre Rios encontra-se na área de cobertura da Floresta Ombrófila Densa (Atlântica) ou Floresta tropical pluvial com vegetação secundária e atividades agrícolas.

Com base nas informações da carta topográfica do IGC (1979), e nos trabalhos de campo, organizou-se o Mapa de Vegetação e Usos das Terras do sítio Entre Rios, cujas categorias adotadas, e suas respectivas áreas de cobertura, foram: mata (49,1 % do sítio) - formação vegetal florestal (que se aproxima mais do estágio médio de regeneração), tipicamente arbórea, portanto, onde há predominância de árvores formando um dossel que oferece maior dificuldade à passagem da luz de tal forma que o estrato herbáceo é menos desenvolvido; a altura média das árvores varia bastante ocorrendo locais nos quais pode ultrapassar 30m e onde ocorrem indivíduos com grande espessura do tronco; ocorrem espécies típicas de Mata Atlântica, e conforme a Resolução CONAMA nº 001/94, freqüentes no estágio médio e avançado de regeneração, tais como *Zanthoxyllum spp* (mamica-de-porca), *Machaerium spp* (jacarandás), *Piptadenia gonoacantha* (pau-jacaré), *Anadenanthera spp* (angicos), canelas (*Ocotea spp., Nectandra spp., Crytocaria spp.*) e samambaiaçus; capoeira (22,8 % do sítio) - formação vegetal florestal arbóreo-arbustiva que se aproxima mais do estágio inicial de regeneração, portanto com predominância de árvores e arbustos, caracterizada por um dossel descontínuo, que permite maior passagem de luz, havendo o desenvolvimento do estrato herbáceo; há plantas com alturas variáveis, epífitas pouco abundantes, são encontradas plantas jovens de espécies arbóreas dos estágios mais maduros e as espécies encontradas no local, típicas do estágio inicial foram a *Gochnatia polimorpha* (cambará), as embaúbas (*Cecropia spp*), a *Tibouchina spp* (manacá-da-serra) e os tapiás (*Alchornea spp*); samambaial (10,5 % do sítio) - formação vegetal campestre (ruderais) na qual há predominância de várias espécies de samambaias entremeadas por arbustos com altura variando de 1,5 à 3 m, de vassoura-branca (*Baccharis dracunculifolia*), estando restrito ao ponto de maior altitude da área (um topo de morro aplainado); reflorestamento (6,3% do sítio): área com vegetação plantada, do tipo florestal, de *Eucalyptus sp*, utilizados para suprimento de lenha em uso próprio do sítio; área de uso múltiplo (2,8% do sítio) - área utilizada pelo proprietário com sua moradia e a do caseiro e também para desenvolvimento de aquicultura (criação de tilápias em tanques sem comunicação com os rios e ranário).

Do Mapa de Vegetação e Usos verificou-se que a área florestada total do sítio é de 41 ha (72%) estando em grande parte acompanhando os rios (mata ciliar) e nas encostas com vertentes de grande declive, locais que correspondem a APPs.

Na área do sítio registrou-se a ocorrência de dezenas de animais pertencentes a vários grupos de vertebrados (sobretudo mamíferos carnívoros, aves passeriformes e répteis ofídeos – cobras) e invertebrados, destacando-se espécies, de mamíferos carnívoros, ameaçadas de extinção como o lobo-guará (*Chysocyon brachyurus*) e a suçuarana (*Puma concolor*).

4. Conclusões

O sítio Entre Rios está localizado na APA de Piracicaba Juqueri-Mirim (Área II) que, até o momento, não apresenta zoneamento ecológico-econômico e nem tampouco plano de manejo. Esta situação dificulta as ações (de gestão e fiscalização) do poder público pois não há o estabelecimento das normas e restrições de utilização para as propriedades privadas no interior da APA.

Entretanto, o sítio Entre Rios apresenta-se predominantemente recoberto por florestas de Mata Atlântica (72% da área) e que acompanha APPs. Possui também belas paisagens, ocorrência de fauna em extinção e a área de Usos múltiplos, juntamente com o eucaliptal (reflorestamento), correspondem a apenas 9,1% da área total, apresentando usos compatíveis (aqüicultura) com a conservação do meio ambiente, e que necessitam desta conservação, pois estes usos dependem da preservação dos recursos hídricos com qualidade. Há ainda presença de várias encostas com 100% de declividade que também são APPs e áreas suscetíveis à erosão.

