

capítulo IV

Funcionamiento de Ecosistemas

Comparação da estrutura florestal e levantamento florístico entre bosques de terra firme e manguezal da península Bragantina, Pará-Brasil

Abreu, M. M. O.^a; Nascimento, R. E. S. A.^a & Mehlig, U.^b

^a Graduação em Biologia, UFPA/Campus Bragança (mmoabreu@bol.com.br)

^b Projeto MADAM/Center for Tropical Marine Ecology (ZMT), Bremen, Alemanha

1. Introdução

As formações vegetais dominantes da costa norte do Brasil são extensos manguezais, florestas sob a influência das marés, com uma composição de poucas espécies especializadas a um ambiente com água salina, inundações freqüentes e solo pouco aerado (Tomlinson, 1994).

A descrição estrutural de um bosque nos dá uma idéia do grau de seu desenvolvimento, além de permitir a identificação e a delimitação de bosques com propriedades semelhantes permitindo a realização de comparações entre áreas diferentes. Nos estudos sobre manguezal as características mais freqüentes utilizadas na descrição dos bosques são: diâmetro da árvore, área basal, altura média do bosque, densidade e fitomassa ou volume (Schaeffer-Novelli & Cintrón, 1986).

O manguezal apresenta uma ampla linha de tolerância abiótica, crescem abaixo de uma grande variedade de condições, refletindo na morfologia das árvores, na distribuição espacial das espécies e atributos estruturais (Schaeffer-Novelli in Fernandes, 1997).

Na península de Ajuruteua, Bragança, Pará, Brasil, se encontram bosques com elementos de florestas de terra firme em sítios elevados, não expostos à inundação das marés, no meio dos manguezais. A flora destes bosques ainda não foi investigada. O estudo atual apresenta dados preliminares de estrutura dos bosques de terra firme em comparação com o manguezal adjacente. Os dados estruturais estão sendo completados por um levantamento florístico ainda em andamento.

O presente trabalho tem como objetivo a comparação estrutural e levantamento florístico de dois estoques: um bosque de "terra firme" e um manguezal.

2. Métodos

A área de estudo localiza-se na península de Ajuruteua, Bragança, Pará, Brasil entre as coordenadas 0° 55' 35" S e 46° 40' 13" W.

Na estrutura dos bosques foi utilizado o método de parcelas, para o qual, as amostragens foram realizadas ao longo de um transecto de 2x270 m, tanto para o bosque de terra firme quanto para o mangue, em parcelas de 10x10m, nas quais foram registradas todas as árvores com DAP ³ 2,5cm a 1,30m do solo. Foi registrada altura, diâmetro das árvores. Com os dados estruturais de cada área calculou-se: área basal e densidade.

O valor da densidade foi obtido através da contagem de todas as árvores da parcela, de circunferência ³ a 10 cm. No sistema métrico este valor é expresso em termos de indivíduos por hectare (ind.ha⁻¹).

O diâmetro é uma das medidas mais simples empregadas para fornecer informação quantitativa sobre a estrutura arbórea, com essa medida é possível calcular a área basal. Sendo que a circunferência dividida por π (3,1416cm) corresponde ao diâmetro. A área basal do bosque foi estimada medindo-se os diâmetros de todas as árvores ³ a 10cm que foi expressa em m² utilizando a seguinte fórmula: $g = p (DAP)^2/4 (10.000)$, ou seja, $g (m^2) = 0,00007854 (DAP \text{ cm})^2$. (Schaeffer-Novelli, Y; Cintrón, G.1986).

3. Resultados e discussões

No manguezal as espécies presentes foram *Rhizophora mangle* L. (Rhizophoraceae), *Avicennia germinans* (Avicenniaceae) e *Laguncularia racemosa* (Combretaceae).

Os valores de altura média por parcela das árvores no mangue

variavam entre 5 a 12m (altura máxima de todas as árvores das parcelas do manguezal: 23 m). A altura média do bosque e DAP foram de $7,64 \pm 3,16$ m e $9,8 \pm 8,6$ cm, respectivamente. A área basal no mangue foi de $0,0002 \pm 0,0003$ m².m². A densidade no mangue foi de $0,07 \pm 0,08$ indivíduos.m⁻².

No bosque de terra firme encontram-se as seguintes famílias Araceae, Clusiaceae, Arecaceae, Lecythidaceae, Caesalpiniaceae, Burseraceae, Simaroubaceae dentre outras, sendo que estes dados são preliminares. As médias de altura por parcela das árvores no bosque de terra firme variam entre 7 a 10 m (altura máxima de todas as árvores: 19,5 m). Os valores médios de altura e DAP foram de $7,61 \pm 4,18$ m e $9,25 \pm 10,36$ cm, respectivamente. A área basal foi de $0,0014 \pm 0,0012$ m².m². A densidade foi de $0,27 \pm 0,09$ indivíduos.m⁻². A contribuição de palmeiras (Arecaceae) à densidade foi significativa.

A diferença mais óbvia entre manguezal e terra firme é na densidade das árvores, sendo mais do que 4 vezes mais alta na terra firme. Provavelmente, isso se dá pela falta de árvores jovens no manguezal investigado, enquanto os valores de altura e diâmetro de árvores adultas mostraram similaridade entre os dois ecossistemas.

4. Conclusões

Nas áreas de maior influência marinha, a flora arbórea de manguezais é composta por espécies típicas deste ecossistema, enquanto que no bosque de terra firme adjacente ao mangue encontram-se espécies totalmente diferentes, pois estes bosques não sofrem influência das marés. Com os resultados obtidos pode-se concluir que o bosque de manguezal apresentou valores médios de altura, diâmetro e área basal mais elevado do que no bosque de terra firme, apesar de sua densidade ter sido menor.

A caracterização estrutural e o levantamento florístico fornecem uma contribuição importante para o conhecimento da dinâmica dos bosques, incluindo a diversidade e composição das espécies sendo importantes para o entendimento da estrutura e função destes ecossistemas.

A densidade do bosque de mangue está diretamente relacionada a sua idade e amadurecimento. Segundo Schaeffer-Novelli & Cintrón (1986), os bosques de mangue passam, durante seu desenvolvimento, de uma fase em que o terreno é ocupado por uma grande densidade de árvores de pequeno diâmetro, a uma fase de maior amadurecimento, quando é dominado por poucas árvores de grande porte e volume. Portanto a densidade decresce, com a idade do bosque (Ferreira, 1989).

5. Referências bibliográficas

Fernandes, M.E.B.1997. The Ecology and Productivity of Mangroves in the Amazon Regional, Brazil. A thesis submitted for the degree of Doctor of Philosophy, University of York, Department of Biology.

Ferreira, C. P. (1989): Manguezais do Estado do Para: Fauna de Galerias Perfuradas por Tenedos em Toras de *Rhizophoras* Tese de Doutorado. Unicamp. p. 160.

Schaeffer-Novelli, Y.; Cintrón, G.1986. Guia Para Estudos de Áreas de Manguezal (Estrutura, Função e Flora). Caribbean Ecological Research. 156p.

Tomlinson, P. B. 1994. The Botany of Mangroves. Cambridge University Press.

Produção e Estoque de Serapilheira em Manguezal da Ilha do Cardoso, Cananéia - SP

Almeida, R.de*; Menghini, R.P.; Schaeffer-Novelli, Y.; Coelho-Jr, C; Cunha-Lignon, M.

BIOMA - Instituto Oceanográfico / Universidade de São Paulo *(morosini@usp.br)

1. Introdução

A freqüência de renovação da água dentro do mangue constitui

um dos principais reguladores da produção de serapilheira - fração da produção líquida vegetal que será acumulada sobre o sedimento, remineralizada por meio da decomposição ou exportada para o estuário adjacente, sendo disponibilizada aos consumidores, principalmente por meio da cadeia de detritos (Pool *et al.*, 1975). O objetivo do estudo é descrever aspectos da dinâmica da serapilheira ao longo do gradiente de inundação em manguezal da Ilha do Cardoso.

2. Material e Métodos

A área de estudo encontra-se no Parque Estadual da Ilha do Cardoso (PEIC), Cananéia, São Paulo, voltada para a Baía do Trapandé. Os experimentos foram desenvolvidos sobre uma transversal com 330 metros de extensão. Observa-se grande heterogeneidade quanto às características estruturais da cobertura vegetal e distribuição das espécies vegetais típicas de mangue, ao longo do gradiente de inundação pelas marés. *Rhizophora mangle* é a espécie dominante em toda extensão, embora sejam observadas *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* (Coelho-Jr, 1998). Considerando-se a estrutura arbórea e o perfil topográfico apresentados por Coelho-Jr (2003), a transversal pode ser dividida em cinco diferentes segmentos de estudo (zonas I a V). Ao longo de toda extensão do bosque, a salinidade intersticial não é superior a 32, decrescendo em direção ao ambiente terrestre. As frequências de inundação para as diferentes zonas são 93%, 86%, 73%, 62% e 43%, respectivamente Coelho-Jr (*op.cit.*). A amplitude média das preamares de sizígia é de 1,25 m (Schaeffer-Novelli *et al.*, 1990).

A produção do bosque de mangue foi estimada por meio da coleta de serapilheira, com seis cestas coletoras (0,25 m²) distribuídas em cada uma das zonas de estudo (Schaeffer-Novelli & Cintrón, 1986). A instalação das cestas ocorreu em julho/2002, observando-se as características estruturais do bosque, como a dominância em área basal das diferentes espécies vegetais. A serapilheira foi recolhida em sacos de papel, devidamente etiquetados com o número da cesta e data de coleta. A triagem foi processada em laboratório, separando-as em compartimentos por espécie vegetal, sempre que possível. Foi possível identificar até 12 compartimentos, em cada cesta coletora: folhas, flores e propágulos de *R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*; além de estípulas, galhos e detritos (material não identificável). A secagem ocorreu por 72 horas, a 70°C, em estufa com circulação forçada de ar (QUÍMIS, Mod. 314D). A pesagem foi efetuada em balança eletrônica (QUÍMIS, Mod. BG 400 - precisão 0,001g).

O estoque de serapilheira acumulado sobre o sedimento foi estimado com auxílio de um delimitador construído em PVC (0,25 m²), disposto a cerca de 2 metros de cada um dos vértices da cesta coletora (Twilley *et al.*, 1997). O experimento ocorre simultaneamente a coleta de serapilheira. O estoque acumulado foi recolhido e acondicionado em sacos plásticos, devidamente etiquetados, com o número da cesta correspondente e data de coleta, para posterior triagem. Em laboratório, após lavagem em água corrente para remoção do excesso de sedimento, as amostras foram separadas em folhas, estípulas, partes reprodutivas (flores e propágulos) e madeira (galhos, ramos e detritos). A secagem e pesagem foi a mesma empregada no experimento de serapilheira.

O tempo de residência (1/K) da serapilheira foi estimado a partir do modelo $K = L/Xss$, onde L corresponde à produção de serapilheira, Xss representa o estoque acumulado sobre o sedimento e K corresponderia à taxa de renovação da serapilheira (Nye, 1961).

3. Resultados

A produção de serapilheira no manguezal da Ilha do Cardoso apresentou característica sazonal, elevando-se durante o verão/outono (período mais úmido) e diminuindo no inverno/primavera. A estacionalidade é atribuída às variações na produção de folhas e estruturas reprodutivas.

As folhas destacam-se como principal constituinte da serapilheira, seguido pelos propágulos, madeira, estípulas, detritos e flores. A queda de folhas ocorre durante todos os meses, observa-

do-se picos para *R. mangle* entre outubro e abril, *L. racemosa* entre dezembro e fevereiro, e para *A. schaueriana* entre dezembro e abril.

O número de propágulos presentes nas cestas também foi marcado pela sazonalidade. Os propágulos de *R. mangle* e *L. racemosa* são disponibilizados entre fevereiro e abril. Até o momento, visto a escassez de material coletado nas cestas, não é possível interpretar o comportamento reprodutivo de *A. schaueriana*.

Nas zonas I a V, os valores médios diários da produção total de serapilheira foram de 2,94; 2,73; 2,18; 2,10 e 1,67 g/m²/dia; enquanto seus percentuais correspondentes de folhas foram 51%; 54%; 80%; 71% e 73%, respectivamente. *R. mangle* contribuiu com a maior massa de folhas em todo o bosque, exceto na zona III, onde *L. racemosa* foi mais representativa.

Os compartimentos madeira e detritos não apresentaram comportamento definido, sendo apenas observados picos aleatórios. A produção de estípulas apresentou um pico principal de outubro a fevereiro.

O estoque total de serapilheira acumulado sobre o sedimento apresenta valores com grande discrepância entre as diferentes zonas de estudo. Até o presente, não foi observada sazonalidade. O material encontra-se composto, principalmente, pelo compartimento madeira, seguido por folhas, partes reprodutivas e estípulas.

Considerando as zonas I a V, os valores médios do estoque total de serapilheira obtidos durante o período de amostragem foram 27,66; 46,39; 90,00; 138,44 e 41,90 g/m²; enquanto a contribuição percentual de madeira para cada zona amostrada foi 54,88%; 62,30%; 83,65%; 69,81% e 85,01%, respectivamente.

Embora tenha sido o principal constituinte (em peso) na queda de serapilheira, o acúmulo de folhas sobre o sedimento foi inferior ao componente madeira. Observa-se crescente acúmulo das folhas entre as zonas I e IV, com forte decréscimo na zona V. Os valores médios de 4,63; 11,40; 13,72; 35,47 e 4,98 g/m², respectivamente.

A magnitude dos valores médios anuais do tempo de residência mostrou ser muito diferente, tanto em relação ao compartimento, como da zona de amostragem. O tempo de residência do estoque total foi de 8, 15, 35, 55 e 19 dias para as zonas I a V, respectivamente. Madeira, apresentou 44, 38, 777, 415 e 358 dias, enquanto os valores para folhas foram de 3, 6, 1, 19 e 1 dias (zonas I a V).

4. Discussão

Neste estudo, a estacionalidade da produção de serapilheira concorda com padrões descritos por Adaime (1985) para o manguezal da Gamboa Nóbrega, Cananéia. A maior produção de serapilheira no verão/outono (período mais úmido) também foi mencionada por Pool *et al.* (1975). Gill & Tomlinson (1971) observaram acréscimo de folhas no verão, quando a temperatura do ar e o tempo de radiação incidente são mais elevados.

As folhas representaram, em peso, apenas 51 e 54% de todo material recolhido nas cestas das zonas I e II, embora deveriam constituir 70 a 80% da serapilheira (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983), tal como verificado nas zonas III a V. Os propágulos de *R. mangle* (grandes e pesados) foram abundantes nas zonas I e II.

Há poucos dados na literatura sobre o estoque total de serapilheira em bosques de mangue. Os valores médios anuais também refletem o gradiente de inundação. No entanto, o total acumulado nas zonas I e II são relativamente reduzidos, similares aos valores de franja registrados por Twilley *et al.* (1997) no Rio Guayas, Equador, onde amplitudes de maré com 3 metros condicionam efetiva remoção do material acumulado. Bosques de franja dos rios Iri e Itapanhá na Baixada Santista (amplitude 1,2 m) apresentaram valores médios anuais entre 88 e 117 g/m² (Lamparelli, 1995). Os valores registrados para as zonas III, IV e V são inferiores aos apresentados por Day-Jr (1996) em bosques de bacia em Laguna Terminos, no México (151 a 303 g/m²).

O perfil topográfico da transversal nas zonas III, IV e V apresenta peculiaridades que fortemente influenciam o acúmulo da fração madeira. Próximo ao local de amostragem da zona III obser-

va-se remanescente de cordão litorâneo, contribuindo para elevação da topografia, passando a funcionar como barreira física ao nível das preamares. Esta menor coluna d'água favoreceria o acúmulo de galhos e ramos que, eventualmente, podem ser remobilizados para a área de amostragem da zona III. A zona IV encontra-se localizada logo após o cordão litorâneo, portanto, onde o fluxo de maré também deverá superar a barreira física durante a baixamar, caso contrário, facilitará o acúmulo de material carreado da zona V. Na zona V, ainda que sejam consideradas as preamares de sizígia, a lâmina d'água carrearia apenas folhas, visto que os galhos e ramos são grandes e pesados.

As médias anuais do tempo de residência refletem a influência do gradiente de inundação sobre a espacialidade da dinâmica de serapilheira. Independente do compartimento considerado, os valores registrados para as zonas I e II são de magnitudes muito diferenciadas das zonas III a V, exceto para o compartimento folhas. Em novembro, a queda de folhas na zona III foi pouco expressiva e seu acúmulo sobre o sedimento foi reduzido, pois não estava representado em metade das amostras (três amostras). A média mensal para o tempo de residência foi conseqüentemente baixa, refletindo-se na média anual. Eliminando-se o valor de novembro, o tempo de residência na zona III foi de sete dias, melhor refletindo a realidade do processo. No caso da zona V, devemos considerar o efeito do "runoff" terrestre (Coelho-Jr, 2003) e o elevado excedente hídrico de 1181 mm/ano calculado para Cananéia (Adaime, 1985). Verifica-se elevação acentuada da topografia. Durante as preamares de sizígia, sobretudo quando conjugadas com a passagem de frentes frias e alta pluviosidade, é possível que o "runoff" possa interferir na remobilização de material foliar (fácil de ser transportado para a zona IV).

A produção e o estoque de serapilheira serão amostrados por período de 24 meses. Experimentos de decomposição, taxa de remoção foliar por crustáceos decápodos e informações adicionais sobre a densidade de tocas do referido crustáceo estão sendo implementados, contribuindo à melhor compreensão do funcionamento do ecossistema manguezal, sob influência de diferentes freqüências de inundação.

5. Considerações

Em nível local, os fatores hidrológicos dependentes da maré (amplitude e freqüência de inundação), conjugados com a topografia local destacam-se como principais energias subsidiárias reguladoras da dinâmica de serapilheira no manguezal da Ilha do Cardoso.

Porém, em nível regional, a ação de fenômenos meteorológicos, como a passagem de frentes frias, não deve ser negligenciada na análise. A ocorrência de frentes frias (considerando até 72 horas antes da amostragem), exerce forte influência sobre a hidrologia local, podendo alterar de forma significativa os estoques acumulados sobre o sedimento.

6. Referências Bibliográficas

Adaime, R. R. 1985. Produção do bosque de mangue da Gamboa Nóbrega (Cananéia, 25° Lat.S- Brasil). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, São Paulo, 305p.

Cintrón, G. & Schaeffer-Novelli, Y. 1983. Mangrove forests: Ecology and response to natural and man induced stressors. In: Ogden, J.C. & Gladfelter, E.H. (Eds.) Coral reefs, seagrass beds and mangroves: Their interaction in the coastal zones of the Caribbean. Unesco Reports in Marine Science, n.23, appendix 1, p.87-110.

Coelho-Jr., C. 1998. Manguezal, desenvolvimento estrutural da cobertura vegetal ao longo de gradientes de inundação – Cananéia, Estado de São Paulo, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico, 108p.

Coelho-Jr., C. 2003. Ecologia de Manguezais: Zonação e dinâmica dos bosques de mangue em gradientes ambientais (Cananéia, São Paulo). Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Instituto

Oceanográfico, São Paulo, 165p.

Day, J.W.; Coronado-Molina, C.; Vera-Herrera, F.R.; Twilley, R.R.; Rivera-Monroy, V.H.; Alvarez-Guillen, H.; Day, R. & Conner, W. 1996. Aquatic Botany, 55:39-60.

Gill, A.M. & Tomlinson, P.B. 1971. Studies on the growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). 3. Phenology of the shoot. Biotropica 3:109-124.

Lamparelli, C.C. Dinâmica da serapilheira em manguezais de Bertioga, Região Sudeste do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública. 139p. + anexo.

Nye, P.H. 1961. Organic matter and nutrient cycles under moist tropical forests. Plant and Soil, 13:333-346.

Pool, D.J., Lugo, A.E. & Snedaker, S.C. 1975. Litter production in mangrove forests of Southern Florida and Puerto Rico. In: Walsh, G., S.C. Snedaker & H. Teas (Eds) Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of mangroves, Gainesville, 1975. Intitute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, v.1, p. 213-237.

Schaeffer-Novelli, Y. & Cintrón, G. 1986. Guia para estudos de áreas de manguezal: estrutura, função e flora. São Paulo, Caribbean Ecological Research, 150p. + apêndices.

Schaeffer-Novelli, Y.; Mesquita, H.S.L. & Cintrón-Molero, G. 1990. The Cananéia Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brasil. Estuaries, 13, (2): 193-203.

Twilley, R.R.; Pozo, M.; Garcia, V.H.; Rivera-Monroy, V.H.; Zambrono, R. & Boderó, A. 1997. Litter dynamics in riverine mangrove forests in the Guayas River estuary, Ecuador. Oecologia, 111:109-122.

Avaliação do banco de sementes em pastagens da terra indígena Araribá como subsídio à restauração florestal.

Alzira Politi Bertoncini & Ricardo Ribeiro Rodrigues*

*Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal – ESALQ/ USP
(alzira.blv@terra.com.br)

1. Introdução

Áreas desmatadas para a agricultura apresentam três fontes potenciais de regeneração natural: o banco de sementes do solo, a chuva de sementes e o brotamento a partir de caules e raízes (Young *et al.*, 1987). O banco de sementes exerce importante papel nos estágios iniciais da sucessão secundária nos trópicos (Uhl *et al.*, 1981), principalmente em locais onde o estabelecimento de uma cobertura vegetal é necessária para reduzir os efeitos da erosão (Jerry, 1992). Em áreas profundamente perturbadas, o recobrimento torna-se muito mais lento quando o banco de sementes é removido ou destruído (Thompson, 1993), tornando-se muitas vezes dependente da intervenção humana para seu restabelecimento.

Compreender a dinâmica sucessiona de uma comunidade após um distúrbio é fundamental para delinear os procedimentos mais adequados de restauração e manutenção da diversidade (Gross, 1990), bem como para evitar erros e gastos desnecessários no decorrer deste processo.

Na terra indígena Araribá, o desmatamento aliado ao uso de técnicas agrícolas inadequadas reduziu substancialmente a cobertura florestal na área, favorecendo a perda de fertilidade do solo, o surgimento de erosões e o assoreamento do córrego Araribá, cuja nascente encontra-se dentro da reserva. Os efeitos negativos desta degradação na comunidade indígena foram os principais fatores que motivaram a busca de alternativas à restauração florestal da área. Este trabalho teve como objetivo investigar o potencial de regeneração de uma área de pastagem através do banco de sementes do solo e a influência de um remanescente florestal na composição deste banco.

2. Métodos

A terra indígena Araribá localiza-se no município de Avaí, estado de São Paulo (22°10' e 22°20'S e 49°19' e 49°23'W) a cerca de 510m de altitude. A área total da reserva compreende 1.930,39ha. O clima da região é Cwa, segundo a classificação de Köppen, ou CB'cw, sub-úmido, mesotérmico, com pouca umidade no inverno, conforme Thornthwaite (Figueiredo e Sugahara, 1997). A precipitação acumulada anual média, de 1974 a 1990, foi 1.680mm e a temperatura média anual, de 1984 a 2001 foi 22,8°C, segundo dados do Instituto de Pesquisas Meteorológicas do campus de Bauru da UNESP, situado a aproximadamente 50km da área de estudo. O solo predominante na região enquadra-se na categoria Latossolo Vermelho-Escuro fase arenosa (Brasil, 1960), caracterizado pela baixa fertilidade e suscetibilidade à erosão. Durante muitos anos as matas existentes na área foram utilizadas pelos indígenas para exploração madeireira, o que reduziu substancialmente a cobertura florestal da terra indígena. Posteriormente houve arrendamento para o cultivo de mandioca e a partir de 1995 a atividade agrícola cedeu lugar à criação de gado.

Para realização deste trabalho, foram escolhidas duas áreas de pastagem, adjacentes a um remanescente de floresta estacional semidecidual. Nestas áreas foram delimitadas 36 parcelas de 15m x 20m (18 parcelas/área), distribuídas equitativamente a 50m, 120m e 230m do remanescente florestal. De cada parcela foram retiradas semestralmente 5 amostras aleatórias de solo de 15cm x 15cm x 3cm, com auxílio de um molde de metal e uma pá. As coletas foram realizadas ao final da estação seca e ao final da estação chuvosa, durante dois anos, totalizando 16,2m² de área e 0,48m³ de volume amostrados, respectivamente. Posteriormente, as amostras foram depositadas em bandejas de alumínio descartáveis, em uma casa de vegetação coberta com plástico transparente. Durante 6 meses procedeu-se o acompanhamento da germinação e desenvolvimento das sementes do banco beneficiadas pelas condições de umidade, temperatura e luminosidade proporcionadas no interior da casa de vegetação. As plântulas provenientes do banco foram identificadas taxonomicamente, quantificadas e retiradas mensalmente das bandejas para possibilitar a germinação de outras sementes. Para verificar o efeito da distância do fragmento florestal e da sazonalidade sobre o banco de sementes utilizou-se a análise de variância (ANOVA), a 5% de significância.

3. Resultados e discussão

Em dois anos foram amostradas 7.088 plântulas (437,5 plântulas/m²), pertencentes a 29 espécies e 12 famílias. A maior parte das espécies surgidas no banco de sementes (87,5%) foi amostrada como flora regenerante na área de pastagem. As espécies de maior destaque foram *Portulaca fluvialis* (92,4 plântulas/m²), *Cyperus cayennensis* (87,8 plântulas/m²), *Sida* spp (82,9 plântulas/m²) e *Urochloa brizantha* (49,1 plântulas/m²), todas herbáceas, invasoras de pastagem. As famílias mais abundantes foram Poaceae (121,91 plântulas/m²), Cyperaceae (117,59 plântulas/m²), Portulacaceae (95,12 plântulas/m²) e Malvaceae (82,90 plântulas/m²), enquanto Poaceae (7 spp) e Asteraceae (5 spp) foram as mais ricas em espécies.

De maneira geral, as coletas realizadas no final do período chuvoso originaram maior número de plântulas e de espécies do que as realizadas em fase de estiagem, ainda que não significativamente. Em várias espécies de ocorrência espontânea na pastagem o período de dispersão de sementes costuma coincidir com os meses de maior precipitação pluviométrica, resultando em grande abundância de sementes no solo após este período.

A autocoria (50%) e a anemocoria (38%) foram as principais síndromes de dispersão detectadas entre as plântulas do banco de sementes. Tal resultado era esperado, considerando-se que em ambientes perturbados a escassez de animais dispersores poderia dificultar a regeneração da área se as espécies fossem zoocóricas. Em situações de distúrbio a tendência é que espécies zoocóricas

declinem em número enquanto espécies anemocóricas tornam-se mais abundantes. As vantagens apresentadas por espécies anemocóricas abrangem não apenas a independência de outras espécies para sua dispersão como também a presença de sementes mais resistentes às condições de dessecação encontradas em áreas abertas, que lhes confere a possibilidade de amadurecer nos períodos mais secos do ano (Janzen e Vásquez-Yanes, 1991).