Desta forma, considerando que uma RPPN é uma categoria de UC que objetiva a conservação ambiental, sobretudo da biodiversidade, conclui-se que o sítio Entre Rios possui atributos favoráveis a sua transformação neste tipo de UC destacando-se a ocorrência de espécies da fauna ameaçadas de extinção.

5. Referências Bibliográficas

ANGELO-FURLAN, S. & NUCCI, J. C.. A Conservação das Florestas Tropicais. São Paulo: Atual, 1999. 112p. (Série Meio Ambiente)

BRASIL. Decreto nº 4.430, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei nº. 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação do Brasil - SNUC, e dá outras providências. Disponível em: <http://www. senado.org.br>. Acesso em: 29 ago 2002.

BRASIL. LEI nº. 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação do Brasil (SNUC). Disponível em: <http://www. senado.org.br>. Acesso em: 21 ago 2000.

BRASIL. (1994). *Resolução CONAMA nº. 001 de 31 de janeiro de 1994*. Disponível em: <http://www. senado.org.br>. Acesso em: 21 ago 2000.

BRASIL (1993). *Mapa de Vegetação do Brasil*, na escala 1:5.000.000.

BRASIL. Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração de Mata Atlântica, e dá outras providências. Disponível em: <http://www. senado.org.br>. Acesso em: 21 ago 2000.

BRASIL. LEI nº. 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Novo Código Florestal. Disponível em: <http://www. senado.org.br>. Acesso em: 21 ago 2000.

DE BIASI, M.. *A Carta Clinográfica: Os Métodos de Representação e sua Confecção.* Rev. do Depto de Geografia - FFLCH/USP, São Paulo, n. 6, p. 45-55, 1992.

FÁVERO, O. A. Do Berço da Siderurgia Brasileira à Conservação de Recursos Naturais - Um Estudo da Paisagem da Floresta Nacional de Ipanema (Iperó/SP). São Paulo, Dissertação (Mestrado em Geografia Humana) - Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, 2001.

ROSS, J. L. S. & MOROZ, I. C.. Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo. Laboratório de Geomorfologia. São Paulo: Depto. Geografia (FFLCH – USP)/ Laboratório de Cartografia Geotécnica e Geologia Aplicada (IPT)/ FAPESP. Mapas e Relatório, 1997.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO (SMA/SP). Atlas das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo, Parte II: Interior. São Paulo: Metalivros; 1998.

* Graduandas do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Presbiteriana Mackenzie (UPM).

** Profa. Ms. do Curso de Ciências Biológicas da UPM (oafavero@mackenzie.com.br).

Conservação *ex situ* de pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam., Leguminosae) no estado de São Paulo[a]

Yuri Tavares Rocha [b], Andréa Presotto[c], Gerson de Freitas Junior[d] & Felisberto Cavalheiro[e]

[a]Parte da tese do primeiro autor, orientado pelo último; [b]Doutorando em Geografia Física, Departamento de Geografia, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo (yuritr@usp.br); [c]Mestranda em Geografia Física, DG/FFLCH/USP; [e]Graduando em Geografia, DG/FFLCH/USP; [e]Professor Doutor, DG/FFLCH/USP, In Memoriam.

1. Introdução

A primeira motivação dos portugueses para explorar o território brasileiro foi a extração do pau-brasil (Sebe, 1985), cuja madeira fornecia corante vermelho para tecidos. Assim se iniciou o ciclo do pau-brasil, o primeiro da série de ciclos que caracterizou a história econômica brasileira. Após seu ciclo, a árvore continuou a ser retirada de forma menos intensa até 1875 (Souza, 1939). Sua distribuição geográfica atual está restrita a poucos fragmentos florestais e a unidades de conservação *in situ*. Atualmente sua madeira é utilizada na confecção de arcos para instrumentos musicais.

C. echinata Lam., o pau-brasil, pertencente à família botânica Leguminosae, subfamília Caesalpinoideae, é uma espécie arbórea que ocorre no domínio da Floresta Pluvial Atlântica (Mata Atlântica), integrante em escala global do bioma das florestas pluviais. Existem, aproximadamente, 2.100 espécies arbóreas de leguminosas na Mata Atlântica, distribuídas em 188 gêneros; *C. echinata* é considerada uma das 44 espécies de leguminosas arbóreas com relevante interesse conservacionista por ter distribuição restrita a áreas com taxa muito alta de redução de cobertura florestal (Lima, 2000). É a árvore nacional brasileira, cuja comemoração é 3 de maio (Lei Federal n.6.607, 7/12/1978) e é considerada uma espécie brasileira em perigo de extinção (Portaria IBAMA n.37-N, 3/4/1992).

Entre as ações conservacionistas que podem ser adotadas está a conservação *ex situ*, que é a manutenção de amostras de organismos fora de seu hábitat natural na forma de indivíduos inteiros, sementes, pólen, propágulos vegetativos e culturas de células ou tecidos (Botanic Gardens Conservation International, 2001). Essas amostras, após serem caracterizadas, avaliadas e multiplicadas, devem ficar disponíveis a pesquisas de melhoramento genético e afins (Lleras, 1992).

Para as espécies arbóreas, a conservação *ex situ* é feita, na maioria dos casos, por meio de plantios puros ou mistos, uma vez que a baixa longevidade de suas sementes e seu ciclo reprodutivo longo dificultam a conservação em banco de sementes e a recomposição de banco de germoplasma, como é feito para espécies agrícolas de ciclo curto (Sebbenn *et al.*, 1999). Porém, as coleções vivas *ex situ* apresentam alguns problemas quanto à representação da variabilidade genética da espécie, à área necessária para implantação das populações e aos custos de manutenção das coleções (Lleras, 1992).

A conservação sob a forma de cultivo pode ser executada por jardins botânicos, departamentos universitários, instituições de pesquisa, agências internacionais, empresas ou associações horticulturais, grupos comunitários e interessados em geral (Frankel & Soulé, 1992), além de arboretos, bosques, escolas e unidades de conservação. No estado de São Paulo, devido à importância botânica, histórica e simbólica da espécie e, também, visando pesquisas e a conservação *ex situ* da variabilidade genética intra-específica, há plantios de *C. echinata* em alguns dessas instituições e locais. Já se realizaram, também nesse Estado, alguns estudos sobre variabilidade genética e conservação *ex situ* de algumas espécies arbóreas nativas brasileiras: *Araucaria angustifolia* (Bert.) Kuntze, Aracauriaceae (Higa, Resende & Carvalho, 1992); *Dipteryx alata* Vog., Leguminosae (Siqueira, Nogueira & Kageyama, 1993); *Tabebuia vellosoi* Tol., Bignoniaceae (Ettori *et al.*, 1995); e, *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., Leguminosae (Sebbenn *et al.*, 1999). Até o momento, não houve nenhum estudo desse tipo realizado com o pau-brasil.

Para se mensurar a conservação e a adaptação da espécie, objetivou-se o levantamento e mapeamento de coleções vivas de pau-brasil existentes no estado de São Paulo, juntamente com a obtenção de dados numéricos e históricos a respeito das árvores. A ocorrência natural de pau-brasil no Estado (Ilhabela e litoral norte) tem sido apontada por alguns autores (Sesc, 1999; Bueno, 2002) mas não foi comprovada cientificamente até o momento.

2. Métodos

Após levantamento bibliográfico e obtenção de referências de pesquisadores, professores e botânicos, selecionaram-se as instituições localizadas no estado de São Paulo a serem visitadas e estudadas. Posteriormente, visitaram-se outros locais devido a informações obtidas durante a passagem pelas instituições e cidades previamente selecionadas.

Escolheram-se os jardins botânicos paulistas pelo Diretório dos Jardins Botânicos Brasileiros (Rede Brasileira de Jardins Botânicos, 2000); das 26 instituições listadas, seis são paulistas. Está ausente dessa lista o Jardim Zoobotânico Municipal de Franca, tendo-se em 2000, ao todo, sete jardins botânicos no estado de São Paulo, maior número entre todos os estados brasileiros. Selecionaram-se os principais *campi* das três universidades públicas

paulistas (Universidade de São Paulo - USP, Universidade Estadual de Campinas - Unicamp, e Universidade Estadual Júlio de Mesquita Filho - Unesp), além de unidades de conservação estaduais e federais e de propriedades particulares.