A maioria das espécies (81,5%) e dos indivíduos (99,5%) amostrados apresentou formas de vida herbácea e subarborescente. Apenas 11,1% das espécies e 0,5% dos indivíduos amostrados foram arbustos e árvores. A única espécie arbórea florestal representada no banco de sementes foi *Croton floribundus*, tendo sua origem provavelmente a partir do fragmento florestal próximo, onde é uma das mais abundantes. Em decorrência desta rara participação a distância do fragmento florestal não influenciou significativamente a composição do banco, tanto na área A (F=1,74, gl=2, p=0,25), quanto na área B (F=1,96, gl=2, p=0,22).

Independente da formação vegetal, o banco de sementes em áreas tropicais geralmente é dominado por espécies herbáceas (Baider *et al.*, 1999; Guaratini, 1994; Moura, 1998; Sorreano, 2002; Souza, 2002). Sementes de espécies arbóreas geralmente são grandes e sem mecanismos de dormência enquanto em espécies herbáceas e trepadeiras podem permanecer no solo e constituir uma flora relativamente rica em uma área durante o período de perturbação (Janzen e Vásquez-Yanes, 1988). Quando espécies arbóreas estão representadas no banco, geralmente são pioneiras e ocorrem em proporções muitas vezes inadequadas ao restabelecimento estrutural da floresta (Janzen e Vásquez-Yanes, 1991). Em decorrência disto, áreas perturbadas, como pastagens, podem encontrar dificuldades em regenerar-se e formar florestas secundárias.

Uhl *et al.* (1982) afirmam que o corte e a queima de florestas tropicais decíduas levam a uma drástica redução na densidade de sementes e na riqueza de espécies do banco de sementes. A conversão da floresta em pastagens e o uso constante do fogo para sua manutenção contribuem para alterar a sucessão secundária e a composição de espécies do banco de sementes do solo, que passa a ser dominado por gramíneas invasoras, adaptadas a distúrbios antropogênicos (Miller, 1999; Rico-Gray e Garcia-Franco, 1992). A criação de animais domésticos em uma área propicia o desenvolvimento de espécies invasoras e exóticas principalmente pela destruição do sistema radicular das espécies outrora presentes no local. Considerando-se que espécies invasoras freqüentemente apresentam sementes persistentes no banco (Drake, 1998), a intensificação do pastoreio costuma provocar um aumento do número de sementes viáveis destas espécies no solo (Jerry, 1992). Nos casos em que há fogo severo e erosão, o banco de sementes é destruído, de modo que a regeneração passa a depender unicamente de espécies imigrantes (Janzen e Vásquez-Yanes, 1988).

O histórico de perturbação da terra indígena, caracterizado pelo corte da vegetação florestal e sua substituição por sistemas agropastoris, certamente favoreceu a alteração do banco de sementes. O cultivo de mandioca praticado na área representou uma atividade bastante impactante, provocando sérias alterações na estrutura e fertilidade do solo. A utilização subsequente da área como pastagem, aliada à prática periódica de queimadas, propiciou a invasão por espécies daninhas e o comprometimento da riqueza florística e da diversidade do banco. Além disso, as distâncias em que as coletas de solo foram realizadas provavelmente foram muito grandes para estimar a presença de sementes provenientes do fragmento florestal. No trabalho de Cubiña e Aide (2001), mais de 99% das sementes do banco que germinaram foram coletadas até 4m do fragmento florestal.

4. Conclusões

O banco de sementes da área de pastagem constituiu-se principalmente de espécies herbáceas, invasoras de pastagens, com dispersão autocórica e anemocórica.

O histórico de perturbação da área, caracterizado pelo desmatamento para cultivo de mandioca e formação de pastagem, contribuiu para a baixa riqueza florística encontrada, em comparação com outros trabalhos. A diversidade também foi comprometida pelos efeitos da perturbação e da dominância de poucas espécies. A contribuição de espécies do fragmento florestal foi irrelevante e, portanto, o fato de haver uma fonte de propágulos florestais próxima não exerceu efeito significativo sobre o banco de sementes da pastagem. A distância em que as coletas foram realizadas a partir do remanescente pode também ter dificultado a chegada de propágulos e influenciado na amostragem do banco de sementes.

A eliminação de fatores de perturbação como, a presença do gado e o domínio de espécies invasoras, representam medidas fundamentais para o incremento da diversidade do banco de sementes e, conseqüentemente, da flora regenerante em pastagens da terra indígena Araribá.

5. Referências Bibliográficas

Baider, C.; Tabarelli, M.; Mantovani, W. (1999). O banco de sementes em um trecho de floresta atlântica montana (São Paulo, Brasil). *Revista brasileira de Biologia*, v. 59, n.2, p. 319-328.

Brasil (1960). Ministério da Agricultura. Serviço Nacional de Pesquisas Agrônomicas. Comissão de solos. Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de São Paulo: (contribuição à carta de solos do Brasil). Rio de Janeiro: CNEPA, 134 p. (Boletim, 12)

Cubiña, A.; Aide, T. M. (2001). The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture. *Biotropica*, v. 33, n. 2, p. 260-267.

Drake, D. R. (1998). Relationship among the seed rain, seed bank and vegetation of a Hawaiian forest. *Journal of Vegetation Science*, v. 9, p. 103-112.

Gross, K. L. (1990). Mechanisms of colonization and species persistence in plant communities. In: Jordan, W.R. et al. *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Great Britain: Cambridge University, p.173-188.

Figueiredo, J. C., Sugahara, S. (1997). Classificação climática e o aspecto climatológico da cidade de Bauru. In: X Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, Piracicaba, Anais... Piracicaba: [s.n.], p. 377-379.

Guaratini, M. T. G. (1994). Banco de sementes de uma floresta ripária no rio Mogi-guaçu, município de Mogi-guaçu, SP. 131f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Janzen, D. H.; Vásquez-Yanes, C. (1991). Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested wildlands. In: GÓMEZ-POMPA, A. ; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. *Rain forest regeneration and management*. Paris: UNESCO, p. 137-157. *Man and Biosphere Series*, v. 6.

Janzen, D.; Vásquez-Yanes, C. (1988). Tropical forest seed ecology. In: HADLEY, M. *Rain forest regeneration and management*. Paris: UNESCO. The International Union of Biological Sciences, p. 28-33. *Special Issue*, 18.

Jerry, S. (1992). The role of seed banks in vegetation dynamics and restoration of dry tropical ecosystems. *Journal of Vegetation Science*, v. 3, p. 357-360.

Miller, P. M. (1999). Effects of deforestation on seed banks in a tropical deciduous forest of western Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, v. 15, p. 179-188.

Moura, L. C. (1998). Um estudo de estrutura de comunidades em fitocenoses originárias da exploração e abandono de plantios de eucalipto, localizadas no Horto Florestal Navarro de Andrade, Rio Claro (SP). 340p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas, área de concentração: Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

Rico-Gray, V.; Garcia-Franco, J. G. (1992). Vegetation and soil seed bank of successional stages in a tropical lowland deciduous forest. *Journal of Vegetation Science*, v. 3, p. 617-624.

Sorreano, M. C. M. (2002). Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades. 145p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Souza, S. C. P. M. (2002). Análise de alguns aspectos de dinâmica florestal em uma área degradada no interior do Parque Estadual do Jurupará, Ibiúna, São Paulo. 2002. 84p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

Thompson, K. (1993). The functional ecology of seed banks. In: FENNER, M. *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. Wallingford: CAB International, p. 231-258.

Uhl, C.; Clark, H.; Clark, K. (1982). Successional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. *Biotropica*, v. 14, p. 249-254.

Uhl, C. et al. (1981). Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro of the Amazon Basin. *Journal of Ecology*, v. 69, p. 631-649.

Young, K. R.; Ewel, J. J.; Brown, B. J. (1987). Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. *Vegetatio*, v. 71, p. 157-173.

Produção de serrapilheira em um fragmento de Mata Atlântica na Reserva Biológica União, RJ: Efeito de borda.

Ana Cláudia Pinto do Nascimento^a & Dora Maria Villela^b

^a *Mestranda Universidade Estadual do Norte Fluminense*

(anaclaudiapn@yahoo.com.br) ^b *Professora da Universidade Estadual do Norte Fluminense*

1. Introdução

A fragmentação de habitats é possivelmente a mais profunda alteração antrópica do meio ambiente. Muitos ecossistemas naturais, que eram quase contínuos a poucas décadas, foram transformados em verdadeiros mosaicos, formados por manchas isoladas do habitat original circundados por áreas transformadas (Harris, 1984). Na região sudeste do Brasil, a fragmentação encontra-se num estágio muito avançado; sendo que a preservação dessas áreas remanescentes de Mata Atlântica nesta região foi apontada como um dos maiores problemas de conservação do país segundo Câmara (1983). O desenvolvimento econômico do sudeste acarretou a grande devastação das matas, em muitos casos, resultando em apenas "ilhas" isoladas.

A Mata Atlântica pode ser vista como um mosaico diversificado, apresentando estruturas e composições florísticas diferenciadas, em função de diferenças de solo, relevo e características climáticas existentes na já restrita área de ocorrência desse bioma no Brasil. De acordo com Terborgh (1992), a Mata Atlântica que cobria originalmente 10% do território brasileiro esta atualmente reduzida a menos de 10% da sua extensão territorial. Os remanescentes de Mata atlântica estão espalhados em fragmentos, na sua maioria em propriedades privadas e áreas inferiores a 1000 ha (Fonseca, 1985).

São vários os efeitos negativos provocados aos ecossistemas florestais devido à fragmentação, dentre os quais destaca-se o efeito de borda. O efeito negativo do aumento da borda tem sido mostrado e comentado por diversos autores (Lovejoy *et al*, 1986; Camargo & Kapos 1995). Os fragmentos florestais estão em geral, inseridos em uma matriz de baixa biomassa e complexidade estrutural, como pastos e vegetações de crescimento secundário (Camargo & Kapos, 1995). Uma série de alterações bióticas e abióticas associadas à proximidade da borda, ou seja, alterações no microclima,

como aumento da temperatura, maior incidência de radiação na borda implicando em um rápido crescimento de lianas e outras espécies secundárias ou pioneiras ao redor da borda da floresta remanescente, aumento da exposição a ventos resultando em danos na vegetação ou indiretamente por aumentar a evapotranspiração reduzindo a umidade e aumentando a dissecação, originam o efeito de borda (Kapos *et al.*, 1997). De acordo com Didham (1998), na Amazônia central verificou-se o efeito da fragmentação sobre a decomposição onde os fragmentos pequenos (1 ha) apresentam menores taxas quando comparados com os fragmentos maiores (10 a 100 ha).

Os principais mecanismos responsáveis pela transferência de nutrientes da biomassa de espécies arbóreas para o solo são: a produção de serrapilheira, a lavagem da vegetação pela chuva, e a decomposição da biomassa morta que inclui a serrapilheira e raízes morta (Proctor, 1983). A serrapilheira é um ótimo indicador de produção de ecossistemas florestais (Proctor, 1983). O conhecimento de sua produção e de outros processos relacionados a serrapilheira torna-se de vital importância para a compreensão da dinâmica do ecossistema florestal (Barbosa & Fearnside, 1996). A importância da serrapilheira, para a ciclagem dos nutrientes em ecossistemas florestais é reconhecida desde o século passado.

Atualmente um número crescente de estudos tem avaliado a produção de serrapilheira na Mata Atlântica inclusive no Norte Fluminense (Mazurec, 1998; Villela *et al.*, 1998). Entretanto, poucos têm testado o efeito da fragmentação sobre tal processo. Um estudo recente na Amazônia (Vasconcelos & Luizão, no prelo) verificou que a produção de serrapilheira é afetada pela distância da borda. Já, em uma Mata Atlântica inundada no Norte Fluminense, RJ (Gonçalves, 2000) mostrou valores similares entre borda e interior para as áreas estudadas.

O objetivo deste trabalho foi testar a hipótese de que há efeito de borda ocasionado pela fragmentação, sobre a produção de serrapilheira em um fragmento de Mata Atlântica na Reserva Biológica União (REBIO União), RJ.

2. Métodos

Este estudo foi realizado na Reserva Biológica União (REBIO União), localizada no distrito de Rocha Leão, município de Rio das Ostras, RJ, Brasil, (22° 27' 30" S ; 42° 02' 15" O), A REBIO União possui uma área total de cerca de 3.100 ha, sendo 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. Com poucas áreas abertas, a REBIO União possui ainda cerca de 215 ha de sua área coberta por plantios de eucaliptos de diferentes idades e 300 ha em pastagens e campos e com cerca de 10% de mata periodicamente inundada. Recentemente criada, a REBIO União ainda não possui informações detalhadas sobre as características dos solos, dos recursos hídricos e da vegetação e fauna.

Para o presente estudo, foram alocadas aleatoriamente quatro parcelas de 50m x 20m (0,10 ha) na borda ocasionada pela Rede Elétrica e quatro no interior do fragmento, obtendo uma área amostral de 0,8 ha. A borda ocasionada pela Rede Elétrica foi feita a aproximadamente 30 anos, sendo esta mantida periodicamente. Este fragmento de 1.600 ha é bem preservado de Mata Atlântica de Morrote se comparados a outros da região Sudeste brasileira.

Para a coleta de serrapilheira foram usados coletores de 70cm x 70cm (0,49 m²), confeccionados com estrutura de alumínio e saco de rede de nylon (malha de 1mm) com cerca de 20 cm de profundidade, fixados a cerca de 1 m da superfície do solo. Em cada parcela, foram aleatoriamente alocados cinco coletores nos dias 19 e 25 de setembro de 2001. A serrapilheira foi coletada aproximadamente em intervalos quinzenais, durante 360 dias (10 de outubro de 2001 a 20 de setembro de 2002). O conteúdo de cada coletor foi armazenado em sacos de papel e levado para o laboratório para serem secos a 80°C por 48 horas em estufa de circulação, imediatamente após cada coleta. As amostras da serrapilheira foram triadas nas frações de:

a) folhas; b) madeira (< 2cm de diâmetro); c) material reprodutivo (flor e fruto); d) resto (todo material não reconhecível < 2mm). Estas frações foram secas novamente em estufa de circulação a 80°C / 24h para obtenção do peso seco constante.

Para testar a produção anual de serrapilheira total e para cada uma das frações entre as áreas de borda e interior, foram feitas através de análises de variância agrupada (ANOVA *nested design*), considerando parcela como fator randômico dentro de cada área (fator fixo) (Zar, 1984). Para testar a diferença entre as áreas, no padrão da variação anual da produção de serrapilheira, utilizou-se uma análise de variância do tipo "repeated measures design" com 24 fatores de variação (número de fatores = número de coletas) (Zar, 1984).

3. Resultados e Discussão

A produção anual da serrapilheira total foi similar entre borda (9,16 ± 1,57 t ha⁻¹360⁻¹) e interior (9,38 ± 0,79 t ha⁻¹360⁻¹) na REBIO União. Seguindo este mesmo padrão, as frações madeira (borda 2,55 ± 0,43 t ha⁻¹360⁻¹; interior 2,08 ± 0,54 t ha⁻¹360⁻¹) e resto (borda: 0,62 ± 0,20 t ha⁻¹360⁻¹; interior 0,59 ± 0,09 t ha⁻¹360⁻¹) foram semelhantes entre as áreas. Já a produção de folhas foi significativamente menor na borda (5,08 ± 0,87 t ha⁻¹360⁻¹) que no interior (5,97 ± 0,38 t ha⁻¹360⁻¹). Ao contrário, flores e frutos foi significativamente maior na borda (0,91 ± 0,34 t ha⁻¹360⁻¹) que no interior (0,75 ± 0,35 t ha⁻¹360⁻¹).

Dentre as frações, as folhas predominaram em ambas as áreas, com uma contribuição percentual da serrapilheira total produzida neste período de 55% na borda e de 64% no interior. Esta foi seguida da fração madeira, com 28% na borda e 22% no interior; flores e frutos sendo na borda 10% e 8% no interior; e a fração resto, que na borda representou 7% do total de serrapilheira e 6% no interior.

A produção de serrapilheira total da Mata da REBIO União mostrou valores dentro da faixa reportada para outras áreas de Mata Atlântica (Mazurec, 1998; Villela *et al.*, 1998; Moraes *et al.*, 1999) sendo estes valores maiores quando comparados com áreas de Mata Atlântica periodicamente mata inundada (Gonçalves, 2000). A contribuição relativa das diferentes frações da serrapilheira produzida na mata seguiu o padrão encontrado para as matas tropicais (Mazurec, 1998; Villela *et al.*, 1998; Moraes *et al.*, 1999).

Estudos em uma floresta de terra firme na Amazônia (Vasconcelos & Luizão, no prelo) demonstraram uma maior produção total de serrapilheira e de folhas na borda que no interior das áreas estudadas. Já para Mata Atlântica periodicamente inundada, na REBIO Poço das Antas, RJ, os valores de produção da serrapilheira total e de folhas, entre borda e interior são semelhantes (Gonçalves, 2000); apesar de ter havido diferenças quando consideradas as folhas das espécies dominantes em separado (Villela *et al.*, 2003, dados não publicados).

A não ocorrência do efeito de borda na produção total de serrapilheira pode estar relacionada com as características florísticas e fitossociológicas das áreas, que são em geral similares entre borda e interior (Pablo Rodrigues, comunicação pessoal). Entretanto, a menor produção de folhas na borda que no interior, pode está refletindo uma diferença na densidade de árvores de grande porte. Segundo Pablo Rodrigues (comunicação pessoal), a densidade de árvores grandes é menor na borda, enquanto que no interior foram observadas 11 árvores com diâmetro superior a 60 cm, apenas uma árvore deste porte foi evidenciada na borda.

4. Conclusões

Apesar de não ter havido efeito de borda sobre a produção da serrapilheira total no fragmento de Mata Atlântica da REBIO União; este afetou negativamente a produção de folhas no fragmento, como provável reflexo da menor densidade de árvores grandes.

Considerando-se que folhas são mais de 50% da produção de serrapilheira total, e que estas possuem alto teor nutricional, espera-se uma diminuição no aporte de nutrientes na borda, o que

acarretará em um empobrecimento na ciclagem de nutrientes nesta área da fragmentação florestal.

5. Referências Bibliográficas

- Barbosa, R. I. & Fearnside, P. M. (1996). Carbon and nutrient flows in the Amazonian forest: fine litter production and composition at Apiú, Roraima, Brazil. *Tropical Ecology* 37 (1): 115-125 p
- Câmara, I.G. 1983. Tropical moist forest conservation in Brazil. *Irr. S. L. Sutton; T. C. Whitmore & A. C. Chadwick (Eds.), Tropical Rain Forest: Ecology and Management* (pp. 413-421). Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Camargo, J. L. C.; Kapos, V. (1995). Complex edge effects in soil moisture and microclimat in Central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology*, 11: 205-221p.
- Didham, R.K. (1998). Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* 116: 397-406.
- Fonseca, G. A. B. (1985). The vanishing brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation* 34: 17-34 p
- Gonçalves, G. M. (2000). Produção de serrapilheira em dois fragmentos de Mata Atlântica periodicamente inundados. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Campos dos Goytacazes-RJ. Universidade Estadual do Norte Fluminense, 34p
- Harris, L. D. 1984. *The Fragmented Forest: Island Biogeographic Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. Univ. Chicago Press, Chicago.
- Kapos, V.; Wandelli, E.; Camargo, J. L. & Ganade, G. (1997). Edge- Related Changes in Environment and Plant Responses Due to forest fragmentation in Central Amazonia. *In* Laurence, W. F., Bierregaard-Jr R. O., (eds.). *Tropical Forest Remnants*. Chicago: Chicago University Press, p. 33-34.
- Lovejoy, T.E., R.O. Bierregaard Jr, A.B. Rylands, J.R. Malcolm, C.E. Quintela, L.H. Harper, K.S. Brown Jr, A.H. Powell, G.V.N. Powell, H.O.R. Schubart & M.B. Hays. (1986). Edge and others effects of isolation on amazon forest fragment. *Irr. M.E. Soulé (Ed.), Conservation Biology* Sunderland: Sinauer.
- Mazurec, A. P. (1998). Produção, aporte de nutrientes e decomposição da serrapilheira em Mata Atlântica de encosta em duas altitudes, na Serra do Imbé, Norte Fluminense. Tese (Mestrado em Biociências e Biotecnologia)- Campos dos Goytacazes- RJ. Universidade Estadual do Norte Fluminense, 90 p.
- Moraes, R. M.; Delitti, W. B. C. & Vuono, Y. S. (1999). Litterfall and litter nutrient content in two brazilian tropical forests. *Revista Brasileira de Botânica* 22 (1): 9-16 p.
- Proctor, J. (1983). Tropical Forest litterfall. I. Problems of data comparison. *Ee. Sutton, S. L.; Whitmore, T. C.; Chadwick, A. C. Tropical rain forest and managemnet*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 267-273 p.
- Vasconcelos, H. L. & Luizão, F. J. (2003). Litter production and litter-nutrient concentrations in a fragmented Amazonian Landscape: Edge and soil effects. *Ecological Applications* (no prelo).
- Villela, D. M.; Aragão, L. E. O. C.; Gama, D. M.; Nascimento, M. T. & Rezende, C. E. (1998). Effect of selective logging on litter production and decomposition in an Atlantic forest, RJ, Brazil. *Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros, ACIESP*
- Villela, D. M.; Nascimento, M. T.; Gonçalves, G. M.; Nascimento, A. C. & Couto, G. G. (2003). Soil nutrients and litterfall in seasonally flooded Atlantic Forest, Brasil: edge effects of fragmentation. *Meeting of ATBC and BES*, Aberdeen, Escócia.
- Terborgh, J. (1992). Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24: 283-292 p.
- Zar, J.H. (1984). *Biostatistical Analysis*. 2nd edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 718pp

Agradecimentos: PROBIO por parte do financiamento desse projeto, ao IBAMA pelo apoio logístico, e a UENF pela bolsa de mestrado concedida.

Trilhas de forrageamento de formigas cortadeiras (*atta sexdens*): reconhecimento das áreas de forrageamento ou acaso?

Ana Gabriela Delgado Bieber¹, Ursula Andres S. Da Costa¹, Rainer Wirth² & Inara R. Leal¹

¹Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco 50670-901 Recife, PE, Brasil.

E-mail: gabieber@hotmail.com

²Abteilung Allgemeine Botanik, Universität Kaiserslautern, Postfach 3049, 67653 Kaiserslautern, Alemanha.

1. Introdução

A grande maioria das espécies de formigas alimenta-se de proteína animal. Entretanto, a subfamília Myrmicinae apresenta uma exceção notável: a tribo Attini, que possui uma dieta exclusivamente fungívora (Hölldobler & Wilson, 1990; Leal & Oliveira, 1998). Esta tribo é composta por 12 gêneros e mais de 200 espécies; as formigas dos gêneros *Atta* (15 espécies) e *Acromyrmex* (30 espécies), conhecidas como formigas cortadeiras ou saúvas, se destacam por serem consideradas os principais herbívoros das florestas neotropicais (Vasconcelos, 1988). Em consequência da grande quantidade de folhas que utilizam, as saúvas são consideradas as principais pragas de áreas reflorestadas e agrícolas, chegando a destruir total ou parcialmente uma cultura (Cherrett, 1968; Forti *et al.*, 1983).

Grande parte do material vegetal coletado pelas formigas cortadeiras serve como fonte para o crescimento de um fungo simbiote, o qual é cultivado no interior do formigueiro e serve de alimento para as formigas (Hölldobler & Wilson, 1990). As formigas cortadeiras coletam o material vegetal de muitas espécies na área de forrageamento, concentrando a sua ação de corte em algumas espécies que não são necessariamente as mais abundantes (Rockwood, 1976; Vasconcelos, 1990). Segundo Cherrett (1968), os indivíduos mais próximos ao ninho não seriam utilizados devido a uma forma de manejo conservativo, onde esses indivíduos seriam preservados para serem utilizados em período de condições adversas. Mais tarde, Fowler & Stiles (1980) e Shepherd (1982) sugeriram que os indivíduos mais próximos ao ninho não seriam utilizados devido ao sistema de trilhas das colônias, o qual diminui a energia gasta no forrageamento, mas impede que indivíduos próximos ao ninho, mas distante das trilhas, sejam encontrados. As formigas cortadeiras não seriam predadores prudentes como sugere Cherrett (1968), e sim predadores que exploram eficientemente o ambiente e seus recursos (Shepherd, 1982). Uma outra hipótese, sugerida por Cherrett (1983), é que diferentes indivíduos de uma espécie têm diferentes graus de palatabilidade e as formigas seriam capazes de reconhecer e utilizar os indivíduos mais palatáveis.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi investigar se as formigas cortadeiras conhecem a área de forrageamento e, por isso, constroem seu sistema de trilhas com base nesse conhecimento, ou se o sistema de trilhas é resultante da ontogenia da colônia e aí as plantas utilizadas são simplesmente as mais próximas às trilhas. Resumidamente, nós testamos se as trilhas foram feitas para utilizarem determinadas plantas ou se as plantas usadas são resultantes das trilhas.

2. Métodos

Esse trabalho foi realizado durante os meses de julho de 2002 a fevereiro de 2003, no Parque Estadual Dois Irmãos (7°59'30"S; 34°56'37"W), localizado na periferia da cidade de Recife, em Pernambuco. Sua área é de aproximadamente 390 ha e predomina uma vegetação de floresta Atlântica do tipo ombrófila densa (Machado *et al.* 1998).

Foram escolhidas oito colônias adultas de *Atta sexdens* dentro

da área do Parque. Todo o sistema de trilhas, incluindo os olheiros de origem, as 'trunk trails' e as bifurcações, de cada uma dessas colônias foi cuidadosamente mapeado. Para tal, foi tomada a direção das trilhas básicas com uma bússola e o comprimento com uma trena. Após o mapeamento, as trilhas foram destruídas com o auxílio de um ciscador. Essa destruição consistiu em desmanchar todo o sistema de trilhas previamente marcado e encobri-las com o folhço das proximidades, procurando deixar todo o solo ao redor do ninho igualmente recoberto por folhas. Quinze dias após a destruição, as colônias foram visitadas novamente para verificar se as operárias haviam reconstruído as trilhas. Após as trilhas terem sido reconstruídas, um novo mapeamento foi feito.

Para a análise dos dados, foi comparada a média, antes e depois do experimento, dos ângulos de saída das trilhas de cada colônia. Essa comparação foi feita utilizando-se um teste não-paramétrico de médias de ângulos de amostras pareadas, adaptado do Teste de Moore de Uniformidade Circular e sugerido por Zar (1999).

3. Resultados e Discussão

Nestas oito colônias estudadas encontramos uma grande variação, tanto no número de trilhas de cada colônia (de uma a doze trilhas), quanto no comprimento destas trilhas (facilmente ultrapassando 30 m de comprimento, mas chegando, em alguns casos, a mais de 100 m) e na quantidade de bifurcações. Na maioria das vezes, após a destruição do sistema original de trilhas, encontrávamos um número menor de trilhas e bifurcações do que o observado anteriormente. O número menor de trilhas ao final do experimento, não indica que a colônia diminuiu sua área de forrageamento, mas, provavelmente, apenas não teve tempo para reconstruir um sistema de trilhas com tamanho ideal para atender as necessidades de toda a colônia. Wetterer (1994) concluiu que a distância de forrageamento e o número de trilhas variam de acordo com o tamanho da colônia em *Atta cephalotes*.