Realizaram-se três viagens de trabalho de campo em novembro e dezembro de 2002 e janeiro de 2003 aos jardins botânicos, bosques, *campi* universitários, unidades de conservação e propriedades particulares selecionados. Coletaram-se amostras botânicas quando havia material reprodutivo (botões florais, flores e ou frutos) e, devidamente herborizadas, depositaram-se as exsicatas no Herbário do Estado "Maria Eneyda P. K. Fidalgo" (SP), do Instituto de Botânica, São Paulo. Registraram-se as coordenadas geográficas das árvores de pau-brasil encontradas, para elaboração de mapa sobre a conservação *ex situ* no estado de São Paulo; quando da existência de mais de uma árvore de pau-brasil no local estudado, registraram-se as coordenadas geográficas de apenas uma árvore representativa. Fotografaram-se as árvores mais notáveis. Consultaram-se bibliotecas e herbários nos locais visitados à procura de informações sobre a existência de árvores de pau-brasil em instituições paulistas não selecionadas. Realizaram-se entrevistas com pesquisadores, professores e administradores das instituições e levantamento de dados históricos sobre o plantio das árvores de pau-brasil.

Percorreram-se 16 cidades paulistas: Avaré, Bauru, Botucatu, Campinas, Franca, Iperó, Jaboticabal, Jaú, Lorena, Mogi-Guaçu, Paulínia, Piracicaba, Ribeirão Preto, Rio Claro, Santos e São Paulo, totalizando 4.000 quilômetros percorridos e 25 dias de viagem.

3. Resultados

Do material botânico reprodutivo coletado, resultaram 25 exsicatas já depositadas no Herbário SP. Considerados os sete jardins botânicos paulistas, apenas o Jardim Botânico Municipal de Bauru não executa atividades de conservação *ex situ* do pau-brasil. Destacam-se os seguintes resultados:

- em Franca, o Jardim Zoobotânico Municipal é o jardim botânico paulista que tem a maior coleção de árvores de pau-brasil;
- em Piracicaba, o *campus* da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP) é o mais importante dos *campi* universitários estaduais para a conservação *ex situ* do pau-brasil;
- em Iperó, a Floresta Nacional de Ipanema é a unidade de conservação no estado de São Paulo com maior número de árvores;
- em Mogi-Guaçu, a Reserva Biológica de Mogi-Guaçu é a unidade de conservação no estado de São Paulo que tem o mais antigo bosque de pau-brasil;
- em Jaú, o bosque de pau-brasil da Fazenda Santa Carolina/ Grupo Atalla é a maior iniciativa particular de conservação *ex situ* da espécie no Estado de São Paulo;
- em Lorena, a Escola Estadual Gabriel Prestes tem a maior coleção de pau-brasil presente numa escola pública;
- em Botucatu, no *campus* Lageado da Unesp, a árvore de pau-brasil com mais de 15m de altura e de cerca de oitenta anos é, provavelmente, a árvore mais antiga das encontradas nesse levantamento;
- em Santos, no Jardim Botânico Municipal "Chico Mendes", há uma árvore de pau-brasil plantada por Edson Arantes do Nascimento ("Pelé").

4. Conclusões

De acordo com a Portaria IPJBRJ/MMA n. 44 (DOU n. 164, 26/8/02), que estabeleceu o registro oficial dos jardins botânicos brasileiros, existem apenas dois jardins botânicos (um no RJ e um no ES) nos estados de ocorrência natural do pau-brasil (RJ, ES, BA, SE, AL, PE, PB e RN). O estado de São Paulo ocupa uma posição importante para a conservação *ex situ* do pau-brasil; possui 36% dos jardins botânicos brasileiros registrados junto ao Ministério do Meio Ambiente, além de outras instituições paulistas que têm ações de conservação da espécie. Dessa forma, esse Estado assumi uma importância nacional nessa conservação e para o desenvolvimento de pesquisas sobre o pau-brasil.