Ao compararmos a média dos ângulos de saída de cada ninho, antes e depois do experimento, foi observado que não há diferença significativa entre estes ($r' = 1,0961$; $n = 8$; $p > 0,05$). Ou seja, as trilhas continuam a serem feitas praticamente na mesma direção, o que sugere que colônias de *Atta sexdens* reconhecem a palatabilidade das plantas da sua área de forrageamento. Manter as direções das trilhas não significa, contudo, voltar a utilizar o mesmo recurso, já que alguns destes são efêmeros; mas sim, voltar àquele caminho que deve proporcionar a utilização de um conjunto de recursos, que variam ao longo do tempo e espaço, com o menor custo energético para a colônia. Essa idéia já foi sugerida por outros autores (e.g., Shepherd, 1982; Howard, 2001), que mostraram que as saúvas direcionam o esforço de forrageamento para as partes mais produtivas da área de uso de sua colônia.

O sistema de trilhas parece não ser completamente estável, pois foi observado em duas colônias não perturbadas que algumas trilhas foram abandonadas e substituídas por outras com direções diferentes. Essa observação, aliada ao fato das trilhas terem sido reconstruídas em poucos dias, indica que a construção de trilhas parece não necessitar de tanta energia como outros autores sugeriram. Lugo *et al.* (1973) justificaram que as 'trunk trails' permanecem inalteradas por vários anos devido ao custo de construção das trilhas ser muito alto. A reconstrução das trilhas foi feita num período de poucos dias como sugerido por Howard (2001), que calculou os custos de construção e manutenção de trilhas de colônias da espécie *Atta colombica*.

4. Conclusão

Os nossos resultados indicam que as colônias de *Atta sexdens* estudadas refazem seus ninhos na mesma direção porque têm um conhecimento de sua área de forrageamento. A idéia de exploração eficiente de seu ambiente e recursos disponíveis, já foi sugerida em outros trabalhos (e.g., Shepherd, 1982; Howard, 2001).

Nossos dados nos permitem também corroborar a idéia, já apresentada por Howard (2001) para outra espécie de *Atta*, de que

o custo de construção das trilhas não seria tão alto como defendido anteriormente por Lugo *et al.* (1973).

Entretanto, estes resultados não descartam a possibilidade de que, apesar da destruição do sistema de trilhas ter sido completa, os feromônios ainda continuassem depositados próximos às trilhas originais. Isso possibilitaria o reconhecimento dos sinais químicos por parte das formigas e as levaria a reconstruir as trilhas no mesmo local. Sendo assim, mais colônias serão amostradas para que os resultados sejam mais consistentes e para verificar se este padrão se mantém.

5. Bibliografia

- Cherrett, J.M. 1968. The foraging behaviour of *Atta cephalotes* L. (Hymenoptera, Formicidae) I. Foraging pattern and plants species attacked in tropical rain forest. *Journal of Animal Ecology* 37: 387-403.
- Cherrett, J.M. 1983. Resource conservation by the leaf-cutting ant *Atta cephalotes*. In: *Tropical rain forest: ecology and management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, pp. 253-263.
- Forti, L. C.; Silveira Neto, S. & Pereira-da-Silveira, V. 1983. Dois métodos de avaliação de densidade populacional para operárias forrageadeiras de *Atta sexdens rubropilosa* FOREL, 1908 (Hymenoptera: Formicidae) *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, 12: 195-211.
- Fowler, H.G. & Stiles, E.W. 1980. Conservative resource management by leaf-cutting ants? The role of foraging territories and trails and environmental patchiness. *Sociobiology* 5: 24-41.
- Hölldobler, B. & Wilson, E.O. 1990. *The ants*. Harvard University Press, Cambridge. 732p.
- Howard, J.J. 2001. Costs of trail construction and maintenance in the leaf-cutting ant *Atta colombica*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 49: 348-356.
- Leal, I. R. & Oliveira, P. S. 1998. Interactions between fungus-growing ants (Attini), fruits and seeds in cerrado vegetation in Southeast Brazil. *Biotropica* 30: 170-178.
- Lugo, A.E., Farnsworth, E.G., Pool, D., Jerez, P., Kaufman, G. 1973. The impact of the leaf cutter ant *Atta colombica* on the energy flow of a tropical wet forest. *Ecology* 54: 1292-1301.
- Machado, I. C.; Lopes, A. V. & Pôrto, K. C. 1998. Reserva Ecológica de Dois Irmãos: estudos em um remanescente de mata Atlântica em área urbana (Recife - Pernambuco - Brasil). Editora Universitária da UFPE, Recife.
- Rockwood, L. L. 1976. Plant selection and foraging patterns in two species of leaf-cutting ants (*Atta*). *Ecology*, 57:48-61.
- Shepherd, J.D. 1982. Trunk trails and the searching strategy of a leaf-cutter ant, *Atta colombica*. *Biotropica* 17: 245-252
- Vasconcelos, H.L. 1988. Distribution of *Atta* (Hymenoptera-Formicidae) in "terra firme" rain forest of Central Amazonia: density, species composition and preliminary results on effects of forest fragmentation. *Acta Amazonica* 18: 309-315.
- Vasconcelos, H.L. 1990. Foraging activity of two species of leaf-cutting ants (*Atta*) in a primary forest of the central Amazon. *Insectes Sociaux* 37: 131-145.
- Zar, J.H., 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth Edition. Prentice Hall, New Jersey. 663p.

Aporte de nutrientes em moitas de *clusia* no parque nacional da restinga de Jurubatiba, RJ.

Ana Paula da Silva¹ e Dora Maria Villela¹

¹ Universidade Estadual do Norte Fluminense (anapa@uenf.br)

1.Introdução

Os ecossistemas de restingas ocupam a costa brasileira, repre-

sentando um ecossistema bastante diversificado em sua fisionomia, florística e estrutura. Apesar da ameaça real a existência dos ecossistemas de restinga ocasionada por ações antrópicas, somente nas últimas décadas as restingas tem sido alvo de estudos mais sistematizados. Embora ainda pouco numerosos e concentrados em levantamentos florísticos e faunísticos, estes estudos evidenciam a importância dos diferentes ecossistemas de restinga para biodiversidade do país, ainda que sua importância econômica permaneça praticamente desconhecida (Lacerda e Esteves, 2000).

No litoral norte do Estado do Rio de Janeiro ocorrem as áreas mais extensas de restinga, decorrente da presença do Rio Paraíba do Sul e de fatos que ocorreram ao longo da história de formação geomorfológica de seu delta. A vegetação da restinga se distribui em áreas formando diferentes zonas de vegetação. Entre as zonas de vegetação destaca-se a organização da vegetação em moitas intercaladas por áreas desnudas. De acordo com Zaluar e Scarano (2000), a organização dessas moitas sobre cordões arenosos litorâneos tem desde o começo do século intrigado pesquisadores, e o entendimento da organização dessas comunidades vegetais, depende de estudos a respeito da dinâmica sucessional de moitas.

Na Restinga de Carapebus, no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, (PNRJ) ocorre a comunidade arbustiva aberta de *Clusia*, constituída por moitas de tamanhos variados e intercalada por áreas desnudas (Henrique *et al.*, 1986). A espécie dominante nessas moitas é *Clusia hilariana* (Schlecht), onde se distribui visualmente por toda categoria de moitas ocupando posição central (Zaluar, 1997) e em algumas moitas apresenta-se em senescência com o dossel aberto. Zaluar (2000), sugere que o estabelecimento de uma *Clusia* no início da sucessão pode gerar além de sombreamento, maiores teores de umidade no solo e a estocagem de nutrientes no estoque de serrapilheira sobre o solo. Com isso supõe-se que a *Clusia* tenha um papel importante na ciclagem de nutrientes em moitas, podendo ser responsável pela manutenção do estoque de nutrientes no solo. Entretanto, não se tem conhecimento sobre a real contribuição desta espécie para o solo em termos nutricionais, e nem tão pouco se conhece sobre sua dinâmica de nutrientes.

Apesar da importância de estudos sobre a ciclagem de nutrientes para o entendimento da estrutura e funcionamento dos ecossistemas naturais poucos estudos tem focado a ciclagem de nutrientes em Restinga (ex: Ramos, 1993; Moraes, 1999; Silva, 1999).

Recentes estudos indicam um possível papel da *Clusia hilariana* como facilitadora na formação de moitas na restinga de Carapebus no PNRJ, RJ (Zaluar, 1997). Este trabalho teve como objetivo testar a hipótese de que a entrada de nutrientes através da serrapilheira é maior em moitas com *Clusia* adulta do que as com *Clusia* senescente na restinga de Carapebus, no PNRJ, RJ.

2. Métodos

A área do presente trabalho esta inserida no "Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba" (PNRJ). O PNRJ abrange os municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, litoral norte do Estado do Rio de Janeiro e está situada ente as coordenadas 22° e 22° 23' S e 41° 15' e 41° 45' O. A precipitação pluviométrica média anual é de 1100 e 1300 mm (FIDERJ, 1978; apud Araújo *et al.*, 1998). A distribuição das chuvas é fortemente sazonal, com mínima mensal no inverno (41 mm) e máxima (189 mm) no verão. O solo do PNRJ é formado por areias quartzosas marinhas, associando-se, às vezes, aos solos orgânicos, semi-orgânicos e glei-húmicos, deixando clara a influência dos rios nessa planície (Henriques *et al.*, 1986). Este trabalho foi realizado na formação aberta de *Clusia*, na área delimitada pela Lagoa de Carapebus e a Lagoa de Cabiúnas.

Foram selecionadas seis moitas fixas inseridas na formação de *Clusia* na Restinga de Carapebus, de cada uma das 2 categorias: moita de *Clusia* adulta (MCA) e moita *Clusia* senescente (MCS). A serrapilheira produzida nessas moitas foi coletada quinzenalmente durante o período de 29 de outubro a 02 de outubro de 2002 (em intervalos de 13 a 20 dias, totalizando 365 dias de coleta). A serrapilheira foi triada em cinco frações: folhas de *Clusia*;

folhas de outras espécies; galhos (<2 cm de diâmetro); material reprodutivo e resto. As frações foram secas a 80° C por 24 h, pesada e moída em moinho elétrico para as análises químicas. Para as análises de cátions as amostras de cada fração da serrapilheira foram conjugadas a cada 2 meses com base nas estações climáticas, onde o período de amostragem foi dividido em duas estações climáticas: (1) estação seca e (2) estação chuvosa. Para as análises de C e N a serrapilheira foi composta a cada 4 meses.

As determinações de C e N total foram obtidas a partir de 2 a 4 mg de sub-amostra do material vegetal (peso seco), em auto-analizador CHNS/O (Perkin Elmer 2400). O Ca, K, Mg e Na foram determinados a partir de sub-amostras de 0,20 g, digeridas em 4,4 ml de uma solução de ácido sulfúrico concentrado (350 ml), água oxigenada 100 volumes (420 ml), selênio (0,42 g) como catalisador e sulfato de lítio (14 g) (Allen, 1989). A determinação dos elementos foi feita em espectrofotometria de emissão por plasma induzido (ICP/AES-Varian).

Para testar a diferença na concentração e conteúdo de nutrientes da serrapilheira entre as categorias de moitas foi usada uma análise de variância "One-way ANOVA", usando um n=6 para cada uma das moitas estudadas (Zar, 1984), e para testar a diferença no padrão de variação anual da concentração e conteúdo de nutrientes da serrapilheira entre as categorias de moitas foi usada uma análise de variância do tipo "repeated measures desing" com 6 fatores de variação (Zar, 1984).

3. Resultados e discussão

As concentrações média (mg/g) da maioria dos nutrientes na serrapilheira total foram similares entre as categorias de moitas Ca (MCA=6,9±0,9; MCS=6,6±0,3), K (MCA=2,1±0,2; MCS=2,0±0,2) enquanto as de Mg foram significativamente maior em MCA (2,33±0,25 mg/g) do que em MCS (1,90±0,19 mg/g) e as do Na que foram significativamente menor em MCA (3,01±0,49 mg/g) do que em MCS (3,57±0,42). O padrão de variação sazonal da concentração de nutriente ao longo do ano foi similar entre as moitas para todos os nutrientes analisados.

O aporte de nutrientes através da serrapilheira produzida (kg ha⁻¹ ano⁻¹) foi significativamente maior em MCA do que em MCS para todos os nutrientes: C (MCA =2531,31; MCS = 1808,62); N (MCA = 36,53; MCS = 28,44); K (MCA = 7,40; MCS = 4,67); Na (MCA = 19,71; MCS = 15,02); Ca (MCA = 40,55; MCS = 22,65) e Mg (MCA = 14,22; MCS 7,27). O maior aporte total de nutrientes na serrapilheira em MCA do que em MCS refletiu o conteúdo desses elementos em folhas de *Clusia*, já que estes foram em geral o dobro em MCA.

O maior aporte de nutrientes em MCA do que em MCS, está relacionado com a maior produção de serrapilheira (t há⁻¹ ano⁻¹) nessas moitas (MCA= 5,7±1,3 e MCS=3,5±1,7), refletindo principalmente a fração folhas de *Clusia* da que também foi significativamente maior em MCA (4,1±1,4) do que em MCS (1,8±1,1) (Silva, 2003). A maior concentração de Na em MCS pode estar relacionada a uma maior entrada deste nutriente através do "spray" marinho nessas moitas, que diferentemente de MCA apresenta um dossel mais aberto. Apesar das concentrações N na serrapilheira não terem apresentado diferenças entre as categorias de moitas, a fração folhas de *Clusia* apresentou uma menor concentração de N (MCA= 5,9±0,06 e MCS=6,0±0,3 mg/g) em relação as outras folhas (MCA=9,5±0,4 e MCS=8,9±0,8 mg/g). Essa diferença refletiu em uma maior razão C/N em folhas de *Clusia* (MCA=81; MCS=80) do que em outras folhas (MCA=56; MCS=57). Silva, (1999), também encontrou valor semelhante para razão C/N (83) em folhas da serrapilheira de *Clusia* na mesma área de estudo. A baixa concentração de N em folhas de da serrapilheira de *Clusia*, pode indicar retranslocação deste elemento das folhas senescentes para as novas, já que este elemento e reconhecidamente retranslocado em árvores (Villela *et al.* 1999). Silva (1999) avaliando a razão C/N em folhas verdes e da serrapilheira de *Clusia hilariana* em moitas

no PNRJ, verificou que a razão foi maior em folhas da serrapilheira do que em folhas frescas, como resultado da diminuição do N na serrapilheira devido provavelmente a retranslocação deste, já que as concentrações de C não diferiram entre folha frescas e folhas da serrapilheira.

A concentração média de C, N, Ca, Mg, K e Na encontrada na serrapilheira nas moitas da restinga do presente estudo esta próxima a valores encontrados para mata de restinga (Moraes *et al.*, 1999). As concentrações de N e K estão em geral abaixo de valores encontrado em ecossistemas de Mata Atlântica, enquanto as de Ca e Mg estão na faixa reportados para estes.

O padrão de variação sazonal do aporte de nutrientes nas moitas estudadas seguiu o mesmo da produção de serrapilheira (Silva, 2003), também observado em outros estudos (Mazurec, 1998; Moraes 1999; Villela e Proctor, 1999).

4. CONCLUSÕES

Apesar da concentração dos nutrientes da serrapilheira terem sido semelhantes entre as categorias de moitas com exceção de Mg e Na, o aporte de nutrientes foi maior em moitas de *Clusia* adulta (MCA) do que em moitas de *Clusia* senescente (MCS), corroborando a hipótese do presente estudo. O aporte de nutrientes refletiu principalmente a maior produção de serrapilheira nessas moitas, representada principalmente pela fração folhas de *Clusia* que contribuíram com 70% da produção de serrapilheira total em MCA e 50% em MCS. Portanto, as folhas da espécie *Clusia hilariana* são determinantes do padrão de entrada de nutrientes via serrapilheira nas moitas de *Clusia* da formação de *Clusia* na restinga de Carapebus, RJ.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Allen, S.E. (ed) (1989). *Chemical Analysis of Ecological Materials*. 2nd. edition. *Blackwell Scientific*. London
- Araújo, D.S.D., Scarano, F.R., Sá, C.F.C., Kurtz, B.C., Zaluar, H.L.T., Montezuma, R.C.M e 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, Rio de Janeiro*. 39-62
- Henriques, R.P.B., Araújo, D.S.D. e Hay, J.D. (1986). *Descrição e classificação dos tipos de vegetação da restinga de Carapebus, Rio de Janeiro*. *Revista Brasileira de Botânica*. 9: 173-189
- Lacerda, L.D. e Esteves, F.A. (2000). *Restingas Brasileiras: Quinze anos de estudo*. in: Esteves, F. e Lacerda, L.D. (eds). *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. NUPEM/UFRRJ-RJ.
- Mazurec, A. P. (1989). *Produção de serrapilheira e decomposição da serrapilheira em Mata Atlântica de Encosta em duas altitudes, na Serra do Imbé, Norte Fluminense, RJ*. Tese de Mestrado. UENF
- Moraes, R.M., Delitti, W.B.C. e Vuono, Y.S. (1999). *Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forest*. *Revista Brasileira de Botânica*. São Paulo. 22(1): 9-16
- Ramos, M.C.L e Pellens, R. (1993). *Produção de serrapilheira em ecossistema de restinga em Maricá, Rio de Janeiro*. *III Simpósio de Ecossistema da Costa Brasileira*, ACIESP.
- Silva, B. A O. (1999) *Mosaicos Nutricionais na interrelação Vegetação/Solos/Termiteiros em um ecossistema de Restinga, formação aberta de ericácea, RJ*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, SP.
- Silva, A . P. (2003) *Caracterização química do solo superficial, produção de serrapilheira e aporte de nutrientes em moitas da área arbustiva aberta de Clusia da restinga de Carapebus, no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ*. Tese de Mestrado. UENF
- Villela, D.M. e Proctor, J. (1999). *Litterfall mass and chemistry, and nutrient retranslocation in a monodominat Forest on Maracá island, Roraima, Brazil*. *Biotropica*. 31(2): 198-211
- Zaluar, H.L.T. (1997) *Espécies Focais e a Formação de Moitas na*

Restinga Aberta de Clusia, Carapebus, RJ. Tese de Mestrado. UFRJ-RJ

Zaluar, H.L.T. e Scarano, F.R. (2000) *Facilitação em Restinga de Moitas: Um século de buscas por espécies focais*. In: Esteves, F.A e Lacerda, L.D. (eds.). *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. NUPEM/UFRRJ-RJ.

Zar, J.H. (1984). *Biostatistical analyses*. Second ediction. Prentice Hall International, New Jersey, USA.

Composição da macrofauna do solo em florestas de *araucaria angustifolia* (bert.) o. ktze no parque estadual de Campos do Jordão, SP.

Analy de Oliveira Merlim¹, Adriana Maria de Aquino², Elke Jurandy Bran Nogueira Cardoso³

1 e 3 Departamento de Solos e Nutrição de Plantas, ESALQ/USP. CP 9. 13418-900. Piracicaba, SP

¹ Pós-graduanda em Ecologia de Agroecossistema

(aomerlim@esalq.usp.br) ² Pesquisadora da Embrapa Agrobiologia, Lab.de Fauna de Solo, Ant. Rodov. Rio-São Paulo km 47, 23851-970. Seropédica, RJ. ³ Professora Titular.

1. Introdução

A araucária (*Araucaria angustifolia*), espécie vegetal característica da floresta subtropical brasileira, é uma espécie de elevado valor sócio-econômico e ambiental. A excelente qualidade e ampla utilização de sua madeira levou a que fosse considerada uma das espécies nativas mais exploradas no Brasil. O estudo das alterações da comunidade da macrofauna do solo em ecossistemas naturais e alterados, pode evidenciar a influência da quantidade e, principalmente, da qualidade do material vegetal que aporta ao solo, sobre esta fauna, o que justifica o seu uso como indicadora da qualidade do solo (Stork & Eggleton, 1992, Linden et al., 1994). Nesse sentido, em ecossistemas com araucária, o conhecimento da influência desta comunidade no ambiente edáfico poderá dar subsídios aos programas que visam o restabelecimento desta espécie em seu ambiente de origem, o qual se encontra, normalmente, degradado física, química e biologicamente. Este trabalho se propõe a estudar as alterações da comunidade da macrofauna do solo em três situações distintas: em área de mata natural de araucária e em áreas de recuperação com e sem ocorrência do fogo, localizadas no município de Campos do Jordão (SP).

Alguns grupos da macrofauna são conhecidos como “engenheiros do ecossistema” (minhocas, formigas e cupins), porque influenciam os processos do solo através da escavação e/ou ingestão e transporte de material mineral e orgânico do solo. Além disso, ao utilizarem significativa quantidade da matéria orgânica para se alimentarem e produzirem as suas estruturas biogênicas afetam a dinâmica da matéria orgânica do solo. Muito provavelmente a diversidade desses grupos pode promover a diversidade de outros grupos tróficos, gerando comunidades associadas aos transformadores de serapilheira, microfauna e microflora (Lavelle *et al.*, 1997). Assim sendo, a exclusão destes organismos do solo pode reduzir consideravelmente a taxa de decomposição e a liberação de nutrientes da serapilheira; e em relação a outros processos do grupos funcionais (Lavelle, 1996).

2. Material e métodos

Os ecossistemas selecionados para o estudo foram floresta de araucária natural, em clímax, sem interferência antrópica e áreas em recuperação: floresta de araucária introduzida e floresta de araucária impactada pela ação do fogo. Para coletar os indivíduos da macrofauna retiraram-se blocos de solo de 25 x 25 cm de lado e 30 cm de profundidade. Em cada ecossistema foram amostrados dez blocos de solos determinados ao acaso (Anderson & Ingran, 1993). Os animais com tamanho maior que 2 mm foram retirados manualmente e identificados ao nível de ordem. Os animais foram coletados no solo e na serapilheira. A partir dos dados obtidos

foram estimados para cada tratamento o número de indivíduos por metro quadrado (densidade) e sua biomassa. As comparações das comunidades das diferentes áreas de coleta foram realizadas diante a utilização do índice de diversidade de Shannon ($H = -\sum p_i \log p_i$; onde $p_i = n_i/N$; n_i = densidade de cada grupo, $N = S$ da densidade de todos os grupos) e a riqueza dos grupos taxonômicos encontrados. A densidade da comunidade da macrofauna em cada camada de solo e na serapilheira foi submetida a análise multivariada de componentes principais utilizando o programa estatístico SAEG.

3. Resultados e discussão

Como esperado, a floresta de araucária natural apresentou maior abundância e maior diversidade de organismos no solo e na serapilheira que nas áreas em recuperação, evidenciando ser um ambiente adequado como referência da melhor qualidade do solo. Foram coletados um total de 33136 indivíduos por metro quadrado, dentre estes, 62% se encontrava na floresta de araucária natural, 29% se encontrava na área em recuperação com ocorrência de fogo e apenas 9% se encontrava na área em recuperação introduzida. Com base nos índices de diversidade de Shannon e na Riqueza, a serapilheira da floresta de araucária natural apresentou diferença pelo teste de Tukey comparada as demais áreas, apresentando uma maior diversidade. Kennedy e Smith (1995) citam que os índices de diversidade podem funcionar como bioindicadores para estabilidade da comunidade, descrever a dinâmica ecológica da comunidade e o impacto do estresse. No solo, a 0-10 cm de profundidade, a área em recuperação introduzida apresentou diferença das demais áreas por apresentar uma menor diversidade. Não foram encontradas diferenças nas demais profundidades.

Pela análise multivariada de componentes principais a floresta de araucária natural mostrou-se diferenciada das áreas em recuperação, demonstrando que as comunidades da fauna do solo nestas áreas não recuperaram o "status" original. As camadas de serapilheira e solo mostraram-se diferenciadas, devido a distribuição de uma comunidade distinta nessas camadas em termos qualitativos e quantitativos. Não foi observado uma diferenciação entre os pontos da serapilheira nas áreas em recuperação, demonstrando que a fauna do solo em ambas as áreas é muito similar, o que indica a recuperação das comunidades que ocupam a serapilheira após o fogo. Já em relação ao solo, a distância entre os pontos relacionados as áreas de recuperação são maiores, indicando que as comunidades no solo ainda não se recuperaram. Observou-se abundância muito maior de indivíduos imaturos onde não ocorreu o fogo, evidenciando a importância do controle desse evento na reprodução dos organismos do solo. Maior abundância também foi observada dos insetos sociais sem ação do fogo.

4. Conclusão

Foram observadas alterações na densidade e diversidade da macrofauna do solo nos ecossistemas que sofreram intervenção na sua cobertura vegetal. Deste modo, mudanças na abundância relativa e diversidade das espécies de invertebrados do solo constituem-se num bom indicador de mudanças no sistema.

5. Bibliografia

- Anderson, J.M. & Ingram, J.S.I. (1993). *TSBF. A Handbook of Methods*. 2ª ed. 44-46p.
- Kennedy, A.C.; Smith, K.L. (1995). *Microbial diversity and the sustainability of agricultural soils. Plant and Soil*. 170 (1): 75-86, Washington.
- Lavelle, P. (1996). Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biol. Int.*, 33:3-16.
- Lavelle *et al.* (1997). Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur. J. Soil Biol.*, 33 (4):159-193, Paris.
- Linden, R.D.; Hendrix, P.F.; Coleman, D.C.; Van Vilet, P.C.J. (1994). Faunal indicators of soil quality. In: J.W. DORAN; D.C. COLEMAN; D.F. BEZDICEK; B.A. STEWART (Eds) *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Special Publ. 35: 91-106.

Stork, N.E.; Eggleton, P. (1992). Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *Amer Journal of Alternative Agriculture*, 7(1 e 2).

Análise estrutural comparada entre floras arbóreas de fragmentos florestais ao longo da margem do reservatório de Salto Caxias-PR

ANDERSON W. PEZZATTO, CELINA WISNIEWSKI, CARLOS R. SANQUETTA, PAULO DE TARSO L. PIRES
Dep. de Solos, UFPR – R. dos Funcionários, 1540 – Cabral, 80035-050, Curitiba (PR)
cewisni@agrarias.ufpr.br

1. Introdução

A construção da Usina Hidrelétrica de Salto Caxias, no baixo rio Iguacu, região oeste do Paraná, resultou na formação de um grande reservatório, que trará alterações não só na paisagem local, mas também possivelmente nas condições da água, do microclima, do solo, da flora e da fauna. A vegetação e os solos localizados na linha marginal ao reservatório não estão adaptadas a uma situação de alagamento. Através do estabelecimento de unidades experimentais, estão sendo monitoradas, nos últimos cinco anos, as modificações ocorridas no novo ambiente objetivando caracterizar o impacto do reservatório sobre a vegetação e o solo da faixa marginal e das ilhas formadas. Os dados estão sendo comparados com áreas suficientemente fora da influência do reservatório, acompanhando o processo de sucessão vegetal e tentando identificar a extinção, a substituição e o aparecimento de espécies no ecossistema modificado. O reservatório situa-se no terceiro planalto do Paraná, entre os municípios de Capitão Leônidas Marques e Nova Prata do Iguacu, região oeste do estado, posicionado entre as coordenadas geográficas 25° 32' 35" de latitude sul e 53° 29' 43" de longitude oeste. O clima local segundo KÖEPPEN (1948), é do tipo Cfa. A região de estudo faz parte do chamado Altiplano Basáltico Paranaense, constituído por rochas predominantemente vulcânicas (basaltos) que ocorrem sob a forma de camadas, com espessura que podem variar de cerca de 5 metros a mais de 50 metros (COPEL, 1993). O relevo confere ao rio Iguacu um curso sinuoso, vales encaixados com patamares nas encostas, desenvolvendo seu curso em áreas de fraqueza das rochas efusivas representadas pelo intenso fraturamento e pela disjunção e seqüência dos derrames (IBGE, 1990). Os solos predominantes na região são os NEOSSOLOS LITÓLICOS, os CAMBISSOLOS, os NITOSSOLOS e os LATOSSOLOS (EMBRAPA, 1999). A área de estudo encontra-se em uma Zona de Tensão Ecológica e é caracterizada pelo contato entre a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Semidecidual, com um nítido predomínio desta última. A altitude é o principal fator que determina a ocorrência de uma ou outra tipologia no local considerado (VELOSO, 1991).

2. Métodos

O trabalho iniciou-se com a elaboração de uma carta base de classificação tipológica da vegetação, a partir de uma imagem de satélite, com apoio de fotos aéreas e mapas topográficos disponíveis, além de incursões ao campo. Os estágios sucessionais encontrados na região foram: campo (pastagem abandonada), capoeirinha, capoeira, capoeirão e floresta secundária. Foram instaladas 40 parcelas permanentes de formato retangular 10 X 25 m, distribuídas de forma a abranger todos os estágios sucessionais. Em grupos de 4, as parcelas ficaram justapostas, com seu eixo maior paralelo à margem do reservatório distando em 5 metros desta. Essa disposição na forma de transecto visa analisar o comportamento da vegetação e do solo nos diferentes gradientes a medida que se afastam do espelho d'água. As unidades amostrais estão compartimentadas em sub-unidades, com dimensões de 5 x 10 m e ainda 2 x 5 m, destinadas ao levantamento de indivíduos de diferentes classes dimensionais. O compartimento A abrange a unida-

de amostral de 10 x 25 m onde são mensurados os indivíduos com diâmetro a altura do peito (DAP) superior a 10 cm; o compartimento B compreende a sub-unidade de 5 x 10 m e nesta são mensurados os indivíduos com DAP entre 3,8 e 10 cm; por fim, o compartimento C abrange a sub-unidade de 2 x 5 m na qual são estudados os indivíduos que compõem a regeneração natural, com DAP inferior a 3,8 cm e altura superior a 3 m. O trabalho de coleta de dados de vegetação na primeira amostragem deu-se no período entre novembro de 1998 e fevereiro de 1999. A segunda tomada de dados foi realizada em janeiro de 2000, a terceira amostragem entre os meses de agosto e setembro de 2001, a quarta no mês de outubro de 2002, e a quinta entre os meses de junho e julho de 2003. O solo foi caracterizado através de tradagens e nas parcelas inicial e final de cada transecto foram coletadas amostras compostas para análise química de rotina. Como testemunhas foram alocadas parcelas em regiões semelhantes, sem influência do corpo d'água.

3. Resultados

Foram mensurados 578 indivíduos na primeira amostragem, sendo detectadas 109 espécies distintas, das quais 44 foram identificadas em nível de espécie, 16 em nível de gênero, 30 em nível de família e 39 ainda não foram identificadas por falta de material fértil. O número de famílias chegou a 33, devendo aumentar depois de concluídas as atividades de identificação botânica. Na segunda amostragem, foram mensurados 628 indivíduos, na terceira, foram mensurados 698 indivíduos. Na quarta coleta de dados foram amostrados 782 indivíduos, e na quinta amostragem foram mensurados 847 indivíduos, sendo que não houve ingresso de nenhuma espécie diferente das encontradas na primeira amostragem. Em todas as parcelas identificou-se o NEOSSOLO LITÓLICO eutrófico, com profundidade média de 20 cm, em declividades médias de 47%, (variando de 14 a 76%). Na parcela com pastagem abandonada apenas na quarta amostragem foram mensurados indivíduos arbóreos das classes diamétricas inferiores, destacando *Cordia trichotoma* e *Psidium guajava*. Os valores de IVI obtidos na quinta amostragem para os compartimentos B e C são 1350 e 2250 ind./ha respectivamente. Quanto a área basal, os mesmos compartimentos tiveram 0,41 e 3,21 m²/ha. Nessa área predomina a grama-estrela (*Cynodon* sp.), sobre solos de textura argilo-siltosa, com 20 cm de profundidade, muito pedregosos, em declividade de 33%. Nas parcelas com capoeirinha, as espécies predominantes foram *Cecropia* sp., *Aloysia virgata* e *Piper* sp., em solo com 28 cm de profundidade média, textura franco-argilosa, moderadamente pedregoso, com declividade de 52% e com a presença de erosão em sulcos, muitos e médios. Os valores de IVI e área basal obtidos na quinta amostragem para os diferentes compartimentos dessa sere sucessional foram 170 ind./ha e 3,21 m²/ha para o compartimento A, 2600 ind./ha e 8,04 m²/ha para o compartimento B, e, 4750 ind./ha e 2,75 m²/ha para o compartimento C. As áreas com capoeira caracterizaram-se pela presença de *Ocotea puberula*, *Casaria sylvestris* *Aloysia virgata*, como espécies mais importantes. Os valores obtidos em IVI e área basal na última amostragem são: 520 ind./ha e 12,65 m²/ha para o compartimento A; 1967 ind./ha e 5,93 m²/ha para o compartimento B; 3417 ind./ha e 2,11 m²/ha para o compartimento C. A profundidade média do solo foi de 28 cm com textura argilo-siltosa, muito pedregoso, em declividade de 36% e com erosão não aparente. No capoeirão as espécies mais importantes foram *Ocotea puberula*, *Alchornea triplinervia* e *Peschiera fuchsiaeolia*, sobre um solo de textura argilo-siltosa, com 15 cm de profundidade, muito pedregoso, em relevo com 26 % de declividade e com erosão laminar. Seus valores de IVI e área basal foram 640 ind./ha e 21,52 m²/ha para o compartimento A; 1500 ind./ha e 4,43 m²/ha para o compartimento B; e 4500 ind./ha e 2,71 m²/ha para o compartimento C. Na floresta secundária, as espécies com maior valor de importância foram *Nectandra megapotamica*, *Sorocea bomplandii*, *Euterpe edulis*, *Aspidosperma polyneuron*, *Cordia trichotoma* e, sobre solo de textura

franco-argilosa, com 20 cm de profundidade, muito pedregoso, em relevo com 14% de declividade. Os valores para o IVI e área basal foram 690 ind./ha e 22,55 m²/ha para o compartimento A; 1300 ind./ha e 4,55 m²/ha para o compartimento B; e 3750 ind./ha e 1,91 m²/ha para o compartimento C. Nas parcelas com floresta nativa remanescente, as espécies mais importantes foram *Nectandra megapotamica*, *Syagrus romanzofianum* e *Ocotea sylvestris*. Com valores de IVI e área basal para o compartimento A de 336 ind./ha e 22,46 m²/ha respectivamente. Desenvolvendo-se em solos de textura argila, muito pedregoso, com 20 cm de profundidade, em relevo com 30% de declividade. É possível observar também que os valores de densidade e área basal da vegetação, nos compartimentos A e B das fases iniciais da sucessão são considerados relativamente baixos se comparados aos de outras florestas paranaenses. No compartimento C, o qual compreende os indivíduos da menor classe diamétrica, observa-se as alterações mais significativas em especial na densidade, indicando que a dinâmica de sucessão apresenta-se ainda nos estágios iniciais devido ao estado de alteração em que se encontra a vegetação em estudo. É provável que as espécies características da regeneração natural estejam sofrendo influência das alterações ambientais provocadas pelo reservatório, sendo, no entanto, necessária uma comprovação desta afirmação. As características químicas dos solos de todas as parcelas foram muito semelhantes, com as áreas sob pastagem apresentando a maior saturação em bases muito provavelmente em função de adubação química efetuada anteriormente. O solo sob a floresta nativa remanescente apresentou o menor teor em bases. Os teores de carbono foram semelhantes e isso pode estar relacionado com a provável maior deposição de matéria orgânica relacionada com a maior densidade da vegetação nos estágios iniciais de sucessão e à forma de incorporação da mesma nos sistemas com pastagem. As características do solo em relação à profundidade, pedregosidade, textura (altos teores de silte) e declividade, indicam sua fragilidade e alta suscetibilidade a erosão, observada mesmo nas áreas em estágio intermediário de sucessão. Portanto sua proteção pela vegetação é muito importante, para evitar deposição de sedimentos e quantidade considerável de nutrientes no reservatório, já que todos os solos são eutróficos. A despeito da vegetação, pode-se considerar que os remanescentes florestais, mostram predominância da Floresta Estacional Semidecidual, fato mostrado tanto no número de espécies típicas, como na vitalidade e dominância dos elementos arbóreos de uma forma geral. A vegetação arbórea estudada apresenta comunidades de diferentes estágios sucessionais, mesclando espécies heliófitas com aquelas características de floresta clímax. São poucos os remanescentes de florestas bem estruturadas, e freqüentemente situam-se em locais de topografia acidentada, com solos inadequados à prática agropecuária. A maior ocorrência é de comunidades classificadas como capoeiras e capoeirões, devido a pequena dimensão de suas árvores, a alta densidade do sub-bosque, e composição florística determinada por espécies pioneiras, heliófitas, de rápido crescimento e baixa longevidade.

4. Conclusão

Pode-se constatar que os componentes da classe dimensional de maior porte, compreendidas pelo compartimento amostral A parecem não ter sofrido alterações significativas devido à influência do reservatório, provavelmente devido à maior estabilidade estrutural encontrada nesta classe dimensional, mais próxima do estágio clímax. A classe intermediária sofreu acréscimo nos valores de densidade e dominância, principalmente, o que denota o acelerado processo sucessional que esta classe vêem sofrendo no sentido de atingir um maior equilíbrio estrutural. Já a classe compreendida pela regeneração natural sofreu forte decréscimo em seus valores fitossociológicos indicando algum problema em seu desenvolvimento normal, possivelmente devido às alterações ambientais acarretadas pela formação do reservatório. A continuidade do

monitoramento é imprescindível, pois o comprometimento da regeneração natural, a longo prazo, terá efeitos sobre a sustentabilidade dos ecossistemas florestais

5. Referências Bibliográficas

COPEL. Estudo de Impacto Ambiental – Meio Físico – Vol. II. Companhia Paranaense de Energia. Paraná. 1993.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Sistema brasileiro de classificação de solos. Brasília. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro, 1999. 412p

KÖEPPEN, W. Climatologia, com um estudo de los climas de la tierra. Tradução Pedro Pérez, 1ª ed. Em espanhol, 1948. 478p

MAACK, R. Geografia Física do Estado do Paraná. Curitiba, Banco de Desenvolvimento o Paraná/ Universidade Federal do Paraná/ Instituto de Biologia e Pesquisas Tecnológicas, 1968, 260 p

VELOSO, H. P.; FILHO, A. L. R. R.; LIMA, J. C. A., Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal. Rio de Janeiro. IBGE, Departamento de recursos Naturais e estudos Ambientais, 1991.

Simulação de irradiância de ondas curtas em ambientes montanhosos

Brenner Stefan Gomes Silva & Dalton de Morisson Valeriano
Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) / Divisão de Sensoriamento Remoto (DSR)
brenner@ltid.inpe.br

1. Introdução

A irradiância de ondas curtas (IOC) provinda do sol é fornecida aos ecossistemas terrestres após sua interação com a atmosfera. Esta energia controla a temperatura da superfície, trocas energéticas com a atmosfera por advecção e correntes de convecção, a evapotranspiração, fotossíntese e respiração das plantas [1]. Dessa forma o funcionamento e auto-regulação do ecossistema dependem diretamente das condições locais de irradiância. Para entender esses processos micro-climáticos associados à paisagem faz-se necessário utilizar um modelo espacial que possibilite calcular a orientação da superfície e efeitos de sombreamento a partir da geometria descrita pelo sol e pela superfície. A topografia acentuada de regiões montanhosas impõe alta variabilidade espacial de IOC e, somada a dinâmica temporal, pode ser modelada em ambientes de processamento de imagens e geoprocessamento. Como resultado, mapas de IOC servem de subsídio ao estudo de ecossistemas e para orientar o uso sustentável do ecossistema.

2. Área de Estudo

Uma parte da Serra da Mantiqueira, delimitada pelos paralelos oeste 45°30' e 44°30' e sul 22°45' e 22°15' é utilizada no desenvolvimento de uma metodologia para o mapeamento da IOC. Nesta região os picos mais altos ultrapassam 2700m de altitude e um corredor florestal estende-se pela crista da serra de sudoeste a nordeste sendo limitado à sudeste pelo vale do Paraíba, que em média tem 500m de altitude, e pelo planalto sul-mineiro à noroeste.

2. Materiais

Neste trabalho foi utilizado o modelo digital de elevações (MDE) obtido a partir das curvas de nível digitalizadas das cartas topográficas do IBGE na escala 1:50.000. Uma imagem de satélite Landsat ETM+ (cena 218/76 de 31/5/2002) radiometricamente corrigida serve para o cálculo do albedo da superfície. A correção geométrica é feita com base em um mosaico georreferenciado fornecido pela NASA [2]. Alguns parâmetros necessários para descrever a atmosfera e sua influencia no processo de transferência radiativa foram obtidos em modelos padrões executando o 6S [3]. A simulação de irradiância é realizada com o uso das ferramentas disponíveis no Image Processing Workbench (IPW) [4], em ambiente Unix, e posteriormente são convertidos para o SPRING. Dados meteorológicos fornecidos por plataformas de coleta de dados

(PCD) instaladas dentro da área de estudo servem como valores observados de irradiância para validação e correção dos valores simulados.

3. Método

A construção de Modelos Digitais de Elevação (MDE) a partir das curvas de nível é realizada aqui com a interpolação por *krigagem*. Este procedimento pode ser facilmente executado no SPRING através das ferramentas de análise geoestatística. Devido ao tamanho da área de estudo amostras englobando regiões montanhosas são submetidas aos processos de amostragem, análise geoestatística e interpolação, em encadeamento não-linear da mesma maneira descrita por [5].

Utilizando o modelo de transferência radiativa 6S [3] corrigiu-se a imagem Landsat ETM+ eliminando os efeitos atmosféricos sobre sua radiometria. Em seguida esta imagem, assim como o MDE, é ajustada ao mosaico georreferenciado da NASA. Trata-se de um mosaico disponível na internet e seu traslado para o SPRING é bastante simples, mas requer alguns cuidados [8]. Georreferenciada a imagem Landsat ETM+ tem seus valores digitais transformados para valores de reflectância [8]. Como descreve [7] e [8], aplicando-se pesos sobre as bandas 2, 4 e 7 da imagem reflectância obtêm-se os valores de albedo de superfície. Os valores médios são associados ao mapa de cobertura da terra, obtido através da segmentação e classificação não-supervisionada (ISOSEG) da imagem [5]. Os limites das classes resultantes floresta primária, floresta secundária, reflorestamento, campos de altitude, pasto e agricultura e área urbana recebem os valores 0.11, 0.13, 0.11, 0.11, 0.12 e 0.15 que resulta no mapa de albedo utilizado como entrada na simulação de IOC.

O MDE é utilizado para descrever as interações entre a atmosfera e a superfície em um conjunto de ferramentas que simula a transferência da radiância solar na atmosfera. Para isso são utilizados alguns parâmetros extraídos de um modelo padrão (atmosfera tropical e modelo continental de aerossóis) e pela execução do 6S [3]. A profundidade óptica (t), o fator de assimetria de espalhamento (g) e o albedo de espalhamento simples (w) servem para descrever o papel da atmosfera como meio atenuador da radiância em diferentes altitudes e com propriedades de espalhamento isotrópico. A simulação da irradiância de ondas curtas (IOC) para um céu sem nuvens foi feita no IPW. As ferramentas ali disponíveis proporcionam um amplo conjunto de análises espaciais e permitem derivar parâmetros do terreno (MDE) e explorar a geometria solar para calcular valores de irradiância em diferentes datas.

As funções *solar* e *sunang* calculam a irradiância exoatmosférica (entre 0.3 e 4.0mm que corresponde a IOC) e a posição do sol para uma certa data e hora. A função *viewf* é usada para derivar dois parâmetros importantes do MDE: o fator de visibilidade do céu e o fator de configuração do terreno a partir de ângulos horizontais locais. Programas escritos em "*Shell script*" executam estas e outras rotinas do IPW tais como: *elevrad* para calcular as irradiância direta e difusa normal ao horizonte, *shade* para inclinação solar e máscara de sombra, *gradient* para declividade e azimute do terreno e *toporad* para irradiância global. Simula-se assim a distribuição espacial da irradiância solar em diferentes horários e em três dias de condições extremas do ano: os solstícios de verão (22 de Dezembro) e inverno (21 de Junho) e o equinócio de primavera (23 de Setembro). Desta forma, as porções direta e indireta da irradiância foram calculadas em matrizes com 30x30 metros de resolução (a mesma que o MDE e o mapa de albedo). A simulação da irradiância direta leva em conta a radiância direta e sua dependência geométrica após a identificação de áreas sombreadas. A irradiância indireta leva em conta a radiância espalhada no céu. As matrizes de fator de visibilidade do céu e a radiação refletida pelo terreno ao redor são utilizadas para completar a soma destes dois componentes na irradiância global.

Medidas de irradiância na superfície obtidas nas seis estações meteorológicas (PCDs), foram utilizadas para validação e correção

dos valores simulados. Uma simulação específica dentro do mesmo intervalo de medição das PCDs (0.4 a 1.1mm) foi realizada para um dia de céu livre de nuvens escolhido a partir da observação de imagens dos satélites GOES [10]. Valores pontuais, nas mesmas coordenadas das estações, foram comparados aos dados das PCDs e as médias da diferença entre os dois valores foram analisadas dividindo o dia em quatro períodos de três horas das 6:00 as 18:00. Percebeu-se que os valores simulados foram superiores aos observados no primeiro e último períodos do dia e inferior nos demais. As matrizes resultantes do IPW foram subtraídas de forma diferenciada de acordo com uma função exponencial para cada período e de acordo com a interferência por aerossóis, que diminui com a altitude.

4. Resultados

A distribuição dos valores de irradiância em 21 momentos do dia são observados nas encostas de diferentes orientações. Percebe-se a variabilidade proporcionada pelo movimento aparente do sol a esta latitude e as encostas e vales que dispõem de maior ou menor irradiância em cada hora do dia. A integração dos dados diários de irradiância possibilita a observação da dinâmica anual sobre a superfície da serra da Mantiqueira e vale do Paraíba. Atribuindo para os dias de solstício de inverno, de verão e equinócio as cores vermelho, verde e azul respectivamente percebe-se que uma tonalidade avermelhada (magenta) caracteriza as encostas voltadas para o norte, que recebem maior irradiância em grande parte do ano inclusive no inverno. No solstício de verão as encostas voltadas para o sul recebem maior irradiância e apresentam tom esverdeado. Áreas escuras são as que recebem menor irradiância e correspondem aos fundos de vales e as partes baixas da área, visto que a atenuação por aerossóis também foi considerada.

5. Conclusões

A parametrização adequada das propriedades ópticas da atmosfera e o uso de dados observados de radiação solar são necessários para garantir valores realísticos na simulação de irradiância. Propriedades atmosféricas generalizadas e mapas de albedo simplificados servem como parâmetros de entrada em uma simulação prévia da irradiância de ondas curtas no IPW. Em regiões montanhosas os efeitos altitudinais podem ser corrigidos em função de valores medidos por estações meteorológicas situadas em diferentes altitudes. Assim a distribuição potencial (céu claro) de irradiância de ondas curtas pode ser introduzida em modelos ecológicos e também utilizada na segmentação da região com o objetivo de caracterizar e dar suporte a levantamentos de campo e pesquisas que relacionam as condições micro-climáticas e o ecossistema.

6. Referências Bibliográficas

- [1] Oke, T.R. (1987) *Boundary Layer Climates*. London: Methuen & Co., 435 p.
- [2] NASA. ESAD-MrSid Image Server. (Fev. 2003) [online]. <<https://zulu.ssc.nasa.gov/mrsid>>.
- [3] Vermote, E.; Tanré, D.; Deuzé, J.; Herman, M. e Morcrette, J. (1997) Second simulation of the satellite signal in the solar spectrum: An overview. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 35: 675-686.
- [4] Frew, J. (1990) *The Image Processing Workbench. Phd Thesis (Department of Geography - University of California)*. Santa Barbara, USA. 382p.
- [5] Valeriano, M. M. (2002) Modelos digitais de elevação de microbacias elaborados com krigagem. Publicação interna: INPE - São José dos Campos. 32 p. (INPE-9364-RPQ/736).
- [6] Luiz, A.J.; Gürtler, S.; Gleriani, J.M.; Epiphânio, J.C.N.; Campos, R.C. (2003) Reflectância a partir do número digital de imagens ETM+. *Anais do XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, CD ROM: 2071-2078. São José dos Campos.
- [7] Dugay, C.R. e LeDrew, E.F. (1992) Estimating surface reflectance and albedo from Landsat-5 Thematic Mapper over rugged

terrain. *Photogrammetric Eng. & Remote Sensing* 58:(5)551-558

- [8] Silva, B.S.G.; Valeriano, D.M. (2003) Georeferenciamento e análise da correção atmosférica para o cálculo de albedo usando o sensor Landsat ETM+. *Anais do XI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, CD ROM:109-116. São José dos Campos.
- [9] Santos, J.S.M. (2002) Análise da Paisagem de um corredor ecológico na Serra da Mantiqueira. *Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto - INPE)*. São José dos Campos.
- [10] CPTEC - Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos (Abr 2002). *Site Institucional* [online].< <http://www.cptec.inpe.br> >.

Efeitos da arquitetura da planta na diversidade de insetos de vida livre associados a *Baccharis* (Asteraceae) na Cadeia do Espinhaço-MG.

Bruno G. Pacheco (zooskt@ig.com.br), *Renato R. Ferreira*, *Francisco R. de Andrade Neto*, *Frederico S. Neves*, *Mário M. Espírito-Santo & G. Wilson Fernandes*.
Lab. de Ecologia Evolutiva de Herbívoros Tropicais, DBG/ICB, CP 486, Universidade Federal de Minas Gerais, CEP 30161-970, Belo Horizonte-MG.

1. Introdução

Vários fatores afetam a diversidade de insetos herbívoros em suas plantas hospedeiras, tanto do primeiro como do terceiro nível trófico. A qualidade da planta hospedeira exerce um forte controle sobre as populações de seus herbívoros associados. Assim, características como taxa de crescimento dos ramos (Price 1991), produção de folhas, flores e frutos (Ngakan & Yukawa 1997, Espírito-Santo & Fernandes 1998), concentração de substâncias químicas (Abrahamson et al. 1991), conteúdo de água e nutrientes em seus tecidos (Waring & Price 1990) e a complexidade estrutural da planta (Lawton 1983). Vários estudos já demonstraram que a riqueza de herbívoros associados às plantas hospedeiras cresce de ervas para arbustos e destes para árvores (Lawton 1983). Além disso, a riqueza de herbívoros dentro do gênero *Opuntia* (Cactaceae) varia positivamente com um índice arquitetural calculado a partir de cinco variáveis medidas em cada espécie de planta hospedeira (Moran 1980).

Plantas hospedeiras taxonomicamente relacionadas usualmente apresentam pouca variação em relação aos requerimentos de um herbívoro (Bush 1975). Desta forma, é possível que a análise das variações arquiteturais das plantas em espécies de plantas hospedeiras congênicas forneça importantes informações sobre os mecanismos que determinam a diversidade de seus herbívoros de vida livre associados. *Baccharis* é o maior gênero da subtribo Baccharidinae (Asteraceae), com mais de 500 espécies (Boldt 1989). Apresentando 70 das 121 espécies ocorrentes no Brasil, Minas Gerais é um dos estados de maior diversidade de espécies de *Baccharis* (Barroso 1976). A arquitetura de espécies deste gênero é bastante variada, compreendendo desde ervas até arbustos de 2-3 metros de altura. Este trabalho tem como objetivo determinar os efeitos da arquitetura de diferentes espécies de *Baccharis* na diversidade de herbívoros de vida livre sustentada por estas plantas.

2. Material e Métodos

As amostragens foram concentradas principalmente em regiões de cerrado e campos rupestres em Minas Gerais, principalmente nas regiões de Diamantina e Serra do Cipó (19°20'S e 43°44'W), Ouro Preto e Mariana (20°23'S e 43°34'W), situadas na porção sul da Cadeia do Espinhaço. As coletas foram realizadas de novembro de 2002 a março de 2003. A comunidade de insetos herbívoros de vida livre associada a 30 indivíduos de 18 espécies de *Baccharis*. Todos os indivíduos tiveram todos os herbívoros de vida livre retirados com o auxílio de um guarda-chuva entomológico, fixados e identificados até o nível taxonômico possível. As plantas tiveram

sua altura medida e foram contados o número total de ramos de segundo, terceiro, quarto níveis. Em 3 ramos escolhidos ao acaso, foram contadas as ramificações nos 15 últimos centímetros de cada ramo. Dezesenas plantas foram coletadas e secas em estufas a 60 °C por duas semanas e pesadas para determinação da biomassa de cada espécie.

Para avaliar os efeitos da arquitetura da planta em sua riqueza de herbívoros, foi realizada uma análise discriminante entre os parâmetros arquiteturais medidos para cada espécie. Os escores dos grupos obtidos a partir desta análise foram considerados como índice de arquitetura das espécies de *Baccharis* e foram relacionados à riqueza de insetos de vida livre em cada espécie através de regressão linear simples. Além disso, foi verificado qual parâmetro influencia mais a riqueza de herbívoros, através de regressão linear múltipla. A abundância de formigas também foi incluída nesta última análise, de forma a se verificar os efeitos do patulhamento das plantas por formigas na riqueza de insetos de vida livre.

3. Resultados

Nas 16 espécies de *Baccharis* foi coletado um total de 697 insetos, dos quais 426 eram mastigadores, principalmente Coleoptera. Os outros 271 foram sugadores, em sua maioria Homoptera. A riqueza total de morfo-espécies de insetos associadas às 16 espécies de *Baccharis* foi de 181, sendo que *Baccharis dracunculifolia* foi a espécie onde se observou o maior riqueza de mastigadores, com 16 morfo-espécies. *Baccharis brachylaenoides* apresentou a menor riqueza desta guilda, com apenas 1 morfo-espécie. Os sugadores tiveram maior riqueza em *B. ramosissima* e *B. reticulata*, com 10 morfo-espécies. A menor riqueza dessa guilda foi observada em três espécies diferentes: *B. serrulata*, *Baccharis* sp. 1, *Baccharis* sp. 2, com apenas uma morfo-espécie de sugador para cada espécie de planta. A riqueza e abundância de herbívoros foi alta nas espécies de *Baccharis*, considerando-se o porte das plantas (geralmente até 2m).