A existência de bosques e plantios de pau-brasil com árvores florescendo e frutificando mostra que a espécie adaptou-se às condições de latitude, clima, solo e altitude dos locais estudados no estado de São Paulo, uma vez que a não adaptação de bancos de germoplasma a determinadas condições ambientais pode afetar a finalidade da conservação, já que pode haver eliminação de muitos ou de todos os genótipos amostrados (Sebbenn *et al.*, 1999). Para a conservação de espécies nativas, mesmo os plantios executados sem controle genético e ou critérios científicos são de grande importância e devem ser incentivados (Martins, 1992). No caso do pau-brasil nesse Estado, essa afirmação também é válida e todas as iniciativas já existentes devem ser mantidas, valorizadas e estudadas.

Até o momento, não se constatou a ocorrência natural de *C. echinata* no estado de São Paulo, conforme apontam algumas referências bibliográficas e populares. Porém, descobriu-se que em Ilhabela confundem essa árvore com espécies arbóreas da Mata Atlântica que apresentam espinhos ou acúleos no tronco ou que têm o tronco externamente avermelhado. Expedições botânicas em Ilhabela e em outros locais do litoral norte do Estado devem ser feitas. É importante saber se o pau-brasil ocorre naturalmente no estado de São Paulo para se propor medidas de conservação *in situ* da espécie. Caso contrário, apenas a conservação *ex situ* é que será executada. Esse levantamento foi pioneiro para *C. echinata* no estado de São Paulo e demonstrou que ali existem muitas ações de conservação *ex situ* da espécie, o pau-brasil, a árvore nacional.

(Agradecimentos: À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - Fapesp, Projeto Pau-brasil, Proc. n. 00/06422-4; à Fiat Automóveis; ao Proap/Capes2002/Geografia Física; aos pesquisadores, professores, proprietários, administradores, funcionários e alunos das instituições visitadas; e, a todos que forneceram referências sobre a existência de plantios de pau-brasil no Estado.)

5. Referências bibliográficas

Botanic Gardens Conservation International. (2001). Normas internacionais de conservação para jardins botânicos. Conselho Nacional do Meio Ambiente/RBJB/JBRJ/EMC, Rio de Janeiro.

Bueno, E. (Org.) (2002). Pau-brasil. Axis Mundi, São Paulo.

Ettori, L.C.; Siqueira, A.C.M.F.; Nogueira, J.C.B.; Ferreira, A.B. & Zanatto, A.C.S. (1995). Conservação *ex situ* dos recursos genéticos de ipê-amarelo (*Tabebuia vellosoi* Tol.) através de teste de procedências e progênies. Rev. Inst. Florestal 7(2):157-168.

Frankel, O.H. & Soulé, M.E. (1992). Conservation and evolution. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Higa, A.R.; Resende, M.D.V. & Carvalho, P.E.R. (1992). Pomar de sementes por mudas: um método de conservação *ex situ* de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. Rev. Inst. Florestal 4:1.217-1.224.

Lima, H.C. (2000). Leguminosas arbóreas da Mata Atlântica: uma análise da riqueza, padrões de distribuição geográfica r similaridades florísticas em remanescentes florestais do estado do Rio de Janeiro. Tese de doutorado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

Lleras, E. (1992). Conservação de recursos genéticos florestais. Rev. Instituto Florestal 4:1.179-1.184.

Martins, P.S. (1992). Conservação e utilização genética de recursos naturais. Rev. Inst. Florestal 4:14.

Rede Brasileira de Jardins Botânicos. 2000. Diretório dos jardins botânicos brasileiros. Expressão e Cultura, Rio de Janeiro.

Sebbenn, A.M.; Siqueira, A.C.M.F.; Vencovsky, R. & Machado, J.A.R. (1999). Interação genótipo x ambiente na conservação *ex situ* de *Peltophorum dubium* em duas regiões do estado de São Paulo. Rev. Inst. Florestal 11(1):75-89.

Sebe, J.C. (1985). A destruição em nome de Deus e de Sua Majestade. Pau Brasil 7:88-90.

Serviço Social do Comércio (SESC). (1999). Pau-brasil: 500 anos de brasilidade. SESC, São Paulo.