O índice de arquitetura da planta obtido a partir da análise discriminante influenciou positivamente a riqueza de insetos herbívoros de vida livre das 16 espécies de *Baccharis* ($r^2 = 0,27$, $p < 0,05$, $y = 12,1x + 2,61$). Entretanto, este parâmetro não explicou uma parcela significativa da variação na riqueza de herbívoros (27% apenas). A análise de regressão linear múltipla mostrou que a altura e a biomassa das plantas foram os fatores que mais influenciaram a riqueza de insetos ($r^2 = 0,72$, $p_{alt} < 0,05$, $p_{alt} < 0,01$). Estes resultados indicam que estes insetos respondem ao tamanho e à área disponibilizada pela planta hospedeira e não à complexidade arquitetônica das espécies de *Baccharis*. Este padrão contrasta com o obtido para a riqueza de insetos galhadores em 18 espécies de *Baccharis* (mesmos autores, dados não publicados). Como insetos galhadores necessitam de tecidos jovens em crescimento para seu desenvolvimento, sua riqueza foi positivamente relacionada ao número de ramificações e ramos de 4º nível, que indicam o número de meristemas da planta. Insetos de vida livre não apresentam o mesmo grau de especialização de galhadores, não sendo tão dependentes de meristemas ativos para sua alimentação. Desta forma, a riqueza de herbívoros de vida livre foi influenciada predominantemente pelo tamanho das plantas hospedeiras.

4. Conclusões

A riqueza de insetos herbívoros de vida livre nas 16 espécies de *Baccharis* foi alta, considerando-se o porte das plantas hospedeiras. O número de espécies é pouco influenciado pelo índice de arquitetura, representado pela combinação das variáveis arquitetônicas (obtido a partir de uma análise discriminante). A altura e biomassa da planta foram os parâmetros que influenciaram positivamente a riqueza de herbívoros, indicando que estes insetos respondem ao tamanho da planta hospedeira e não à sua complexidade arquitetônica. Este padrão é diferente do obtido para insetos galhadores em estudo semelhante, já que estes são fortemente afetados pela disponibilidade de tecidos meristemáticos ativos. O

baixo grau de especialização e a pouca dependência de meristemas para a alimentação são provavelmente responsáveis pela ausência de efeito da arquitetura das espécies de *Baccharis* na riqueza de herbívoros de vida livre. Ao contrário de estudos anteriores, que consideraram apenas 3 níveis de complexidade arquitetônica (ervas, arbustos e árvores), este estudo permite uma determinação mais precisa dos mecanismos que influenciam a riqueza de herbívoros em suas plantas hospedeiras.

5. Referências bibliográficas

- Abrahamson, W. G., K. D. McCrea, A. J. Whitwell & L. A. Vernieri. 1991. The role of phenolics in goldenrod ball gall resistance and formation. *Biochem. Syst. Ecol.* 19: 615-622.
- Barroso G. M. (1976) Compositae – subtribo Baccharidinae Hoffman: estudo das espécies ocorrentes no Brasil. *Rodriguesia* 40: 3-273.
- Boldt, P. E. 1989. *Baccharis* (Asteraceae), a review of its taxonomy, phytochemistry, ecology, economic status, natural enemies and the potential for its biological control in the United States. USDA, Agricultural Research Service. Grassland, Soil and Water Research Laboratory. Temple, Texas.
- Bush, G. L. 1975. Sympatric speciation in phytophagous insects. pp. 187-206. *In* P. W. Price (Ed.). *Evolutionary strategies of parasitic insects and mites*. Plenum Press, New York.
- Dyer, L. A., & Letourneau, D.K. 1999. Relative strengths of top-down and bottom-up forces in a tropical forest community. *Oecologia*, 119: 265-274.
- Espírito-Santo, M. M. & Fernandes, G. W. 1998. Abundance of *Neopelma baccharidis* (Homoptera: Psyllidae) galls on the dioecious shrub *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae). *Environmental Entomology* 27: 870-876.
- Lawton, J. H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Ann. Ver. Entomol.* 28: 23-39
- Ngakan, P. O. & J. Yukawa. 1997. Synchronization with host plant phenology and gall site preference of *Dinipponaphis autumnae* (Homoptera: Aphididae). *Appl. Entomol. Zool.* 32: 81-90.
- Moran, N. and W. D. Hamilton. 1980. Low nutritive quality as defense against herbivores. *Journal of Theoretical Biology* 86: 247-254
- Price, P. W. 1991. The plant vigor hypotheses and herbivore attack. *Oikos* 62: 244-251.
- Waring, G. L. & P. W. Price. 1990. Plant water stress and gall formation (Cecidomyiidae: *Asphondylia* spp.) on creosote bush. *Ecol. Entomol.* 15: 87-95.

Quantificação de Mercúrio em Bagre (*Rhamdia quelen* Quoy & Gaimard, 1824) da Bacia Hidrográfica do Rio Piracicaba, MG

Carolina Decina^a, Irene A. Arantes^a, Maria Tereza C. Pinto^a, Leonardo S. Rodrigues^b

^aPPG Zoologia de Vertebrados de Ambientes Impactados/PUC.Minas (carol_decina@yahoo.com.br) ^bgraduação em Ciências Biológicas/PUC.Minas

1. Introdução

A poluição das bacias hidrográficas por metais pesados, tem despertado grande interesse nos órgãos ambientais por seus efeitos adversos aos ecossistemas. Nos ambientes aquáticos, onde não são degradáveis, os metais são altamente tóxicos, podendo se incorporar na cadeia alimentar onde atingem os níveis mais elevados (peixes). O sedimento, por ser o local de integração de todos os processos que ocorrem no rio e pela sua capacidade de formar compostos estáveis, tornam-se o compartimento mais importante do sistema, na avaliação do nível de contaminação da bacia (Esteves, 1988; Maurice-Bergoin et al, 2000). O rio Piracicaba, um dos

principais tributários do rio Doce, é também um dos rios mais poluídos do país (Guerra, 1993). Sua bacia hidrográfica parcialmente localizada na Quadrilátero Ferrífero (Zona Metalúrgica) do estado de Minas Gerais, suporta uma população de 700 000 habitantes, centrada economicamente em 3 atividades principais, ligadas entre si: mineração, siderurgia e reflorestamento com *Eucalyptus* (Guerra, op. cit.), cujos reflexos negativos são percebidos diretamente nos corpos d'água. Dentre eles, assume especial importância o garimpo de ouro, ainda hoje presente clandestinamente nos vales do canal principal e tributários (Oberdá, 1996; FEAM, 1995). O lançamento do Hg usado na amalgamação do ouro, em especial nos ecossistemas aquáticos, contaminando os peixes capturados (pesca esportiva) e consumidos pela população, se constitui em um dos principais problemas de saúde pública na região, à modelo do que também se verifica no Pantanal Matogrossense (Lacerda et al, 1991; Hylander et al, 1994) e na bacia amazônica (Pfeifer et al, 1989; Malm et al, 1990; Maurice-Bergoin et al, 2000). O objetivo do presente trabalho foi quantificar os teores de Hg total no tecido muscular de bagre de um segmento do rio Piracicaba e relacioná-los aos teores medidos no rio (sedimento e água), as suas características limnológicas, às solo do entorno (clima, relevo) e às ações antrópicas da bacia.

2. Material e Métodos

Área de Estudo- O rio Piracicaba, nasce na Serra do Caraça, no município de Ouro Preto, a 1680 m e após percorrer 241 Km sobre um gradiente acentuado do relevo, deságua no rio Doce, entre os municípios de Ipatinga e Timóteo (CETEC, 1988). Com uma área de 5868 Km² sua bacia hidrográfica localiza-se na Zona Ocidental do norte da serra da Mantiqueira que abrange o Complexo Gnaisico do Super Grupo Rio das Velhas (rochas metasedimentares e vulcânicas) e o Super Grupo Minas, responsáveis pela litologia variada observada no seu interior, representada por quartzo, micaxistos, minérios de ferro, dolomitas, manganês, bauxita, e jazidas de alexandrita, água marinha, topázio, hematita e ouro na forma de aluvião ao longo dos vales do rio e de seus tributários, exploradas economicamente pela população da região (Ecodinâmica, 1999). O Latossolo Vermelho Amarelo predominante da bacia, suporta uma vegetação típica de Floresta Pluvial Tropical ou de Mata Atlântica, em avançado estado de desmatamento frente às atividades de mineração, pastagens, agricultura irrigada, pecuária, indústrias variadas e reflorestamentos com *Eucalyptus* usado como carvão vegetal na siderurgia (Guerra, 1993). Acompanhando a vegetação, no interior de áreas de preservação situadas ao longo dos cursos dos rios, como na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) da Hidrelétrica de Piracicaba, observam-se espécies variadas de peixes nativos e exóticos, aves e mamíferos (Ecodinâmica, 1999). A proximidade da bacia à cidade de Belo Horizonte, contribuiu para o desenvolvimento da região, com o surgimento de microcentros urbanos, cujas atividades econômicas dependem direta ou indiretamente do rio e tributários (CETEC, 1988, FEAM, 1995) O uso indiscriminado do solo para as práticas agrícolas, industriais e em especial de mineração, tem propiciado um acelerado estado de eutrofização da rede hidrográfica e gerado para a bacia, o mosaico de paisagens antrópicas, como as verificadas no seu interior. O clima mesotérmico (Cwb) da região, caracterizado por um verão quente e úmido (precipitações anuais de 1400 mm) e inverno seco, com temperaturas médias de 22°C (Oberdá, 1996, Arantes, 2002) associado ao relevo montanhoso da bacia, favorecem o volume crescente de sedimentos que se depositam nos seus cursos d'água.

Pontos amostrais, estratégias de coleta e preparação das amostras Para a execução do trabalho, foram selecionados 4 pontos ao longo da região marginal de um segmento de 15 Km do rio Piracicaba (20°00'S e 43°15'W), no seu curso pelo interior do município de Rio Piracicaba. A seção do rio estudada, é formada por 2 zonas fisiográficas sucessivas: uma lótica (que conteve os pontos amostrais

3 e 4) situada na área urbana do município, onde o rio corre encaixado, à maiores profundidade e vazão e outra lântica, à jusante desta (com os pontos 1 e 2) caracterizada pelo alagamento das margens, com a formação de microhabitats rasos, decorrentes do represamento da água por um meandro do rio em uma das extremidades deste trecho e pela represa da Hidrelétrica de Piracicaba, na extremidade oposta. A caracterização limnológica dos pontos, foi feita mensalmente (Jan-Dez/01) através das medições de temperatura (°C), condutividade (mS/cm), oxigênio dissolvido (mg/L), pH e sólidos totais dissolvidos (mg/L) na água, com aparelhos de medições em campo Digimed. Os sólidos totais suspensos (mg/L) foram quantificados por filtração em sistema Millipore (filtro 0,45mm) em 300 mL de água. O índice fótico (m) e a profundidade máxima da coluna d'água (m) foram medidos com disco de Secchi. Para as quantificações de Hg, o sedimento foi coletado manualmente na margem do rio, a uma profundidade máxima de 50 cm, com um tubo de 2 m de comprimento (Silva, 1993). As amostras de água foram obtidas na superfície da região marginal (0,50-1,0m) com garrafa plástica previamente lavada com HCl 1N e estabilizada com HNO₃ 5%. Os bagres (30/bimestre, n=180) foram pegos com tarrafa, vara de pescar e peneira ao longo do segmento estudado. No campo, eles foram pesados, medidos e juntamente com as amostras de água e sedimento, foram congelados até sua remessa ao Setor de Medições Ambientais/CETEC/MG, onde tiveram os teores de Hg quantificados em espectrofotômetro de absorção atômica AA-1275-Varian acoplado a gerador de vapor (sem chama), com limite de detecção de 0,0004 mg/mL. A exatidão das amostras foi certificada pelo material de referência do Community Bureau of Reference.

Procedimento analítico- No laboratório, os sedimentos foram secos à 40°C por 72h e peneirados. Pedacos de tecido muscular foram retirados da região dorsal dos peixes para as quantificações de Hg_T, cf. Neto (1996). As amostras de água (mg/L), sedimento (mg/g ps), tecido muscular (mg/g pf) foram submetidas à mistura ácida (H₂SO₄; HNO₃; 2:1) e posteriormente à KMnO₄ a 5%, K₂S₂O₈ a 5% e cloridrato de hidroxilamina a 12% (sedimento e músculo) e então analisados em triplicata. O C_T do sedimento foi quantificado no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo da EMBRAPA/Sete Lagoas/MG, pelo método volumétrico do bicromato de potássio (Walkey e Black, 1943) modificado por Frattinni e Kalckmam (1967).

Tratamento estatístico- As variáveis limnológicas e os teores de C_T, Hg_T no sedimento foram submetidos ao teste de variância one-way ANOVA e Teste de Tukey HSD (p<0,05) do pacote Minitab 12 for windows para: 1) a verificação de diferenças significativas entre os 4 pontos amostrais, e 2) as correlações existentes (coeficiente de Pearson; p<0,05) entre a água e o sedimento em cada ponto analisado.

3. Resultados e Discussão

A descrição física do rio obtida através da comparação das variáveis limnológicas entre os 4 pontos amostrais, não revelou diferença entre eles na coluna d'água, exceção feita aos sólidos totais dissolvidos (F=12,22; p=0,00) e à condutividade (F=3,59; p=0,02). Entretanto, tal fato não se verificou no compartimento de fundo do sistema (sedimento), cujos valores de C_T (F=13,89; p=0,00) e Hg_T (F=13,48; p=0,00) foram significativamente diferentes entre os pontos analisados. O fornecimento de Hg para o rio foi feito na porção lótica do sistema (Ponto 4), através dos sólidos totais suspensos (r=0,730; p=0,007) provenientes do solo do entorno, via escoamento superficial. De modo geral, durante o período de estudo, o rio se apresentou com temperaturas elevadas (24°C, aproximadamente), raso, em especial nos pontos 1 e 2 (0,30m-1,0m), levemente ácido (pH=6,4), pouco oxigenado (4,13mg/L-8,21mg/L), com baixa condutividade elétrica (32,0mS/cm, em média) e baixos teores de C_T (1,31% em média) e Hg_T (0,08 mg/g ps) nos sedimentos. Uma sazonalidade marcada foi

observada somente para a temperatura da água, profundidade, STS com os maiores registros medidos no verão (28°C; 2,5m; 24,0mS/cm, respectivamente) e índice fótico, que entretanto, apresentou comportamento inverso ultrapassando 1,50m no inverno (maior valor). Um único valor de Hg_T (0,27mg/L) foi medido na lâmina d'água na porção lântica do rio (Ponto 1), bem maior que o limite máximo (0,002mg/L) permitido pela Organização Mundial de Saúde (WHO, 1990) para os sistemas aquáticos. O aumento gradativo dos teores de C_T no sedimento (0,74%/Jan-1,38%/Dez), frente à tendência decrescente do mercúrio (0,10 mg/g ps/Jan-0,04mg/g ps/Dez) pareceram sugerir a produção de metilmercúrio neste compartimento do sistema, de onde se deslocaria para a cadeia alimentar, acumulando-se nos níveis tróficos mais elevados (peixes). O comportamento antagônico do Hg no sedimento (de-crescente) se comparado ao do músculo do bagre (valores crescentes: 0,001mg/g pf/Jan-0,06mg/g pf/Dez) poderiam corroborar tal fato, para o que estariam contribuindo o pH ácido, a baixa condutividade elétrica e os reduzidos teores de oxigênio dissolvido, assim como a temperatura elevada da água (Esteves, 1988; Pfeifer et al., 1989; Lacerda, et al., 1991; Hylander et al, 1994; Maurice-Bergoin et al., 2000). Resultados semelhantes foram observados por Arantes (2002) em *Geophagus brasiliensis* e por Oberdá (1996) na ictiofauna do rio Piracicaba. Os valores medidos no músculo do bagre pelo presente estudo, se assemelharam aos obtidos por Arantes (2002) em exemplares de cará (média=0,06 mg/g pf) capturados no mesmo trecho do rio estudado, mas foram bem menores que os citados por Oberdá (1996) para os peixes capturados em diversos pontos da bacia (média=0,6 mg/g pf) e corroboraram o citado pelas autoras.

4. Conclusão

A observação dos resultados nos compartimentos abióticos (água e sedimento) e biótico (peixes) do rio no trecho estudado, permitiu que se concluisse pelas suas condições hidrodinâmicas favoráveis à deposição, carreamento (pontos amostrais 3 e 4 do segmento lótico) e a acumulação (segmento lântico/pontos 1 e 2) de substâncias poluidoras (sólidos totais, carbono orgânico, mercúrio) provenientes do solo do entorno. Os valores antagônicos do C_T e Hg_T no sedimento e deste com o Hg_T músculo do bagre, pareceram revelar a tendência da produção de metilmercúrio no sistema, favorecida pelas condições abióticas do rio, assim como seu acúmulo no tecido muscular dos peixes, que, entretanto, contiveram teores (0,06mg/g pf, em média) mais baixos que o limite máximo (0,5mg/g) permitido pela WHO (1990) não representando desta forma, risco para o consumo pela população local.

5. Referências Bibliográficas

Arantes, I.A. (2002). *Teor de mercúrio na água, sedimento e peixe (Geophagus brasiliensis Quoy & Gaimard, 1942) do rio Piracicaba*, MG. Belo Horizonte: Programa de Pós-graduação em Zoologia de Vertebrados, PUC.Minas. 57 p.

CETEC-Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais.(1988). *Levantamento da poluição hídrica da bacia do rio Piracicaba*. Belo horizonte: Relatório Final. 34 p.

Ecodinâmica. (1999). *Monitoramento da ictiofauna: Relatório do monitoramento da fauna*. Belo Horizonte: Relatório. p.22-43.

Esteves, F.A.(1988). *Fundamentos de limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 575 p.

FEAM-Fundação Estadual do Meio Ambiente.(1995). *Enquadramento dos cursos d'água da bacia do rio Piracicaba*. In: II Encontro do Projeto do rio Doce: Sub-bacia Piracicaba. Belo Horizonte. 48 p.

Frattini, C.T.A.; Kalckman, R.E. (1967). *Correlação entre alguns métodos de determinação do carbono*. *Pesquisa Agropecuária*, 2:259-261.

Guerra, C.B. (1993). *Impactos ambientais na bacia do rio Piracicaba (Minas Gerais)*. Belo Horizonte: Editora Independente-Brasil. 77 p.

Hylander, L.D.; Silva, E.C.; Oliveira, L.J.; Silva, S.A.; Kuntze, E.K.; Silva, D.X. (1994). *Mercury levels in Alto Pantanal: A screening study*. *Ambio*, 23:478-484.

Lacerda, L.D.; Pfeifer, W.C.; Marins, R.V.; Rodrigues, S.; Souza, C.M.M.; Bastos, W.R. (1991). *Mercury dispersal in water, sediments and aquatic biota of a gold mining tailing deposit drainage in Pocone, Brazil*. *Water, Air and Soil Pollution*, 55:283-294.

Malm, O.; Pfeifer, W.C.; Souza, C.M.M.; Reuter, R. (1990). *Mercury pollution due to gold mining in the Madeira River basin, Brazil*. *Ambio*, 19:11-15.

Maurice-Bergoin, L.; Quiroga, I.; Chincheros, J.; Courau, P.(2000). *Mercury distribution in waters and fishes of the upper Madeira River and mercury exposure in riparian Amazonian populations*. *The Science of the Total Environment*, 260:73-76.

Neto, O.E.(1996). *Espectrofotometria de absorção atômica*. Belo Horizonte: Departamento de Química.160 p.

Oberdá, S.M. (1996). *Estudo dos metais pesados presentes na bacia do Piracicaba e sugestões biotecnológicas de descontaminação*. Belo Horizonte: Program de Pós-graduação em Ecologia e Manejo da Vida Silvestre, UFMG.109 p.

Pfeifer, W.C.; Lacerda, L.D.; Malm, O.; Souza, C.M.M.; Silveira, E.; Bastos, W.R. (1989). *Mercury concentrations in inland waters of gold mining areas in Rondonia, Brazil*. *The Science of the Total Environment*, 87/88:233-240.

Silva, A.P. (1993). *Coleta de amostras em solos, sedimentos e águas de ambientes impactados por mercúrio para monitoramento ambiental*. In: Câmara, V.M. (ed.). *Mercúrio em áreas de garimpo de ouro*. Metepec, México: Centro Panamericano de Ecologia Humana e Saúde (ECO/OPS). p.107-114.

Walkey, A; Black, J.A. (1943). *An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chronic acid titration method*. *Soil science*, 37:29-38.

WORLD HEALTH ORGANIZATION.(1990). *Methylmercury*. Geneve: WHO, (Environmental Health Criteria, n. 101). 140 p.

Agradecimentos- O presente estudo contou com o apoio financeiro da Companhia Vale do Rio Doce/CVRD, da Prefeitura Municipal de Rio Piracicaba e com as facilidades concedidas pela Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais/CETEC para as quantificações de mercúrio.

Banco de sementes do solo de uma área de transição entre mata de galeria e pastagem no município de Francisco Dumont, Minas Gerais.

CASTRO, Gislene Carvalho de¹; NUNES, Yule Roberta Ferreira²; FAGUNDES, Marcílio².

¹ Mestranda, Universidade Federal de Lavras - gisavale@bol.com.br
² Universidade Estadual de Montes Claros.

1.0 Introdução

A floresta é um mosaico composto de fases ou estágios sucessionais colonizados por diferentes grupos de espécies (Whitmore, 1989). Este processo, dinâmico e contínuo, é afetado por vários fatores que determinam a estrutura e dinâmica das comunidades (Alvarez-Buylla e Garcia-Barrios, 1991). Neste complexo processo sucessional, as sementes são introduzidas em habitats mais favoráveis, onde poderão germinar ou serem incluídas no banco de sementes.

O banco de sementes do solo é, portanto, o estoque de sementes viáveis, da superfície até as camadas mais profundas, em uma dada área e em um dado momento, com potencialidade para substituir as plantas adultas (Baker, 1989; Kageyama e Viana, 1991). Além disto, o banco de sementes constitui um sistema dinâmico,

regulado pela variação entre as entradas e saídas de sementes. A entrada de sementes no banco depende da fenologia e é determinada pela chuva de sementes (Simpson et al, 1989). As perdas, por outro lado, podem ocorrer via germinação, predação, por ataque de patógenos, senescência natural e dispersão secundária (Angevine e Chabot, 1979). O banco de sementes é de suma importância quando se planeja a recuperação de áreas degradadas através da regeneração natural, por determinar o potencial de recuperação da área e seu potencial florístico.

Neste sentido o presente estudo teve como objetivo caracterizar o banco de sementes de uma área de transição entre mata de galeria e pastagem, verificando a variação do banco de sementes em relação à distância da fonte de sementes (mata de galeria).

2.0 Métodos

Este trabalho foi realizado na Fazenda Riacho, sub-bacia do Rio Cipó, município de Francisco Dumont, Minas Gerais, a 649 m de altitude, entre as coordenadas 17°12'29.8" S e 44°09'29.0" W. A temperatura média anual local é de 23°C e a precipitação média anual é de 911 mm. A área de estudo compreende mata de galeria que, historicamente, tem sofrido intervenções antrópicas aproximadamente 10 anos. A vegetação, limitada por pastagem, possui 18 m de largura em cada margem do leito do rio, sendo este de natureza intermitente. Na área de estudo normalmente é realizado o corte mecanizado das espécies vegetais da pastagem em regeneração, sendo esta manejada posteriormente para o replantio de *Brachiaria brizantha*.

Para amostragem do banco de sementes do solo, foram traçados cinco transectos, paralelos, de 220 m de comprimento, perpendiculares à mata de galeria e distantes 10 m entre si. Em cada transecto foi amostrado um ponto a cada 20 m, totalizando 22 pontos por transecto, sendo o primeiro ponto localizado no interior da mata de galeria e utilizado como controle. Em cada ponto foi coletada uma amostra de solo nas dimensões 15,0 x 15,0 x 5,0 cm³ (total de 0,12375 m³ de solo). Todas as amostras de solo foram obtidas no mês de março de 2001 durante um dia de coleta e transportadas para a casa de vegetação. Cada amostra composta de um único ponto foi dividida em dois recipientes plásticos de dimensões de 17,0 x 13,0 x 8,0 cm³ devidamente identificados. Os pares de amostras foram distribuídos em duas condições de luminosidade com objetivo de promover a germinação (Brown, 1992) de espécies com diferentes requerimentos de intensidade luminosa. Assim, 110 amostras foram acondicionadas sob luz direta (instalação coberta por clarite e plástico) e outras 110 amostras acondicionadas sob 50% de sombreamento (instalação coberta por sombrite apropriado e plástico). Foram distribuídos 8 recipientes plásticos em cada instalação, contendo areia esterilizada para controle de infestações da chuva de sementes local. As amostras sob luz plena foram regadas duas vezes ao dia e as amostras sob sombreamento foram regadas apenas uma vez ao dia. Para não sofrerem interferência microclimática, as amostras foram trocadas de posição periodicamente. O número de indivíduos por morfoespécie recrutada foi avaliado quinzenalmente. Após 30 dias em que o recrutamento não foi mais observado, o solo foi revolvido para promover eventual germinação de sementes nas camadas mais profundas da amostra. Posterior a este procedimento, não havendo mais recrutamento, o experimento foi descartado.

As diferenças entre o número de indivíduos e espécies entre os diferentes tratamentos de intensidade luminosa foram estimadas através do Teste *t* de Student. O efeito da distância no número de sementes germinadas, para a amostra total e para os diferentes tratamentos, foi avaliado através de regressão linear (Zar, 1996).

3.0 Resultados e Discussão

Com relação à emergência de plântulas foi observado um total de 332 indivíduos nas amostras de solo, resultando em uma densidade de 2682,85 sementes/m³. As plântulas foram distribuídas em 34 morfoespécies, onde 13 (38,2%) ocorreram sob tratamento de

luz direta, 10 (29,4%) sob condições de sombreamento e 11 (32,4%) espécies foram verificadas em ambos tratamentos. Dos 332 indivíduos recrutados, 235 (70,8%) cresceram sob condições de luz direta e 97 (29,2%) sob sombreamento.

A espécie *Cocimium sp.* apresentou maior frequência (31,33%), seguida por *Brachiaria brizantha* (22,59%), *Brachiaria mutica* (12,95%), *Cyperus rotundus* (5,42%), Poaceae sp1 (4,52%), Acanthaceae sp1 (2,71%), *Portulaca oleraceae* (2,11%) e *Marsypianthes chamaedrys* (1,81%), sendo que as demais espécies apresentaram 16,57% da frequência total. De modo geral, foi observado maior recrutamento de plântulas de espécies herbáceas pioneiras e invasoras no banco de sementes da área estudada, sendo representativas de 83,43% do número de indivíduos recrutados. Desta forma, o banco de sementes é de fundamental importância para o início da sucessão de grandes clareiras.