Siqueira, A.C.M.F.; Nogueira, J.C.B. & Kageyama, P.Y. (1993). Conservação dos recursos genéticos *ex situ* do cumbaru (*Dipteryx alata*

Vog.) - Leguminosae. Revista do Instituto Florestal 5(2):231-243.

Souza. B.J. (1939). O Pau-brasil na história nacional. Companhia Editora Nacional, São Paulo.

Riqueza e densidade de planárias dulcícolas em dois arroios do sul do Brasil.

Zênia Heller [a,c], Ana Maria Leal-Zanchet [a,c] & Leonardo Maltchik [b,c]
[a] Instituto de Pesquisas de Planárias (ipp@cirrus.unisinos.br), [b] Laboratório de Ecologia
e Conservação de Ecossistemas Aquáticos, [c] Programa de Pós-Graduação em Biologia
Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

1. Introdução

Os fatores que influenciam a distribuição e abundância de tricladidos dulcícolas, com especial ênfase à temperatura, têm sido objeto de estudo em ecossistemas de clima temperado (Reynoldson et al., 1965, Chandler, 1966, Russier & Lascombe, 1970, Pattee et al., 1973, Pattee, 1975, Russier-Delolme, 1980, Reynolson, 1983, dentre outros). Entretanto, a dinâmica de planárias dulcícolas em arroios da América do Sul, ao longo de um ciclo anual, é pouco conhecida, como também a influência que exercem os parâmetros abióticos na comunidade. Nesse sentido, os objetivos do trabalho foram os seguintes: 1. analisar a variação da riqueza e densidade de Paludicola em dois arroios do Sul do Brasil ao longo de um ciclo anual e 2. analisar a influência da temperatura, profundidade e velocidade da água na dinâmica desta comunidade.

2. Métodos

As áreas selecionadas para investigação foram o trecho superior dos arroios Forqueta (29º22'04,1"S e 50º54'42,3"W) e Angabeí (29º22'41,4"S e 50º51'11,2"W), localizados no município de Gramado, Rio Grande do Sul, Brasil. O trecho superior dos arroios Forqueta e Angabeí está situado a uma altitude de, respectivamente, 620m e 625m acima do nível do mar. Os dois arroios são do tipo rio contínuo. Seu substrato é predominantemente basáltico, apresentando-se pedregoso. O arroio Forqueta tem uma vegetação ribeirinha arbórea e o Angabeí, arbustiva. Foram realizadas quatro coletas sazonais, em cada arroio, no período de março de 2002 a janeiro de 2003. Em cada coleta, cinco amostras aleatórias foram realizadas ao longo de um transecto (15 m), utilizando-se uma parcela de 70cmx70cm, com esforço amostral de 10 minutos. Os animais foram coletados de forma direta, sob pedras, folhas, troncos e raízes de vegetais submersos. Em cada amostragem, foram medidas a temperatura do ar e da água, a largura do arroio e a profundidade e velocidade da água. A riqueza e densidade dos arroios foram comparadas através de ANOVA (univariável). A variação da riqueza e densidade ao longo do ciclo anual foi calculada através de ANOVA (ANOVA one way), sendo o teste de correlação de Pearson utilizado para analisar a relação entre riqueza e densidade dos Paludicola e profundidade, temperatura e velocidade da água. Para a determinação taxonômica foi analisada a morfologia externa de exemplares vivos e fixados. A identificação taxonômica foi confirmada através de estudos da anatomia do aparelho copulador, com base na observação de cortes seriados, bem como com auxílio de análises citogenéticas.

3. Resultados e Discussão

Um total de 405 e 272 indivíduos foram encontrados, respectivamente, nos arroios Forqueta e Angabeí, distribuídos em quatro espécies. A riqueza dos Paludicola foi maior no arroio Angabeí (Anova, F=3,119, P=0,038), enquanto a densidade (Anova, F=2,342, P=0,090) foi similar entre os arroios estudados. No arroio Forqueta, somente uma espécie (*Girardia tigrina* (Girard, 1850)) foi observada, e no arroio Angabeí, quatro espécies de Paludicola (*Girardia tigrina*, *Girardia schubarti* (Marcus, 1946), *Girardia* sp. 1 e *Girardia* sp. 2) foram registradas.

A riqueza de Paludicola não variou ao longo do ciclo anual no arroio Forqueta (Anova, F= 2,667, P= 0,083), entretanto esteve negativamente correlacionada com a profundidade (Pearson, p=0,039) e velocidade da água (Pearson, p=0,048). A riqueza variou no arroio Angabeí (Anova, F= 3,119, P= 0,038), alcançando os maiores valores durante o verão e outono, mas não esteve correlacionada com a profundidade (Pearson, p=0,082), velocidade (Pearson, p=0,538) e temperatura da água (Pearson, p=0,113).

A densidade de Paludicola variou ao longo do ciclo anual no arroio Forqueta (Anova, F= 7,722, P= 0,002), alcançando os menores valores no inverno, mas não esteve correlacionada com a profundidade (Pearson, p=0,298), velocidade (Pearson, p=0,351) e temperatura da água (Pearson, p=0,126). A densidade de Paludicola não variou ao longo do ciclo anual no arroio Angabeí (Anova, F= 2,667, P= 0,083) e não esteve correlacionada com a profundidade, velocidade e temperatura da água.

De acordo com Chandler (1966), os principais fatores abióticos que estão diretamente relacionados com a distribuição e abundância de planárias dulcícolas são temperatura, profundidade, tipo de substrato, dureza e matéria orgânica dissolvida, sendo a temperatura o fator que mais afeta a distribuição, enquanto a profundidade e altas concentrações de cálcio são os fatores que mais influenciam a abundância. A abundância e densidade da maioria das espécies de tricladidos ocorrentes em clima temperado são maiores em locais com temperaturas médias anuais baixas, sendo que *G. tigrina* representa uma exceção, pois apresenta maior tolerância a temperaturas altas (Chandler, 1966, Russier & Lascombe, 1970, Pattee et al., 1973, Russier-Delolme, 1980, Reynoldson, 1983). Essa preferência explica a variação da densidade apenas no arroio Forqueta, onde somente *G. tigrina* foi registrada, com menor densidade detectada no inverno. No entanto, não detectou-se, no presente estudo, correlação entre riqueza e densidade com a temperatura, o que pode ser explicado pelo fato de a variação de temperatura ser pequena em comparação com países de clima temperado. Convém destacar que os resultados podem ter sido influenciados pelas baixas temperaturas observadas no início do verão durante o período no qual realizou-se a amostragem. Para a obtenção de resultados conclusivos, verifica-se a necessidade de dar prosseguimento à amostragem por um ciclo anual adicional.

4. Referências

Chandler, C. M. (1966). Enviromental factors affecting the local distribution and abundance of four species of stream-dwelling triclads. *Investigations of Indiana Lakes and Streams* 7:1-56, Indianapolis.

Girard, C. (1850). A brief account of the fresh-water Planariae of the United States. *Proceedings of the Boston Society of Natural History* 3: 264-265, Boston.

Marcus, E. (1946). Sobre Turbellaria brasileiros. *Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da Universidade de São Paulo*, série Zoologia, 11:5-254, São Paulo.

Pattee, E. (1975). Température stable et temperature fluctuante. I. Étude comparative de leurs effets sur le développemnet de certaines planaires. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 19:2795-2802, Sttutgart.

Pattee, E.; Lascombe, C.; Delolme, R. (1973). Effects of temperature on the distribution of turbellarian triclads. *In: Effects of temperature on ectothermic organisms*. p. 201-207. Weiser, Berlin.

Reynoldson, T.B. (1983). The population biology of Turbellaria with special reference to the freshwater triclads of the British Isles. *Advances in Ecological Research* 13:235-326, London.

Reynoldson, T. B.; Young, J. O; Taylor, M. C. (1965). The effect of temperature on the life cycle of four species of lake-dwelling triclads. *Journal of Animal Ecology* 34:23-43, London.

Russier-Delolme, R. (1980). Coeficientes thermiques et écologie de quelques planaires d'eau douce, *Dugesia tigrina*. *Annales de Limnologie* 8(2):119-140, Toulouse.

Russier, R.; Lascombe, C. (1970). La planaire americane *Dugesia tigrina* dans la region Lyonnaise: ecologie et tolerance thermique. *Bulletin Mensuel de la Société Linnéenne de Lyon* 6: 197-205, Lyon.