Para os tratamentos de luminosidade, pôde-se observar, que o número de espécies variou entre os tratamentos ($T=4,117$; $p<0,01$; $n=110$). Em condições de luz direta, a média de espécies recrutadas ($x = 0,265 \pm 0,241DP$) foi maior que em condições de sombreamento ($x = 0,167 \pm 0,199DP$), indicando a presença de maior quantidade de espécies, no banco de sementes, que necessitam de alta intensidade luminosa para germinação. O mesmo padrão foi observado para a abundância ($T=5,439$; $p<0,01$; $n=110$), sendo que o número médio de indivíduos recrutados em condições de luz direta ($x = 0,358 \pm 0,315DP$) foi superior àquele sob condições de sombreamento ($x = 0,195 \pm 0,210DP$). Este resultado sugere a presença de maior quantidade de sementes de espécies heliófitas no banco. Esta característica pode estar correlacionada às exigências fisiológicas das espécies, principalmente sendo banco de sementes constituído essencialmente de espécies pioneiras de rápido crescimento. Além disto, as condições de luz e o regime de temperatura são fatores determinantes do estado de dormência das sementes de espécies pioneiras, agindo como verdadeiros "gatilhos" para a germinação, conforme estudos de Holthuijzen e Boerboom (1982). Desta forma, as sementes reagem, imediatamente a certas mudanças no microclima, causadas após distúrbio na floresta, ou através de mecanismos artificiais que expõem as sementes às condições requeridas, como neste estudo.

O número total de indivíduos recrutados via banco de sementes do solo apresentou correlação significativa com a distância da mata de galeria ($y = -0,366X + 0,686$; $R^2 = 0,134$; $p<0,01$; $F = 16,71$). Considerando-se tanto o tratamento de luz direta ($y = -0,294X + 0,504$; $R^2 = 0,0862$; $p<0,01$; $F = 10,194$) como o de sombreamento ($y = -0,381X + 0,333$; $R^2 = 0,145$; $p<0,01$; $F = 18,323$), o número de indivíduos recrutados também variou com o aumento da distância. Em ambos casos, estas variações indicaram uma diminuição do banco de sementes com o aumento da distância da mata. Desta forma, o número de sementes germinadas diminuiu com o aumento da distância da mata, sugerindo que o recrutamento é maior próximo da mesma. Deste modo, a diminuição do número de indivíduos recrutados via banco de sementes em relação à distância da mata pode refletir a ação de fatores como a predação de sementes e plântulas, seca sazonal, competição com gramíneas, falta de nutrientes e compactação do solo. Outro fator que pode ter contribuído para a diminuição da taxa de chegada de sementes de espécies lenhosas nos pastos é que a maioria destas sementes é dispersa por animais (Cubiña e Aide, 2001). Assim, como grande parte dos animais frugívoros evitam sua exposição em áreas abertas, a chuva de sementes tende a diminuir com o aumento da distância da fonte de sementes. Apesar de grande parte das espécies observadas no banco serem herbáceas invasoras, sua dispersão pode ocorrer através dos animais (ingeridas ou presas ao corpo). Deste modo, grandes quantidades de sementes pioneiras e invasoras devem ser dispersas próximas à mata. Isto pode ser evidenciado pela forte relação encontrada em plena luz, que explicou 86,2% da relação entre recrutamento e distância da fonte. Em

condições de sombreamento esta relação também ocorreu, entretanto a correlação foi de (14,5%), indicando que o sombreamento mascara a germinação de espécies com exigências maiores de luz.

4.0 Conclusões

O banco de sementes caracterizou-se pelo grande número de espécies herbáceas pioneiras e, ou, invasoras principalmente pela presença de *Ocimum* sp.

A abundância e riqueza foram maiores no tratamento sob luz direta, sendo 332 plântulas nas condições de luz plena e 97 em condições de sombreamento.

O número de indivíduos recrutados das amostras do banco de sementes do solo variou em relação à distância da mata de galeria, com a ocorrência decrescente de sementes com o aumento da distância da fonte.

O grande recrutamento de espécies herbáceas pioneiras indica que a mata de galeria e a pastagem encontram-se fortemente perturbadas. Neste sentido, torna-se necessário o enriquecimento com espécies arbóreas e arbustos de grupos ecológicos diversos, que possam contribuir para o aumento das fontes de propágulos com conseqüente investida de dispersores e incremento no banco de sementes do solo.

(Agradecimentos aos departamentos de Biologia Geral da Universidade Estadual de Montes Claros e de Ciências Florestais da Universidade Federal de Lavras, à EMATER do município de Francisco Dumont e ao Sérgio G. Martins pelas sugestões)

5.0 Bibliografia

- ALVAREZ- BUYLLA, E. R.; GARCIA-BARRIOS, R. **Seed and forest dynamics: a theoretical framework and example from the Neotropics.** The American Naturalist. 1991.137 (2): 133-154.
- ANGEVINE, M.W.; CHABOT, B. F. **Seed germination syndromes in higher plants.** IN: SOLBRIG, O. T. et al. (eds). Topics in plant population biology. New York, Mc millan. 1979. P 188-206.
- BAKER, H. G. **Some aspects of the natural history of seed banks.** IN: LECK, M. A.; PARCKER, T.V.; SIMPSON, R. L. (eds). Ecology of soil seed banks. New York, Academic Press. 1989. P 9-21.
- BROWN, D. **Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seed ling emergence methods.** Canadian Journal of Botany. 1992. 70:603-612.
- CUBINÃ, A.; AIDE, M. **The effect of distance from forest edge on seed rain and soil seed bank in a tropical pasture.** Biotropica. 2001.33(2): 260-267.
- HOLTHUIJZEN, A. M. A.; BOERBOOM, J. H. A.. **The *Cecropia* seed bank in the Surinam lowland rain forest.** Biotropica. 1982. 14: 62-68.
- KAGEYAMA, P.Y; VIANA, V.M. **Tecnologia de semente e grupos ecológicos de espécies arbóreas tropicais.** IN: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE TECNOLOGIA DE SEMENTES. Atibaia (SP), Secretaria de Meio Ambiente/Instituto Florestal. Anais. 1991. P 197-215.
- SIMPSON, R.L., LECK, M. A. & PARKER, T.V. **Seed banks: general concepts and methodological issues.** IN: LECK, M.A., PARKER, T.V. & SIMPSON, R.L. (eds.). Ecology of Soil Seed Banks. New York, Academic Press. 1989. P 3-7.
- WHITMORE, T. C. **Changes over twenty-one years in the Kolombangara rain forests.** Journal of ecology.1989. 77: 469-483.
- ZAR, J. H. **Biostatistical analysis.** 3rd ed. Prentice-Hall, New Jersey .1996.121p

Avaliação do carbono orgânico em camadas superficiais de solos degradados submetidos à recuperação

Celina Wisniewski, Elsio Giliczynski, Fabiano Reichert Cordonii
Departamento de Solos e Engenharia Agrícola – Universidade Federal do Paraná. *cewisni@agrarias.ufpr.br*

1. Introdução

O crescimento da industrialização promove a necessidade de ocupação de áreas de vegetação nativa ou secundária, resultando na sua degradação devido a necessidade de obras de engenharia como escavações, cortes de taludes e aterros, que são etapas do processo de terraplenagem e que resulta numa degradação intensa, devido a superexposição e compactação do solo, sendo necessário a utilização de técnicas especiais para a reimplantação da vegetação. A atividade agrícola também pode ser responsável pela degradação das características químicas e físicas do solo, quer seja pelo seu revolvimento, desestruturação e compactação, quer seja pela redução da matéria orgânica ou exposição ao impacto direto das chuvas causando erosão. Após um período de recuperação, o solo pode voltar a ter as características originais, ou pelo menos mais próximas àquelas. O teor de matéria orgânica do horizonte A ou das camadas superficiais, pode ser usado como indicador da recuperação do solo após a reimplantação natural (sucessão secundária) ou não (utilização de técnicas adequadas) da vegetação em áreas degradadas.

Este trabalho avaliou o teor de carbono orgânico das camadas superficiais do solo em três áreas, (1) área de sucessão secundária anteriormente utilizada para agricultura (capoeira), (2) área de aterro e terraplenagem onde foi efetuado um trabalho de recuperação; (3) área remanescente da Floresta Ombrófila Mista; com o objetivo de verificar o grau de recuperação do solo, cinco anos depois do abandono da área agrícola e do trabalho de recuperação. As áreas localizam-se no Município de Araucária – PR., em clima tipo Cfb (Koeppen), sobre CAMBISSOLOS desenvolvidos a partir de argilitos, siltitos e arcósios da formação Guabirotuba (MAACK , 1981). Foram selecionadas áreas situadas na mesma posição da paisagem.

Na área degradada pela terraplenagem, foi realizado o nivelamento do terreno, adicionando-se aproximadamente 5 cm de horizonte A alóctone com adubação NPK 10-10-10, sobre a área aterrada e nivelada. O processo de revegetação incluiu plantio de espécies leguminosas de rápido crescimento como a mucuna, para proteção do solo e fornecimento de nitrogênio para o desenvolvimento de espécies arbóreas plantadas posteriormente. Selecionou-se 50 a 60% de espécies pioneiras de rápido crescimento, 30 a 40% de espécies secundárias e tardias de crescimento intermediário, e cerca de 10% de espécies climax de crescimento lento. Dentre as espécies plantadas na área estão a pitangueira (*Eugenia uniflora*), aroeira (*Schinus terebinthifolius*), bracatinga (*Mimosa scabrella*), cedro-rosa (*Cedrela fissilis*), ipê-amarelo (*Tabebuia serratifolia*), pineira (*Ceiba speciosa*), pinheiro-do-Paraná (*Araucaria angustifolia*), araçá (*Psidium cattleianum*) e tipuana (*Tipuana tipu*). As mudas foram plantadas em quincôncio, com alinhamento em diagonal e espaçamento 1,5m x 3,0m, com covas de 40x40x40cm. O substrato utilizado foi solo orgânico misturado ao solo original, com adubação NPK (4-14-8) na proporção de 20g/cova. A adubação em cobertura foi realizada com aplicação de 50g de nitrogênio por cova.

2. Métodos

Em cada área, foram demarcadas 5 parcelas de 100 m² (10m x 10m), representando as repetições, onde foram coletadas amostras compostas do solo para determinação do teor de carbono pelo método de Walkley & Black modificado, conforme descrito por TEDESCO et al (1995) nas profundidades de 0 a 2,5 cm; 2,5 a 5,0 cm; 5,0 a 10,0 cm; e 10,0 a 20,0 cm. As análises foram realizadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo do Departamen-

to e Solos e Engenharia Agrícola do Setor de Ciências Agrárias da UFPR. Os dados foram submetidos à análise da variância seguindo um delineamento inteiramente casualizado e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Foi efetuado um levantamento expedito da vegetação das três áreas.

3. Resultados

Ocorreu grande mortalidade das árvores plantadas na área recuperada. A espécie que melhor se desenvolveu foi a tipuana. Outras espécies que se desenvolveram mais lentamente foram a aroeira e o araçá. A área em geral foi dominada pelo capim kikuio (*Penisetum clandestinum*), que formou uma densa camada recobrando o solo e dificultando a germinação do banco de sementes do solo. Na área de capoeira desenvolveram-se espécies nativas pioneiras como lobeira ou jurubeba (*Solanum asperolanatum*), canela-guaicá (*Ocotea puberula*), tarumã (*Vitex montevidensis*), caroba (*Jacarandá puberula*), capororoca (*Rapanea umbellata*). Algumas espécies exóticas também são encontradas como eucalipto (*Eucalyptus* sp.), uva-do-japão (*Hovenia dulcis*), alfeneiro (*Ligustrum sinensis*), amoreira (*Rubus rosaeifolius*), e ipê-amarelo-de-jardim (*Tecoma stans*). O porte médio das árvores catalogadas é de 2,0 metros de altura. A área com remanescente de floresta nativa caracteriza-se pela ocorrência da aroeira (*Schinus terebinthifolia*), pessegueiro-bravo (*Prunus sellowii*), porroca (*Rapanea ferruginea*), espinheira-santa (*Maytenus ilicifolia*), pinheiro-bravo (*Podocarpus lamberti*), jerivá (*Syagrus romanzoffiana*), miguel-pintado (*Cupania xanthocarpa*), e canela-guaicá (*Ocotea puberula*).

Os teores de carbono em todas as profundidades analisadas foram maiores na floresta secundária, seguindo-se a capoeira e a área recuperada, onde os valores foram em torno de 50% menores comparativamente aos da floresta. Supondo-se que o teor de carbono encontrado na floresta secundária (54,6 g.dm⁻³ na profundidade de 0-2,5 cm) corresponda ao teor original do solo de todas as áreas, observou-se que a atividade agrícola e principalmente o aterramento e terraplanagem resultaram em grande degradação, resultando em teores, para esta mesma profundidade de 38,5 g.dm⁻³ e 28,2 g.dm⁻³, respectivamente. A área submetida à terraplanagem apresenta-se ainda hoje como a mais degradada, não sendo caracterizada por um perfil de solo bem estruturado, com sequência de horizontes A e B, agravada pela presença de muitos fragmentos de rocha (pedra brita), concreto, tijolos, e outros materiais provenientes do aterramento efetuado, que juntamente com a compactação causada pela terraplanagem resultaram em limitações de aeração e drenagem detectadas visualmente.

Em todas as áreas, observou-se que os teores de carbono orgânico tenderam a decrescer com profundidade, o que era esperado, pelo menos nas áreas de capoeira e floresta remanescente, uma vez que o processo de incorporação de matéria orgânica ao solo mineral, a partir da serapilheira produzida pela vegetação se dá de cima para baixo. Na área de capoeira não foram encontradas diferenças nos teores entre as profundidades de 2,5-5,0 e 5,0-10,0 cm, provavelmente devido à mistura de horizontes ocasionada pela atividade agrícola. Tal período de tempo de sucessão secundária não foi suficiente para que a formação do horizonte orgânico superficial evoluísse incorporando-se às profundidades sub-superficiais.

4. Conclusão

Conclui-se que o teor de carbono orgânico pode ser utilizado parcialmente como um indicador do grau de recuperação do solo, dependendo do tipo e intensidade da degradação sofrida. Sua análise isolada não permite concluir sobre as características físicas do solo que podem estar bastante comprometidas. Assim, embora algumas espécies arbóreas plantadas possam até se desenvolver satisfatoriamente, e outras nativas se estabelecer no processo de sucessão secundária natural, recobrando a área num período de tempo curto (5 anos, no caso) a recuperação do solo é um processo bem mais lento, principalmente quando ocorrem modificações físicas drásticas.

5. Bibliografia

MAACK, R. M. Geografia física do Estado do Paraná. BADEP/UFPR/IBPT: Curitiba, 1981.

TEDESCO, M. J.; GIANELO, C.; BOHNEN, H.E.; VOLKWEISS, S.J. Análise de solos, plantas e outros materiais. Boletim Técnico n. 5. 2 ed. Porto Alegre, departamento de Solos de Agronomia da UFRGS, 1995. 174 p.

Parasitóides associados a pupas de *Methona themisto* (Hübner, 1823) (Lepidoptera, Nymphalidae) em *Brunfelsia uniflora* (Solanaceae)

Cristiane Nardi^{1, 4}; Tânia M. Guerra^{2, 4}; Afonso I. Orth^{3, 4} & Marcelo T. Tavares⁵

¹ Graduanda em Agronomia (nardicris@hotmail.com); ² Bolsista Recém Doutora/CNPq; ³ Professor Ph.D. Agronomia; ⁴ Laboratório de Entomologia Agrícola, Depto. Fitotecnia, CCA/UFSC, CP 476, Fpolis-SC.

⁵ Professor Adjunto – Departamento de Ciências Biológicas/UFES, Vitória, ES

1. Introdução

Methona themisto, originalmente descrita como *Thyridia themisto*, é uma espécie bastante comum nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, principalmente em áreas urbanizadas, cujas larvas alimentam-se exclusivamente das folhas de *Brunfelsia* spp. (Abreu & Motta, 1996; Ruszczky & Nascimento, 1999). Em *Brunfelsia uniflora*, arbusto ornamental nativo do Brasil e conhecido como manacá, as larvas de *M. themisto* são bastante frequentes, podendo causar o total desfolhamento da planta. Este desfolhamento, muitas vezes, provocando a catação das larvas, das pupas e até mesmo uma poda brusca da planta.

Nos ecossistemas, o controle biológico natural é o responsável por grande parte da regulação dos níveis populacionais de insetos. A dinâmica das populações em um hábitat é influenciada pelas condições do meio e pelos níveis de interferência sobre ele. Segundo MacArthur, 1972 (*apud* Godfray 1994), a capacidade de suporte do hábitat determina o equilíbrio do número de espécies nele existentes. Tal equilíbrio pode nunca ser obtido naqueles hábitats frequentemente perturbados (Conell, 1978).

Nesse sentido, a caracterização dos hospedeiros e de seus inimigos naturais é uma importante ação tanto para a elucidação quanto para a divulgação do conhecimento sobre a biologia e a ecologia destas espécies.

Assim, o presente estudo objetivou verificar a ocorrência de parasitóides associados a pupas de *M. themisto* sobre *B. uniflora*, desenvolvendo sua identificação e avaliando a abundância relativa de cada espécie.

2. Métodos

Para a realização deste estudo, foram obtidas 160 pupas de *M. themisto*, oriundas de plantas adultas de *B. uniflora*, situadas no bairro Itacorubi (27°35' S, 48°30' W), área urbana do município de Florianópolis, SC. Dessas pupas, 80 foram coletadas em outubro de 2001 e 80 em outubro de 2002.

As coletas realizadas em 2001, objetivaram evidenciar a ocorrência e a identificação de parasitóides de pupas de *M. themisto*. Nas coletas do ano de 2002, buscou-se inferir sobre o período em que ocorre esse parasitismo. Para tanto, foram feitas observações prévias dos indivíduos na fase de pré-pupa, a fim de determinar o momento em que empupariam. Após entrarem na fase de pupa, estas foram coletadas de acordo com o período de exposição aos parasitóides, em condições naturais. Este período variou de 1 até 12 dias, tempo médio de duração da fase pupal de *M. themisto* (C. Nardi, dados não publicados). O parasitismo foi evidenciado posteriormente, com a emergência do parasitóide adulto.

As pupas foram individualizadas e mantidas em tubos plásticos

(4,0 cm de diâmetro e 7,5 cm de altura) com abertura forrada com tecido de voal, para possibilitar a entrada de ar e impedir a saída dos insetos do interior do tubo. Os indivíduos permaneceram em sala de criação a temperatura de $25 \pm 2,0^\circ\text{C}$, com fotoperíodo de 14 horas.

Posteriormente, foram realizadas observações diárias durante 60 dias, para verificar a emergência de parasitóides e borboletas, os quais foram coletados e montados para posterior identificação.

3. Resultados e Discussão

Neste estudo, foram observados os seguintes parasitóides associados a pupas de *M. themisto*: *Brachymeria annulata* (Fabricius, 1793), *Brachymeria mnestor* (Walker, 1841) (Chalcididae), *Theronia* (*Neotheronia*) sp. (Ichneumonidae), duas espécies não identificadas da família Eulophidae e uma espécie não identificada de díptero da família Tachinidae.

No ano de 2001, foi evidenciado parasitismo de 15% das pupas (n=12), sendo 83,3% dos parasitóides pertencentes a *Theronia* (*Neotheronia*) sp. (n=10) e 16,7% pertencentes à espécie *B. annulata* (n=2). Das 80 pupas coletadas, 49,0% (n=39) originaram borboletas e 36% (n=29) não emergiram.

Em 2002, 60% das pupas (n=48) encontravam-se parasitadas, sendo 87,5% dos parasitóides pertencentes ao gênero *Brachymeria* (n=42), 2,09% a *Theronia* (*Neotheronia*) (n=1), 4,16% a família Eulophidae (n=2) e 6,25% a família Tachinidae (Diptera) (n=3). As pupas não parasitadas representaram 30,0% do total (n=24) e 10,0% morreram nessa fase (n=8).

Durante o parasitismo, as alterações fisiológicas ocorridas no organismo do hospedeiro podem ocasionar a mortalidade de ambos (Godfray, 1994). Desse modo, o alto índice de mortalidade das pupas de *M. themisto* nos dois períodos deste estudo, pode estar associado à ocorrência destes que, de qualquer forma, levariam a não a emergência de borboletas adultas.

Os gêneros *Brachymeria* e *Theronia* ocorreram nos dois anos de avaliação, sendo que o número de indivíduos teve uma ampla variação entre estes períodos. No segundo ano, o parasitismo por *Brachymeria* foi 21 vezes superior ao verificado no primeiro ano. Com relação a *Theronia*, no segundo ano o parasitismo foi 10 vezes inferior em relação ao constatado no ano anterior.

A ampla variação dos níveis populacionais desses inimigos naturais pode estar sendo causada pela intervenção humana através da eliminação de pupas e, conseqüentemente, dos parasitóides associados a elas. Como *M. themisto* se desenvolve em ambientes urbanos, essa situação é agravada, uma vez que existe a errada concepção de que todo o inseto é prejudicial e deve ser eliminado. Ao contrário do que se imagina, quanto menor a intervenção humana, maior a probabilidade de as populações alcançarem o equilíbrio.

B. annulata foi evidenciada nos dois anos de estudo, enquanto que *B. mnestor* somente foi constatada no segundo ano. Tavares (1997) cita a espécie *M. themisto* pela primeira vez como hospedeira de *B. mnestor*, no estado de São Paulo. Segundo Boucek (1992), as espécies *B. mnestor* e *B. annulata* são parasitóides de pupas ou pré-pupas de Lepidoptera, o mesmo ocorrendo com *Theronia* (*Neotheronia*), de acordo com Gauld (1988).

Estudos mais detalhados referentes a esses parasitóides, podem esclarecer as interações existentes entre as espécies desses gêneros e a dinâmica populacional de cada uma. Além disso, esses estudos poderão avaliar a possível ocorrência de hiperparasitismo entre elas, uma vez que as duas espécies de *Brachymeria* abordadas podem ocorrer como parasitóides secundários de Diptera e Ichneumonoidea, e *Theronia* (*Neotheronia*) sp., como hiperparasitóide de Ichneumonoidea.

Foram obtidos exemplares do gênero *Brachymeria* de pupas coletadas com 1 a 12 dias de exposição ao parasitismo. Sendo assim, como estes parasitóides emergiram de hospedeiros expostos somente no primeiro dia da fase de pupa, não se pode precisar o momento da oviposição, ou seja, quando ocorreu o parasitismo. Isso porque ele pode ter acontecido no período anterior à fase de

pupa (pré-pupa) ou durante o primeiro dia desta fase.

4. Conclusões

Evidenciou-se uma diversidade significativa de espécies parasitóides associadas a pupas de *M. themisto*, bem como uma ampla variação nos níveis populacionais, de uma no para outro. Esses fatores sugerem que deve ocorrer o mínimo de interferência para o controle dessa espécie, uma vez que ele pode ocorrer naturalmente, resultando da regulação populacional exercida pelas espécies de parasitóides associadas.

Destaca-se a necessidade da realização de mais estudos, principalmente de longa duração, que possam verificar a variação nos níveis populacionais de *M. themisto* e de seus parasitóides. Essas variações poderão definir metodologias para o favorecimento da ação dos inimigos naturais no controle biológico desta espécie.

5. Referências Bibliográficas

- Abreu, T.L.S. & Motta, P.C. (1996). *Biologia e Dinâmica dos Imaturos da Borboleta Methona themisto* (Nymphalidae: Ithomiinae) e suas interações com *Brunfelsia* (Solanaceae). An. III Congr. Ecol. do Brasil, Brasília, p. 368.
- Boucek, Z. (1992). The New World genera of Chalcididae. *Memoirs of the American Entomological Institute*. 53:49-118, 443-46, Gainesville.
- Gauld, I.D. (1988). Evolutionary Patterns of Host Utilization by Ichneumonoid Parasitoids (Hymenoptera: Ichneumonidae and Braconidae). *Biol. J. Linn. Soc., London*, 35: 351-377.
- Godfray, H.C.J. (1994). *Parasitoids: Behavioral and Evolutionary Ecology*. Princeton University Press, New Jersey. 463p.
- Noyes, J.S. (2001). *Biological and Taxonomic Information Chalcidoidea*. The Natural History Museum. Canada, Version 1.0.
- Ruszczyk, A. & Nascimento, E. S. (1999). *Biologia dos Adultos de Methona themisto* (Hübner, 1818) (Lepidoptera, Nymphalidae, Ithomiinae) em Praças Públicas de Uberlândia, Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59 (4): 577-583, São Carlos/SP.
- Tavares, M.T. (1997). *Estudo Sistemático das Espécies de Brachymeria Westwood* (Hymenoptera: Chalcididae) das Américas ao Sul dos Estados Unidos. Tese de Doutorado. UFSCar, São Carlos/SP, 146p.+160 figs.

The structure of seedling assemblage along an edge-interior gradient in a fragmented atlantic forest of northeastern Brazil

Danielle Lemire^a and Felipe Pimentel Lopes de Melo^b

^a Département de Biologie, Université de Sherbrooke, 2500 Bl. De L'Université, Sherbrooke, Qc, Canada

^b Departamento de Botânica, Universidade Federal de Pernambuco, CEP 50670-901, Recife, PE, Brazil (fplmelo@yahoo.com.br)

1. Introduction

Habitat fragmentation can cause a progressive degradation of biodiversity. Edge effects are among the most important consequences of the forest fragmentation. The edge effect causes a remarkable change in the composition of woody plant species richness and density, they are determinant bioindicators to characterize a forest type and tend to have an important influence on future forest regeneration. Tabarelli *et al.* (1999) found a negative relationship between the fragment size and, abundance and richness of vertebrate disperse woody plants species. Forest climate is altered near the forest edge; the conditions are hotter, drier and lighter near the edge (Kapos, 1989). The seed density of woody plant species increases with time and the contrary happens for the herbaceous species (Baider *et al.*, 2001). A way of assuring normal forest succession is to preserve biodiversity of mature forest, richness and density of shade tolerant species. In this study we examine the edge effect on the density and richness composition of woody

plants species from the edge to the interior of fragments of Atlantic forest. Here we want to answer three questions: How does the density change and the richness evolve from the border to the interior of the forest? And how does these changes affects the forest regeneration if fragmentation continue to increase?

2. Methods

The study was conducted at Usina Serra Grande (09°S, 35°52'W), a 24 000 ha or 200-km² sugar cane company located in the state of Alagoas in northeastern Brazil. All the experiments and observations described in this study were carried out in the edge (0-200 m inward) of a 3,500-ha forest fragment completely surrounded by sugar cane. The primary vegetation can be classified as lower tropical mountain rain forest, one of the Brazilian Atlantic forest types that occur at 100-600 m altitude (Veloso *et al.*, 1991).

The study was conducted during three weeks, from May fourteen to the sixth of June. In order to make a representative seedling inventory of the study site, twenty straight line transects were executed in parcels of the same fragment with similar topographic conditions. All the transects were angled perpendicular to the sugar cane border in respect of the edge effect. Separated by a distance of more than 50 meters, each transects contained 21 plots of 1 m² at each 10 meters. A total sampling effort of 420 m² was made. In each square meter seedlings of less than 50 cm height were taken for basic identification with the morphological characteristics in order to differentiate all of them. A total of 139 different specimens of shrubs and trees species were collected, the third of the total number of tree species recorded in the Atlantic forest of northeastern Brazil. The number of species and individuals of each species in each plot were inventoried in order to investigate the woody plant species richness and density. A control transect was made in an almost undisturbed mature forest portion of the fragment.

We analysed the edge effect on the species richness and density by a simple regression between the average values of richness and abundance per class of distance and the distance from the edge. In order to differentiate degrees of edge influence on seedling assemblage, we divided the 200 m long transects in four portions comprehending four classes of distance: 1) 0-50 m; 2) 60-100 m; 3) 110-150 m and 160-200 m from the edge. Average values of seedling richness and density were lumped per class of distance and compared with Kruskal-Wallis test.

3. Results and Discussion

A total of 3838 individuals belonged to 139 different morph-species of woody seedlings were recorder in this study. The edge showed to have a significant part in determining both density and richness patterns of the woody seedling assemblage across an edge-interior gradient. Both, mean richness and density increased with distance from the forest edge. The mean richness per sampled area increased 1.8 times from the lowest value found at 10 m from the edge (3.25 ± 1.99) to the highest value recorded at 150 m from the edge (5.85 ± 2.03). Indeed, a decrease of 44.5% in richness per sampled area near forest edges. When grouped by classes of distance, the mean richness values showed a significant difference among the four classes ($H = 22.5510$; $df = 3$; $p = 0.0001$). The first 50 m (class 1) of forest harbored less morph-species of woody seedlings per meter squared than did the last two classes. For the density, even the second class that correspond to that seedling surveyed between 60 and 100 m of distance from the edge, presented lower mean density value than the last class of distance that correspond to the interval between 160-200 m from the edge ($H = 23.8608$; $df = 3$; $p = 0.0000$).

The 139 morph-species were also grouped in relation to their range of occurrence within the 200 m of edge-interior gradient surveyed. From the total of morph-species recorded, 32.3% ($N = 45$) was surveyed exclusively at distances over 60 m from the edge. At least 30 morph-species (20.8%) from 139 were considered rare because occurred in only one plot among all transects (without

consider the abundance), the occurrence of these morph-species was randomly distributed among classes ($G = 0.7085$; $df = 3$; $p = 0.8712$) but increased from 46.6% ($N = 21$) of the total morph-species occurring over 60 m to 100% ($N = 6$) within those occurring over 160 m from the edge.

This study showed evident edge effects on the structure of woody seedling assemblage. A soft but significant increase in mean seedling density was accompanied by an increase in mean richness per sampled area and clearly indicates an edge influence on woody seedlings recruitment at the study site. Also, the proportion of woody seedling assemblage absent from a considerable portion of forest near the edge was considered high.

Benitez-Malvido (1998) studying forest fragments in central Amazonia found a significant increase of woody seedling density with distance from the edge for two fragments sizes (10 ha and 100 ha size). The effects of fragment size on the loss of seedlings species was documented for the same fragments in central Amazonia (Benitez-Malvido & Martinez-Ramos, 2003), but the results found could be edge influenced. Despite we did not identified the majority of seedling morphospecies, some mature-forest species such as *Eschweillera* sp., *Licania* sp. and at least 3 Sapotaceae species could be recognized, and its occurrence was restricted to distances further than 70 m from the edge. These species are mostly large-seeded mature forest trees (Tabarelli, pers. comm. unpublished data). This evidence lead to presume that, if not all, a good portion of those 32.3% of seedlings absent from the first 50 m from the edge, is composed of mature-forest tree species. The rare-considered morph-species were randomly distributed among classes of distance but they accounted for important part of those seedlings absent from the 50 m of forest, and reached the totality of those morph-species exclusives of distances further than 160m from the edge. This could be due to the natural rarity of the mature forest tree seedlings that may be more representative among those most edge-sensitive morph-species.

4. Conclusion

The edge dynamics tend to be accelerated and lead to pioneer plants colonization instead of those mature forest tree species (Sizer & Tanner, 1999). The colonization of edges by large-seeded species may depend on large seed dispersers that were vanished or have had their populations diminished in fragments (Chapman & Onderdonk, 1998). Therefore, a fail in the arrival of seeds and/or seedling establishment of mature-forest trees may be behind of the seedling distribution patterns found in this study. As the majority of the tree diversity in tropical forest is related to those naturally rare mature-phase forest species, to understand how can edge effects influence their seedling distribution (i.e. regeneration) is crucial for future conservation planning.

5. References

- Baider, C.L.; Tabarelli, M.; Mantovani, W. (2001). The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 61: 35-44.
- Benitez-Malvido, J. (1998). Impacts of Forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology* 12(2): 380-389.
- Benitez-Malvido, J.; Martinez-Ramos, M. (2003). Impacts of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. *Conservation Biology* 17: 389-400
- Chapman, C.A.; Onderdonk, D.A. (1998). Forest without primates: primate/plant codependency. *American Journal of Primatology* 45: 127-141.
- Kapos, V. (1989). Effects of isolation on water status of Forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173-185.
- Sizer, N.; Tanner, V.J. (1999). Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia.

Biological Conservation 10: 135-142.

Veloso, H.P.; Rangel-Filho, A.L.R.; Lima, J.C. (1991). *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro.

Avaliação do crescimento de mudas de nim (*Azadirachta indica* A. Juss) plantadas na microrregião do Brejo Paraibano.

*Dário Medeiros Bezerra*¹, *Leonardo Alves de Andrade*², *Flávio Pereira de Oliveira*³. ¹Estudante do Curso de Agronomia, PIBIC/CNPq, Centro de Ciências Agrárias (CCA), Universidade Federal da Paraíba (UFPB), 58397-000 Areia, PB, dario.mb@bol.com.br; ²Departamento de Fitotecnia, CCA/UFPB, 58397-900 Areia, PB, Brasil, landrade@cca.ufpb.br; ³Estudante do Curso de Agronomia, Centro de Ciências Agrárias (CCA), Universidade Federal da Paraíba (UFPB), 58397-000 Areia, PB.

1. Introdução

O Nim ou Margosa (*Azadirachta indica* A. Juss) é uma planta que pertence à família Miliaceae, de origem asiática, natural das regiões semi-áridas do subcontinente indiano. Espécie silvícola valiosa na Índia e na África, e está se tornando popular na América Central. O seu crescimento é rápido, alcançando, normalmente de 10 a 15 m de altura e, dependendo do tipo de solo e das condições climáticas favoráveis ao seu desenvolvimento, pode atingir até 25 m. Prefere climas tropicais com precipitação pluviométrica anual entre 400 a 800 mm. Há indicações de resistência durante longos períodos secos e floresce até mesmo em solos secos e pobres em nutrientes. É tolerante a altas temperaturas, inclusive acima de 44°C por curtos períodos e, não suporta geadas, caso ocorram temperaturas abaixo de 8°C, o seu crescimento é interrompido. Não apresenta exigência com relação a solos, porém é pouco tolerante a locais encharcados e salinos (EMBRAPA, 1996). A espécie é pouco conhecida no Brasil e vem sendo difundida pelo seu potencial de uso múltiplo, que possui, principalmente no que se refere ao óleo extraído de suas sementes, empregado na indústria farmacêutica e de cosméticos, além de oferecer fertilizantes, madeira, lenha e extrato das folhas, empregado como inseticida.

2. Material e Métodos

O experimento foi instalado em condições de campo, no Centro de Ciências Agrárias, Campus II da UFPB, em Areia, no período de junho 2000, numa área de Latossolo Amarelo (EMBRAPA, 1999). Fora plantado um talhão com 400 mudas de nim com altura de 30 cm e dimensionadas em espaçamento de 3m x 3m. As mudas foram identificadas através de etiquetas com respectivas numerações. A primeira avaliação do crescimento foi realizada em fevereiro de 2003 tomando-se a altura total, o DNS (diâmetro ao nível do solo) e do diâmetro de copa.

3. Resultados e Discussão

Os indivíduos foram agrupados em classes de tamanho, por altura conforme a seguir especificadas: Classe I: indivíduos 1>2,5 metros; Classe II: indivíduos 2,5>3,5 metros; Classe III: indivíduos >3,5 metros. Os indivíduos da Classe I apresentaram DNS médio de 1,08 cm, com valores mínimo e máximo de 0,2 e 4,9 cm, respectivamente. Em relação ao diâmetro da copa, a média foi de 1,14 m, com valores mínimo e máximo de 0,40 m e 1,95 m. quanto à Classe II a média do DNS atingiu 2,1 m, ficando os extremos em 0,3 e 7,8 cm. O diâmetro de copa apresentou uma média 2,2 m, cujos valores mínimo e máximo foram 0,70 e 2,55 m, respectivamente. A classe III apresentou um DNS médio de 2,4 cm, com extremos de 1 e 8 cm. O diâmetro de copa apresentou uma média 2,6 m, com valores extremos de 1 e 2,95 m.

Este estudo apresenta similaridade com os realizado por Coelho et al. (2001), que verificaram em pesquisa alguns parâmetros morfológicos (altura de plantas, diâmetro de copa, diâmetro dos troncos) na cultura da tangerina nas condições ambientais da re-

gião sul do Estado do Espírito Santo, observando que em avaliação durante cinco anos em 25 plantas com oito anos de idade inicial, a altura média foi de 3,51 m, diâmetro da copa e tronco valores médios de 3,75 e 0,55 m, respectivamente. Marimom e Felfili (2000), em trabalho realizado, verificaram a distribuição de diâmetro e altura na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. na reserva indígena Areões, Água Boa-MT.

Diversos estudos tem considerado as distribuições de diâmetro e alturas em análises estruturais de florestas tropicais, uma vez que tais distribuições podem refletir em muitos aspectos da vida de uma floresta.

4. Conclusão

Os resultados apresentados indicam que a espécie vem apresentando um desenvolvimento vegetativo satisfatório para as condições climático-edáficas do brejo paraibano, o que a torna possível alternativa de cultivo.

5. Agradecimentos

Sou grato a Deus pelas bênçãos concedidas a mim, a minha família, ao Dr. Leonardo Alves de Andrade pelas orientações prestadas e ao Estudante Flávio Pereira de Oliveira pela ajuda na coleta e tabulação de dados.

6. Bibliografia

COELHO, R. I.; LOPES, J. C.; GROTH, D.; SOUZA, N. A. Caracterização morfológica da planta, frutos, sementes e plântulas de tangerina (*Citrus reticulata* L.) de ocorrência natural no sul do Estado de Espírito Santo. Revista Brasileira de Sementes, v. 23, n. 02, p. 294-301, 2001.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 2.ed. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro : Embrapa Solos, 1999. 412p.

MARIMOM, B. S.; FELFILI, J. M. Distribuição de diâmetros e alturas na floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. na reserva indígena Areões, Água Boa – MT. Revista Arvore. V. 24, p. 143-150, 2000.

NEVES, B. P. das; NOGUEIRA, J. C. M. Cultivo e utilização do nim indiano (*Azadirachta indica* A. Juss). Goiânia: Embrapa – CNAF – APA, 1996. 32p. (Embrapa-CNAF: Circular Técnica, 28).

Fitomassa epigéa de Mata Atlântica

Déborah Moreira – Burger (dmburger@ig.com.br) & *Prof. Dr. Wellington Braz Carvalho Dellitti*
Depto de Ecologia Geral, Instituto de Biociências – USP

1. Introdução

A biomassa constitui um importante aspecto para a caracterização estrutural dos ecossistemas, pois expressa o potencial de acumulação de energia e nutrientes pela biota em interação com fatores ambientais. A biomassa, presente a cada momento, é a resultante das características genéticas de todas espécies, dos fatores abióticos e da história de cada ecossistema. Desta forma, constitui-se em parâmetro relevante para a análise e monitoramento dos ecossistemas, bem como para avaliação de impactos, análise de estágios de sucessão e avaliação da capacidade de produção primária, quando se relaciona sua variação ao longo do tempo. Apesar desta relevância, trata-se de um dos aspectos menos conhecidos dos ecossistemas, especialmente os florestais, tendo em vista as dificuldades na obtenção de dados de campo. Atualmente, as estimativas de biomassa tornaram-se ainda mais urgentes devido à sua contribuição aos estudos de mudanças globais, já que constitui um parâmetro indispensável para estimativas de alterações de reservatórios de carbono (Dellitti & Burger, 1999).

Este trabalho teve como objetivo determinar a fitomassa epigéa de um trecho de mata atlântica e verificar sua distribuição entre os compartimentos da vegetação.

2. Material e métodos

O levantamento de campo foi realizado em área a ser desmatada para a construção da pista descendente da Rodovia Imigrantes, situada no Parque Estadual da Serra do Mar, no município de São Bernardo do Campo, São Paulo. A região apresenta clima quente e úmido, com temperatura média anual superior a 20 °C e pluviosidade elevada, compreendida entre 2.000 e 2.500 mm por ano (Santos, 1965).

Foram demarcadas três parcelas de 10 m x 10 m, medidas com trena e cercadas com cordas presas a estacas para melhor visualização. A fitomassa epigéa foi obtida pelo método destrutivo (Whittaker, et al., 1974; Chapman, 1976; Golley, 1978) através do corte e pesagem da vegetação de cada uma das parcelas, na seguinte ordem:

- a vegetação do estrato herbáceo, composto de indivíduos com altura inferior a 1,5 m, contida em 5 subparcelas de 1m², foi cortada, ao nível do solo. As folhas foram separadas do lenho manualmente e o peso fresco de cada porção medido com dinamômetro. Uma subamostra de material lenhoso e foliar de cada subparcela foi ensacada e levada ao laboratório;

- de cada árvore foram tomadas medidas de perímetro basal, com fita métrica comum, e de altura, com trena. As árvores foram cortadas ao nível do solo com moto-serra. As folhas foram separadas do lenho manualmente e o peso fresco de cada porção medido com dinamômetro. Subamostras de folhas e lenho foram ensacadas e levadas ao laboratório;

- as lianas foram coletadas ao longo do trabalho, na área total da parcela. As folhas foram separadas do lenho manualmente e o peso fresco de cada porção medido com dinamômetro;

- as epífitas também foram recolhidas ao longo do trabalho na parcela e finalmente pesadas com dinamômetro. Uma subamostra foi separada, ensacada e levada ao laboratório.

Todas as subamostras recolhidas em campo foram levadas a laboratório a fim de secar em estufa, até peso constante, para determinação do seu conteúdo de água e posterior cálculo do peso seco.

3. Resultados e conclusão

A fitomassa epigéa total encontrada neste trabalho, 260,7 t/ha, aproxima-se ao valor mínimo apresentado por Brunig, 1983 (apud McWilliam, 1993), segundo o qual a fitomassa de florestas tropicais varia de 300 a 650 t/ha. No entanto, Delitti e Burger (comunicação pessoal) verificaram que, para florestas atlânticas, o máximo de acumulação de biomassa estimada não ultrapassa a ordem de 350 t/ha.

A porção lenhosa da vegetação detém 98% da matéria orgânica acumulada, sendo que as folhas perfazem apenas 2% da fitomassa total. Esta proporção é muito semelhante à encontrada em outros estudos para florestas tropicais (Jordan & Uhl, 1978 e Klinge et al, 1975).

O estrato arbóreo concentra a maior quantidade de matéria orgânica, estando nele armazenado 96% da fitomassa total, equivalendo a 248,9 t/ha neste estudo. Nos demais compartimentos da vegetação foram encontradas as seguintes quantidades de fitomassa: 1,9 t/ha no estrato herbáceo, 8,3 t/ha na sinúsia de lianas e 1,6 t/ha no total de epífitas.

Comparado aos demais estratos da vegetação, verificou-se que 91% da fitomassa lenhosa e 83% da fitomassa foliar concentram-se no estrato arbóreo.

As informações obtidas na realização deste trabalho estão sendo avaliadas, e outros estudos estão em andamento, como a quantificação do estoque de nutrientes e a determinação de modelos preditivos da fitomassa de florestas atlânticas.

5. Referências Bibliográficas

CHAPMAN, S.B. Production ecology and nutrient budgets. In: CHAPMAN, S.B. *Methods in plant ecology*. Oxford: Blackwell Scientific Publication, 1976. cap.4, p.157-228.

DELITTI, W.B.C. & BURGER, D.M. Atlantic forests biomass estimates, Brazil. The Earth's changing land GCTE-LUCC Open Science Conference on Global Change. *Abstracts* Barcelona, 1998. p.341.

GOLLEY, F.B.; MCGINNIS, J.T.; CLEMENTS, R.G.; CHILD, G.I. & DUEVER, M.J. *Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida*. São Paulo: EDUSP, 1978. 256 p.

JORDAN, C.F. & UHL, C. Biomass of a "tierra firme" forest of Amazon Basin. *Oecologia Plantarum*, v.13, n.4, p.387-400, 1978.

KLINGE, H, RODRIGUES, W.A., BRUNIG, E. & FITTKAU, E.J. Biomass and structure in a Central Amazonian rain forest. In: GOLLEY, F.B. & MEDINA, E. *Ecological studies - tropical ecological systems*. Springer Verlag, 1975. cap.9, p.115-22.

McWILLIAN, A.L.C., ROBERTS, J.M., CABRAL, O.M.R., LEITÃO, M.V.B.R., de COSTA, A.C.L., MAITELLI, G.T. & ZAMPARONI, C.A.G.P. Leaf area index above-ground biomass of terra firme rain forest and adjacent clearings in Amazonia. *Functional ecology*, v.7, p.310-7, 1993.

SANTOS, E.O. Características climáticas. In: AZEVEDO, A.de (coord.) *A baixada santista: aspectos geográficos*. 1. ed. São Paulo, EDUSP, 1965. v.1, p.95-150.

WHITTAKER, R.H., BORMANN, F.H., LIKENS, G.E & SICCAM, T.G. The Hubbard Brook ecosystem study: forest biomass and production. *Ecological Monographs*, v.44, p.233-52, 1974.

comunidade fitoplanctônica do reservatório de barra bonita e sua relação com a composição e quantidade de polissacarídeos extracelulares

Dellamano-Oliveira, M. J., Colombo, V. & Vieira, A. A. H.^a

^a *Universidade Federal de São Carlos, pmjd@iris.com.br; pdeol@ig.com.br*

1. Introdução

A produção de matéria fotossintética pela comunidade fitoplanctônica é estocada na forma de matéria orgânica em compostos tais como carboidratos, proteínas e lipídios. De 15% a 40% do carbono fixado pela fotossíntese, dependendo da espécie fitoplanctônica, pode ser encontrado na forma de carboidratos (Biddanda & Benner, 1997, *apud* Vieira 2000). Os carboidratos dissolvidos em corpos d'água terrestres naturais, compreendem os açúcares livres (monossacarídeos e dissacarídeos) e os carboidratos combinados poliméricos hidrolisáveis, como os polissacarídeos e oligossacarídeos (Jørgensen & Jensen, 1994; Gremm, 1997). Em ambiente bastante eutrofizado, como o reservatório de Barra Bonita, onde são frequentes os florescimentos de cianofíceas e grande a população bacteriana, ambas grandes produtoras de exopolissacarídeos, concentrações elevadas destes carboidratos poliméricos podem ser encontradas em determinadas épocas do ano. Em relação aos monossacarídeos e dissacarídeos algais dissolvidos, a degradação enzimática da matéria orgânica particulada e a excreção fitoplanctônica compreendem suas principais fontes (Guillard & Wangersky, 1958; Hellebust, 1974, *apud* Vieira 2000).

Os polissacarídeos extracelulares algais podem desempenhar várias funções de importância ecológica antes e após o processo de degradação no ambiente, como por exemplo: proteção contra a perda de água e metais tóxicos, diminuição do afundamento, como também podem agir diretamente no meio ambiente e nas comunidades, complexando metais, formando substâncias húmicas e servindo de substrato como fonte de carbono para as comunidades microheterotróficas. Este estudo pretende relacionar a composição e quantidade dos polissacarídeos extracelulares com as espécies fitoplanctônicas predominantes no reservatório de Barra Bonita, durante o período de um ano. Porém, os resultados apresentados aqui englobam apenas oito meses de estudo.

2. Metodologia

As coletas foram realizadas no período de abril de 2002 a janeiro de 2003, em seis profundidades da coluna d'água (0, 1, 3, 5, 10 e fundo). Para a análise qualitativa da comunidade fitoplancônica, o material coletado foi filtrado em rede de 20mm de malha, acondicionado em frascos de polietileno e fixado com formalina 4%. A identificação dos táxons foi feita a partir da análise populacional, sempre que possível, ao menor nível taxonômico, utilizando-se bibliografia nacional e estrangeira. As amostras quantitativas foram coletadas com garrafa Van Dorn nas mesmas profundidades, a quantificação foi feita segundo a metodologia de Utermohl (1958) e as espécies dominantes e abundantes de acordo com o critério de Lobo & Leighton (1986).

Os polissacarídeos foram coletados nas seis profundidades citadas e foram analisados: carboidratos poliméricos hidrolisáveis (polissacarídeos) e monossacarídeos livres. Para a análise dos polissacarídeos e monossacarídeos livres, as amostras coletadas em cada profundidade foram filtradas em filtros de fibra de vidro Whatman GF/C e rota evaporados a 40°C. Dos concentrados, alíquotas de 5ml foram subdivididas em duas sub-amostras, sendo que uma foi analisada diretamente em HPLC-PAD sem hidrólise para serem obtidas as concentrações de monossacarídeos livres e a outra foi hidrolisada e obtidos os monossacarídeos totais (livres + poliméricos). Pela diferença (Poliméricos = Totais - Livres) foram obtidas as concentrações de monossacarídeos que faziam parte dos polissacarídeos. A metodologia utilizada é a descrita em Wicks *et al.* (1991) e Mopper *et al.* (1992), com modificações de Jørgensen & Jensen (1994) e Gremm (1997).

3. Resultados e Discussão

Os carboidratos são considerados o maior componente da fração identificável da matéria orgânica dissolvida em águas naturais (Mopper *et al.*, 1992). Eles são uma fonte significativa de carbono e energia para bactérias heterotróficas (Münster & Chrost, 1990). Os carboidratos dissolvidos totais são constituídos de monossacarídeos livres e combinados (polissacarídeos). Os açúcares livres e combinados constituem uma grande fração da maioria dos organismos e até 60% do peso seco de algumas algas (Mopper *et al.*, 1992). São liberados nas águas naturais como resultado da excreção e morte das células.

A determinação da composição molecular dos carboidratos não apenas fornece informações sobre a composição de carbono orgânico dissolvido, mas também uma indicação de sua origem e suas transformações (Hedges *et al.*, 1994). Devido às dificuldades encontradas na determinação da composição dos polissacarídeos (Borch & Kirchman, 1997), tanto por ensaios colorimétricos (Johnsen & Sieburth, 1977), como por cromatografia gasosa (Cowie & Hedges, 1984; Ochiai & Nakajima, 1988) e líquida (Wichs *et al.*, 1991), poucos estudos ainda são desenvolvidos, tanto para o ambiente marinho, quanto para água doce.

A liberação de carboidratos dissolvidos pelo fitoplâncton está relacionada com suas condições de crescimento; mais açúcares são liberados no final do *bloom*, quando os nutrientes tornam-se limitantes (Myklestad, 1977). Segundo Ittekkott *et al.* (1981), em seu estudo no nordeste do mar Norte, grande quantidade de polissacarídeos dissolvidos foram liberados durante o *bloom* do fitoplâncton, sendo que a composição destes mudou durante o *bloom*.

A quantidade de carboidratos totais no reservatório de Barra Bonita variou de 4,722 mg/l a 0,598 mg/l, sendo em média de 2,69 mg/l. A maioria dos carboidratos dissolvidos apresentou estrutura polimérica (96,4%). O maior valor foi observado quando foram registrados os seguintes táxons abundantes: *Microcystis aeruginosa*, células livres de *Microcystis*, *Pseudanabaena mucicola*, *Cyclotella* sp., *Thalassiosira* sp., *Cryptomonas* sp., Fitoflagelado spp, além da dominância de *Aulacoseira granulata*. Em relação aos carboidratos dissolvidos livres, a maior concentração foi registrada quando

Chroococcus sp., *Coelomonas* sp., *Microcystis aeruginosa*, *Planktothrix tropicalis*, *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira* sp., *Crucigenia* cf. *tetrapedia*, *Didymocystis* sp., *Keratococcus* sp., *Monoraphidium* sp., *Sphaerocystis* sp., *Mallomonas* sp e *Cryptomonas* sp foram considerados abundantes. Os monossacarídeos livres foram compostos principalmente por glicose, frutose e ribose e os carboidratos poliméricos livres, principalmente por manose/xilose, glicose, ramnose e galactose, que são comuns em exopolissacarídeos algais. A grande concentração de glicose registrada é, provavelmente, por ser este açúcar comum em água doce, oriundo da decomposição de celulose, amido, glicogênio, crisolaminarina, etc. Porém, a glicose é um dos monossacarídeos que ocorrem em grandes concentrações em exopolímeros de Cyanophyceae que dominam o fitoplâncton de Barra Bonita e portanto parte da quantidade destes monossacarídeos pode ter origem em polissacarídeos extracelulares. Os pequenos valores registrados para frutose e ribose são justificáveis pelo fato destes monossacarídeos não serem comuns em exopolissacarídeos algais sendo, provavelmente, produto da decomposição de células e morte de organismos. De acordo com Hedges *et al.* (1994), fucose e ramnose, ambos desoxi-açúcares, podem ser usados para estimar o estado de degradação do *pool* de carbono orgânico dissolvido no ambiente. A xilose, tem sido usada para caracterizar as fontes de carbono orgânico dissolvido (Cowie & Hedges, 1984). A glicose, que muitas vezes é excluída dos cálculos por ser dominante nas amostras pode esconder diferenças de carboidratos menos abundantes (Cowie & Hedges, 1984; Boschker *et al.*, 1995).

Quantidades semelhantes de carboidratos totais (88% em média) foram encontradas por Chróst *et al.* (1989). Estes autores também encontraram composição semelhante de carboidratos poliméricos e monossacarídeos livres, porém as quantidades diferiram em relação às registradas para este estudo. Gremm (1997), em seu estudo no White Clay Creek (Pensilvânia), encontrou concentração de carboidratos totais dissolvidos e monossacarídeos livres similares às registradas em outros locais, como no Japão (Ochiai & Nakajima, 1988). Segundo este mesmo autor, todos os açúcares encontrados em seu estudo, também foram registrados para outros ambientes aquáticos, com exceção de frutose (que foi destruída durante a hidrólise), registrada para água do mar por Mopper (1977), lixose, um constituinte das águas Amazônicas (Hedges *et al.*, 1994) e celobiose/melobiose (disacarídeos que devem produzir glicose e galactose após a hidrólise), registrados para lagos da Escandinávia (Jørgensen & Jensen, 1994). As concentrações médias de carboidratos totais e monossacarídeos livres, registradas em Barra Bonita, foram próximas daquelas encontradas por Gremm (1997).

Os carboidratos poliméricos (polissacarídeos) foram os mesmos encontrados por Gremm (1997), porém em ordem diferente de concentração: glicose, ramnose galactose, arabinose e fucose. A concentração de manose e xilose não pôde ser comparada, pois, devido ao tipo de análise utilizada neste estudo, ambos os açúcares tem o mesmo tempo de retenção. Ainda em relação à estes monossacarídeos, Borch & Kirchman (1997) registraram que as concentrações de galactose, glicose e manose/xilose compreendem 69% do total de açúcares encontrados nas água do nordeste do Pacífico, sendo que glicose e galactose foram dominantes, com 23% e 30% da concentração total de açúcar, respectivamente.

4. Conclusão

A composição e a quantidade dos monossacarídeos encontrados no reservatório de Barra Bonita, provavelmente relacionam-se com a dinâmica da comunidade fitoplancônica neste ambiente. Porém, este estudo será concluído com o término das coletas em dezembro de 2003, quando poderá ser feita a análise sazonal da comunidade fitoplancônica e dos exopolissacarídeos encontrados neste período, para assim verificar a relação entre a composição e quantidade destes exopolissacarídeos liberados com as espécies fitoplancônicas predominantes.

5. Referências Bibliográficas

- BORCH, N. H. & KIRCHMAN, D. L. Concentration and composition of dissolved combined neutral sugars (polysaccharides) in seawater determined by HPLC-PAD. *Marine Chemistry*, v.57, p. 85-95, 1997.
- BOSCHKER, H. T. S.; DEEKKERS, M. J.; PEL, R. & CAPPENBERG, T. E. Sources of organic carbon in the littoral of lake Gooimeer as indicated by stable carbon isotope and carbohydrate compositions. *Biogeochemistry*, v.29, p. 89-105, 1995.
- CHRÓST, R. J.; MÜNSTER, U.; RAI, H.; ALBRECHT, D.; WITZEL, K. & OVERBECK, J. Photosynthetic production and exoenzymatic degradation of organic matter in the euphotic zone of a eutrophic lake. *Journal of Plankton Research*, v. 11, p. 223-242, 1989.
- COWIE, G. L. & HEDGES, J. I. Determination of neutral sugars in plankton, sediments and wood by capillary gas chromatography of equilibrated isomeric mixtures. *Anal. Chem.*, v.56, p. 497-504, 1984.
- GREMM, T. J. Dissolved Carbohydrates in streamwater determined by HPLC and pulse amperometric detection. *Limnology and Oceanography*, v. 42, p. 385-393, 1997.
- HEDGES, J. L. *et al.* Origins and processing of organic matter in the Amazon river as indicated by carbohydrates and amino acids. *Limnology and Oceanography*, v. 39, p. 743-761, 1994.
- ITTEKOTT, V.; BROCHMANN, U. H.; MICHAELIS, W. & DEGENS, E. T. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 4, p. 299-305, 1981.
- JOHNSON, K. & SIEBURTH, J. MCN. Dissolved carbohydrates in seawater I. A precise spectrophotometric analysis for monosaccharides. *Marine Chemistry*, v. 5, p. 1-13, 1977.
- JØRGENSEN, N. O. G.; JENSEN, R. E. Microbial fluxes of free monosaccharides and total carbohydrates in freshwater determined by PAD-HPLC. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 14, p. 79-94, 1994.
- LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estruturas de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Revista de Biología Marina*, v. 22, n. 1, p. 143-170, 1986.
- MOPPER, K. Sugars and uronic acids in sediment and water from the Black Sea and North Sea with emphasis on analytical techniques. *Marine Chemistry*, v.5, p. 585-603, 1977.
- MOPPER, K. *et al.* Determination of sugar in unconcentrated seawater and other waters by liquid chromatography pulse amperometric detection. *Environment Science Technology*, v. 26, p. 133-138, 1992.

Florestas em solos mesotróficos do Triângulo Mineiro: Caracterização e localização

Edivane Cardoso^a, Adriano Rodrigues dos Santos^b, Ivan Schiavini^c & Mundayatan Haridasan^a

^a Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília-DF (edivane@unb.br), ^b Instituto de Geografia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia-MG, ^c Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia-MG.

1. Introdução

A vegetação predominante no domínio dos cerrados teve origem após a última glaciação, no final do Pleistoceno e início do Holoceno (18000 a 12000 aap), quando o aumento da temperatura permitiu a expansão das florestas úmidas sobre áreas ocupadas por florestas secas, além de serem influenciadas paralelamente por variações locais da hidrografia, topografia, profundidade do lençol freático e fertilidade e profundidade dos solos (ver RIBEIRO & WALTER, 1998 e BEHLING & HOOGHEMSTRA, 2001).

As formações florestais apresentam importância expressiva no

meio ambiente e nas relações antrópicas, tais como proteção do solo contra erosão, regulação da vazão de água às drenagens, manutenção da ciclagem de nutrientes, fonte de alimentação e refúgio de animais, formação de corredores ecológicos, reserva de material genético, área de exploração de madeira, dentre outras.

Segundo RIBEIRO & WALTER (1998), as principais fitofisionomias florestais do domínio dos Cerrados, ocorrentes em solos mesotróficos da região, são Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão, sendo que as duas primeiras são relacionadas com os cursos d'água, portanto localizadas nos fundos de vales, e as demais localizam-se nos interflúvios em graus variados de rochosidade e fertilidade do solo. Todas apresentam variações na deciduidade sazonal, acentuando-se na estação seca.

Os nutrientes presentes no solo e explorados pela vegetação apresentam duas origens principais: a disponibilização a partir do material rochoso e a lenta retenção de nutrientes exógenos no sistema. Estes dois processos são de desenvolvimento lento, observado apenas ao longo de uma escala geológica de tempo, apesar de que, em algumas situações, a saída destes dos sistemas nativos pode ser observada por um período de tempo que não ultrapassa uma década, tal como a queda de produção de agriculturas em áreas antes florestadas (DIAS-FILHO *et al.*, 2001).

O Triângulo Mineiro localiza-se a Oeste de Minas Gerais, entre as coordenadas aproximadas de 18 e 20°S e 47 e 51°W, é limitado ao norte pelo rio Paranaíba, ao sul pelo rio Grande e a leste pelo Arco do Paranaíba, uma estrutura geológica que constitui-se em divisor de águas de grandes afluentes da área estudada e de importantes bacias hidrográficas brasileiras, as bacias dos rios Paranaíba e do São Francisco. A grande maioria dos canais de drenagens do Triângulo Mineiro apresentam sentido Sudeste-Noroeste, e são afluentes do rio Paranaíba e, em menor parte, os afluentes do rio Grande, apresentam sentido Norte-Sul. Segundo MINAS GERAIS (1980), três tipos climáticos são atribuídos à região, sendo eles o Clima Tropical Úmido (Aw), predominante na área, Temperado Chuvoso (Cwa) e Subtropical de Altitude (Cwb). As temperaturas médias mensais ficam em torno de 19 a 24 °C e a precipitação em torno de 1000 a 1500 mm anuais. De acordo com a classificação utilizada por RADAMBRASIL (1983), a vegetação do Triângulo Mineiro constitui-se de Floresta Estacional Semidecidual (Mata Atlântica), localizada nos fundos das principais drenagens que limitam a região, e de Cerrado, encontrado nas demais áreas e ocupando sua maior extensão.

Este trabalho trata de uma abordagem sobre relações entre a vegetação do Triângulo Mineiro e a origem dos nutrientes, tanto ecológica quanto litológica e vários outros aspectos físicos, como geomorfologia, processos de mobilização de nutrientes.

2. Métodos

Foi realizado levantamento bibliográfico a respeito de estudos de vegetação, geologia e geomorfologia do Triângulo Mineiro, além de análise de padrões de imagens de satélite (TM Landsat) a fim de serem localizadas áreas florestais e sua posição no relevo, cursos d'água e material de origem, por avaliação com mapas de variáveis ambientais (MINAS GERAIS, 1980), principalmente vegetação, solos, geologia, drenagem e altitude, além de incursões a campo para a verificação das condições ambientais da vegetação e entorno.

3. Resultados e discussão

Durante o processo de estabelecimento da vegetação atual, o pacote rochoso da região do Triângulo Mineiro já estava definido em sua maioria, com exceção da dinâmica constante de deposição e erosão de sedimentos quaternários, de pequena expressão espacial, ao longo de algumas áreas nos fundos de vales.

A vegetação atual se distribui em superfícies exumadas pelas grandes drenagens e que, atualmente, expõe litoestratigrafia constituída de uma base de rochas do período Pré-Cambriano (Complexo Basal Goiano, Grupo Bambuí - alto curso do rio Paranaíba - , e Grupo Araxá - observadas principalmente nos rios Paranaíba,

Grande e Araguari -), cujas rochas contribuem com minerais, como plagioclásio cálcico, feldspatos potássicos ricos em quartzo e micas do grupo das biotitas e muscovita, filitos calcíferos, ardósias, mármores dolomíticos e calcitos, muscovita xisto, quartzitos de quartzo cristalino, hematitos e grafitosos (BARBOSA et al. 1970; COMPANHIA DE MINERAÇÃO DE MINAS GERAIS, 1994; RADAMBRASIL, 1983). Sobre esta base, encontram-se rochas do Grupo São Bento, constituídas por arenitos eólicos sílico-ferruginosos da Formação Botucatu, estes de pouca expressão e que originam solos de baixa fertilidade; porém, recebem contribuições de derrames sucessivos de basaltos toleíticos com mineralogia composta de plagioclásios cálcicos e piroxênios do grupo das augitas, magnetitas e cloritas, pertencentes à Formação Serra Geral (NARDY, 1995), rochas estas que originam o chamado latossolo roxo, geralmente de elevada fertilidade. Sobre estas encontram-se arenitos e conglomerados calcíferos, além de siltitos argilosos com matriz calcifera, atribuídos ao Grupo Bauru, sendo, portanto, rochas ricas em carbonatos de cálcio, que dão origem a latossolos férteis, principalmente pela sua contribuição às partes inferiores do relevo e acesso da vegetação existente sobre camadas imediatamente superiores. Finalmente, sobre tais litologias encontram-se sedimentos terciários, compostos por cobertura detritico laterítica (KING, 1956) e sedimentos quaternários resultantes de retrabalhamento das litologias anteriores, gerando variedade na fertilidade e profundidade dos solos e, conseqüentemente, na vegetação do Triângulo Mineiro.

A presença de formações florestais e fertilidade elevada, em solos originados sobre rochas pobres em nutrientes, como exemplo rochas quartzíticas, constituídas basicamente por óxidos de silício, pode ser devida principalmente pelo alcance das raízes a tais nutrientes e/ou sua ascensão capilar após disponibilização, a partir de camadas rochosas mais profundas e férteis ou pela tendência de muitos nutrientes serem escoados, solubilizados à água pluvial, a partir de níveis topográficos superiores. Ainda, menos visivelmente, a vegetação e biota associada podem reter nutrientes provindos da atmosfera na forma de poeira, sendo então retidos pela vegetação ao longo da sucessão de ocupação da superfície pela vegetação, assim constituindo processo lento e acumulativo.

Estudos de levantamento da vegetação do Triângulo Mineiro ainda são escassos e concentrados em torno de grandes centros ou em áreas de implantação de Usinas Hidroelétricas. Ainda, dentre estes poucos levantamentos raros são os que tratam de fitofisionomias florestais. Para este trabalho, alguns estudos podem ser mencionados por terem sido realizados em diferentes tipos de solos, também originados de litologias distintas. São eles: 1- OLIVEIRA-FILHO (1998), em Santa Vitória (Oeste), vale do rio Paranaíba, em ambiente de Floresta Seca Decídua sobre latossolo roxo originado de basalto; 2- OLIVEIRA-FILHO (1997), em Conquista (Leste), vale do rio Grande, em Floresta Semidecídua Aluvial, em região de transição entre distribuição de basalto e rochas quartzíticas do Pré-Cambriano; e, 3- MORENO & SCHIAVINI (2001), em Uberlândia (Centro), Ribeirão do Panga - bacia do Rio Paranaíba -, em Mata Seca e Mata de Galeria, sobre latossolo vermelho, originado de material sedimentar de áreas de topo de chapada. Em relação a estes três trabalhos (1, 2 e 3), foram observadas concentrações de fósforo nas proporções de cerca de 40:2:1, de potássio nas proporções aproximadas de 6:5:5, de Cálcio nas proporções de 17:3:4 e, de magnésio, nas proporções de cerca de 40:5:1. Sendo todos estes ambientes ocupados por formações florestais, notam-se grandes variações na quantidade de nutrientes disponibilizados e a variedade de fitofisionomias e material de origem.

Um outro aspecto que deve ser abordado é a distribuição atual do Triângulo Mineiro pelas formações florestais. Observando a paisagem, tanto em saídas a campo quanto a partir de imagens de satélite, nota-se o avançado estágio de ocupação da superfície por centros urbanos, agricultura e pecuária, principalmente aquelas áreas antes propícias à presença de vegetação florestal. Com a expansão econômica iniciada nas décadas

de 60 e 70, a vegetação nativa, principalmente a florestal, perdeu espaço para a atividade agropecuária, sendo estes solos os mais procurados para implantação de monoculturas e pastagens, devido principalmente à sua capacidade imediata de fornecer nutrientes à vegetação implantada. Assim, as áreas de florestas de solos mesotróficos vêm, cada vez mais, perdendo espaço e nutrientes, que são exportados dos sistemas nativos na forma de produtos de origem vegetal e animal. Ainda, após exploração sem manejo adequado, a fertilidade dos solos se reduz drasticamente e dá lugar à evolução de processos erosivos acentuados, os quais carregam outros nutrientes e inutilizam as áreas, sem ao menos haver tentativa de recuperação da cobertura vegetal.

4. Conclusões

A vegetação nativa do Triângulo Mineiro, principalmente formações florestais, pode se apresentar sobre diversas condições ambientais, tanto em relação a variações edáficas ocasionadas pelo material de origem quanto em seu posicionamento no relevo. Várias classes de vegetação podem ocorrer em condições edáficas semelhantes como também uma única classe pode ocorrer em variadas condições.

O Triângulo Mineiro apresenta variados materiais de origem associados a suas, também variadas, ofertas de nutrientes, bem como a existência de vegetação exuberante em regiões ocorrência de material original naturalmente pobre, pode ser explicada por processos ecológicos de retenção de nutrientes exógenos aos sistemas.

A acelerada ocupação da região, associada à pequena quantidade de estudos de conhecimento da vegetação e biota, leva à necessidade de criação de reservas e execução de estudos em um maior número de áreas, principalmente nos remanescentes florestais que são alvo de exploração econômica. (CNPq)

5. Referências Bibliográficas

- Barbosa, O.; Braun, O.; Dyer, R.C. & Cunha, C.A.B.R. **Geologia da região do Triângulo Mineiro**. Rio de Janeiro: DNPM/DFPM, 1970. 140 p. (Boletim 136).
- Behling, H. & Hooghiemstra, H. **Neotropical savanna environments in space and time: Late quaternary interhemispheric comparisons**. In: Markgraf, V. (ed.) *Interhemispheric Climate Linkages*. Academic Press, New York. p. 307-323. 2001.
- Companhia de Mineração de Minas Gerais. **Mapa geológico do estado de Minas Gerais**. Escala 1:1.000.000. Belo Horizonte: COMIG, 1994.
- Dias-Filho, M.B.; Davidson, E.A. & Carvalho, C.J.R. **Linking biogeochemical cycles to cattle pasture management and sustainability in the Amazon Basin**. In: McClain, M.E.; Victoria, R.L. & Richey, J.E. (ed.) *Biogeochemistry of the Amazon basin and its role in a changing world*. Oxford University Press, New York. p. 84-105. 2001.
- King, C.L.A. **A geomorfologia do Brasil Oriental**. *Revista Brasileira de Geografia*. São Paulo, v. 18, n. 2, p. 147-256. 1956.
- Minas Gerais. **Zoneamento agroclimático do estado de Minas Gerais**. Belo Horizonte: Secretaria de Estado da Agricultura, 1980.
- Moreno, M.I.C. & Schiavini, I. **Relação entre vegetação e solo em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia (MG)**. *Revista Brasileira de Botânica*. v. 24, n. 4 (Suplemento). P. 537-544. 2001.
- Nardy, A.J.R. **Geologia e petrologia do vulcanismo mesozóico da região central da bacia do Paraná**. 1995. 314 p. (Tese Doutorado).
- Oliveira-Filho, A.T.; Curi, N. Vilela, E.A. & Carvalho, D.A. **Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous forest in southeastern Brazil**. *Flora* v. 192. P. 47-64, 1997.
- Oliveira-Filho, A.T.; Curi, N.; Vilela, E.A. & Carvalho, D.A. **Effects of canopy gaps, topography and soils on the distribution of woody species in a Central Brazilian deciduous dry forest**. *Biotropica*. V.

30, n. 3. P. 362-375. 1998.

RadamBrasil. Folha SE22. Goiânia: Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia / Secretaria Geral, v. 31. 1983. 768p.

Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano, S.M. & Almeida, S.P. (ed.) Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: EMBRAPA-CPAC, 1998. 556 p. p. 89-168.

MÜNSTER, U. P. & CHRÓST, R. J. Dissolved organic matter (DOM) in aquatic environments origin, distribution, composition and microbial utilization. In: J. Overbeck & R. J. Chróst, (eds), Advanced Biochemical and Molecular Approaches to Aquatic Microbial Ecology, Brock/Springer Series in Contemporary Bioscience, by Springer Verlag, p. 8-46, 1990.

MYKLESTAD, S. Production of carbohydrates by marine planktonic diatoms. II Influence of the N/P ratio in the growth medium on the assimilation ratio, growth rate and production of cellular and extracellular carbohydrates of *Chaetoceros affinis* var. *willei* (Gran) Hustedt and *Skatonema costatum* (Grev.) Cleve. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., p. 161-179, 1977.

OCHIAI, M & NAKAJIMA, T. Distribution of neutral sugars and sugar decomposition bacteria in small streamwater. Archiv für Hydrobiologie, v. 113, p. 179-187, 1988.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommen der quantitativen phytoplankton: methodic. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie Mitteilungen, v. 9, p. 1-38, 1958.

WICKS, R. J.; MORAN, M. A.; PITTMAN, L. J. & HODSON, R. E. Carbohydrate signatures of aquatic macrophytes and their dissolved degradation products as determined by sensitive high-performance ion chromatography method. Appl. Environmental Microbiology, v. 57, p. 3135-3143, 1991.

VIEIRA, A. A. H. Produção e destino dos polissacarídeos extracelulares de origem algal em um reservatório eutrofizado do rio Tietê (estudo de processos). Universidade Federal de São Carlos – Depto de Botânica, Lab. de Ficologia, 2000. 42f. (Projeto temático).

(Agradecimento: A Fapesp, pelo apoio financeiro, processo número: 02/02517-6 e 99/07766-0).

Estudo preliminar dos visitantes florais de duas espécies de bromeliáceas, *Tillandsia stricta* (Tillandsioideae) e *Aechmea nudicaulis* (Bromelioideae), em Santa Catarina.

Elaine Cristina Vicente^{1, 4}; Tânia Mara Guerra^{2, 4}; Afonso Inácio

Orth^{3, 4}

¹ Graduanda em Agronomia (enialevicente@bol.com.br); ² Bolsista Recém Doutora/CNPq; ³ Professor PhD. Agronomia; ⁴ Lab. Entomologia Agrícola, CCA/UFSC, CP 476, Florianópolis-SC.

1. Introdução

A família Bromeliaceae constitui um grupo predominantemente americano de plantas, composto por 46 gêneros e 1.700 espécies. No estado de Santa Catarina, a maior diversidade de espécies desta família é encontrada no domínio da Floresta Pluvial da Encosta Atlântica (Reitz, 1983), ou Floresta Ombrófila Densa.

Tillandsia stricta Solander var. *stricta* é uma epífita pequena, com folhas dispostas em densas rosetas, com brácteas florais rosa e flores com pétalas azuis reunidas em uma única inflorescência com 10 a 20 flores. Esta espécie floresce de junho a março, e de acordo com Reitz (1983), trata-se de uma das espécies mais expressivas do gênero em Santa Catarina e no sul do Brasil.

Aechmea nudicaulis (Linnaeus) Grisebach var. *cuspidata* é uma planta com folhas verdes dispostas em rosetas e reunidas formando

uma cisterna, com inflorescência igual ou maior que as folhas e saindo do centro da cisterna, com sépalas amarelas, pétalas amarelo-esverdeadas e inflorescência com 43 flores, em média, por planta. Esta espécie é característica e exclusiva da Floresta Pluvial da Encosta Atlântica, florescendo de outubro a janeiro (Reitz, 1983).

A polinização possui um papel extremamente importante na evolução da maioria das plantas vasculares (Feinsinger, 1987), e embora os estudos sobre os visitantes florais de bromélias sejam expressivos (Fischer, 1994; Araújo, Fischer & Sazima, 1994; Buzato, 1995; Sazima, Buzato & Sazima, 1995; Van Sluys & Stotz, 1995.; Siqueira Filho & Machado, 2001; Van Sluys, Mangolin & Rocha, 2001), ainda são escassos quando comparados à diversidade de espécies dessa família.

Assim, o presente estudo objetivou investigar os visitantes florais, quantificando suas visitas e descrevendo o comportamento de cada espécie em *T. stricta* var. *stricta* e em *A. nudicaulis* var. *cuspidata*.

2. Métodos

Os exemplares de *T. stricta* var. *stricta* foram investigados em uma área de lazer localizada junto ao Museu Etnográfico de São Miguel, no balneário de São Miguel, município de Biguaçu, SC. Esta área situa-se na encosta da Serra de São Miguel, que é uma área de preservação municipal. A área de estudo é constituída por um conjunto de árvores nativas e exóticas, na sua maioria frutíferas, (goiabeiras, jabuticabeiras, cajazeiros, cafeeiros, caquizeiros), que servem como forófitos para *T. stricta*.

Os visitantes florais de *A. nudicaulis* var. *cuspidata* foram observados em oito espécimes fixados a um forófito, *Terminalia catappa*. Esta árvore é conhecida como amendoeira ou sombreiro e localiza-se no Centro de Ciências Agrárias (CCA/UFSC), em Florianópolis, SC.

Ambas as áreas estudadas estão sob influência antrópica, e fazem limite com áreas de vegetação nativa. A área de Biguaçu, é margeada por Floresta Ombrófila Densa, e a de Florianópolis, localiza-se entre uma área de mangue e uma área de mata secundária de Floresta Ombrófila Densa. Ambas as espécies de bromélias estudadas, foram observadas durante o período de floração.

Durante o período de floração de cada espécie, foram realizadas observações naturalísticas diárias tratando do comportamento das espécies de visitantes florais. As coletas desses visitantes foram efetuadas utilizando-se rede entomológica e/ou frasco mortífero.

As observações e coletas de visitantes de *T. stricta* foram ininterruptas, conduzidas durante a manhã, entre 7:35 h e 13h (horário de verão), nos dias 30/11 e 01/12/02.

As observações e coletas de visitantes de *A. nudicaulis* foram efetuadas continuamente, durante a manhã, (entre 7:30 e 12h) e durante à tarde (entre 12 e 17h) (horário de verão), nos dias 19 a 21, 23, 25 e 26/11/02.

3. Resultados e Discussão

Tillandsia stricta var. *stricta*

As espécies de visitantes observados foram: *Bombus* (*Fervidobombus*) *morio* e *Apis mellifera* L. (Hymenoptera, Apidae), *Augochlorini* sp e *Dialictus* (*Chloralictus*) sp. (Hymenoptera, Halictidae) e borboleta (Lepidoptera). Os visitantes coletados foram *Bombus morio*, *Apis mellifera* e *Dialictus* (*Chloralictus*) sp. Durante o período de observação foram registradas 23 visitas de *Bombus morio*, sete visitas de *Apis mellifera*, duas de *Augochlorini* sp, duas de *Dialictus* (*Chloralictus*) sp e uma de borboleta.

As visitas de *Bombus morio* foram mais frequentes entre 7:35 e 11h. A duração das visitas variou em cada planta, sendo o menor tempo de 6s e o maior tempo, de 54s. Durante as visitas, esta espécie percorria demoradamente a inflorescência, visitando várias vezes a mesma flor, que era intensamente manuseada durante o forrageio. O principal recurso floral coletado foi o pólen, que era depositado nas corbículas (pernas posteriores).

Para *Apis mellifera* não foi possível determinar um período em que ocorresse uma maior frequência de visitas, pois estas ocorriam ao longo de todo o dia. A duração de suas visitas, em cada planta,

também foi variada, sendo o menor tempo de 10s e o maior tempo, de 27s. Esta espécie fazia visitas a várias plantas, sucessivamente, e aparentemente também coletava pólen (também armazenado nas corbículas das pernas posteriores).

Devido à pequena abundância dos demais visitantes, não foi possível verificar sua frequência de visitação, tempo de visita e o provável recurso floral utilizado. Entre 12h e 13h foi verificada uma redução na atividade forrageira de todos os visitantes.

Aechmea nudicaulis var. *cuspidata*

Os visitantes observados foram: *Lycorea* sp. (Lepidoptera, Danaidae), beija-flor, *Polistes* sp e *Polybia* sp (Hymenoptera, Vespidae), formiga (Hymenoptera, Formicidae), mosquito e mosca (Diptera). Os visitantes coletados foram a borboleta (*Lycorea* sp) e as vespas (*Polistes* sp e *Polybia* sp). Foram verificadas 14 visitas de beija-flor, 11 de *Lycorea* sp, 10 de *Polistes* sp, oito de *Polybia* sp, duas de formiga, duas de mosca e uma de mosquito. Esta planta costuma produzir uma quantidade de néctar que chega a transbordar da corola tubular, facilitando assim a coleta, externamente à flor, por parte de vespas, moscas e formigas.

O número de visitas do beija-flor variou entre uma e oito visitas por dia. O beija-flor apresentou uma maior frequência de visitas entre 8:10 e 11:30h. A duração de cada visita por planta foi bem variada, sendo o menor tempo de 3s e o maior tempo, de 30s/planta. O intervalo entre uma visita e outra na mesma planta variou entre 12 e 50 minutos. O menor tempo de visita a uma inflorescência foi de 10s. Durante as manhãs, o beija-flor coletava néctar em todas as flores abertas. Já no período da tarde, embora o beija-flor sobrevoasse as inflorescências, estas visitas não consistiram de coleta de néctar. No entanto, não se pode precisar o motivo desta inspeção do recurso floral, sem realização de coleta.

A borboleta (*Lycorea* sp) só ocorreu nos dois primeiros dias de observação, e sua frequência de visitação variou entre cinco e seis visitas por dia. A maior frequência de visitação desta espécie ocorreu entre 8h e 9:20h e entre 14 e 15 h, quando ela despedia de três a quatro minutos por flor. O menor tempo entre uma visita e outra foi de um minuto e o maior tempo foi de uma hora. O recurso coletado foi néctar.

Polistes sp. foi observada visitando a flor em três dias e apresentou uma frequência de visitas que variou entre uma e cinco vezes por dia. A maior frequência de visitação ocorreu entre 13h e 16h. O tempo de visitação foi de 30 minutos/ flor, sendo que ela percorria todas as flores abertas da inflorescência. Provavelmente, esta espécie coletava resina, uma vez que ficava sempre pelo lado de fora das flores. No entanto, como as flores visitadas eram aquelas que se encontravam umedecidas pelo néctar externamente, este poderia estar sendo coletado, também. Esta espécie apresentou comportamento agonístico em relação à borboleta (*Lycorea* sp), não a deixando pousar na inflorescência.

Polybia sp visitou as plantas somente nos dois últimos dias de observação. Sua maior frequência de visitação ocorreu entre 7:30h e 7:50h e 9:50 e 10:35h. Provavelmente o recurso coletado foi néctar.

Embora tenham sido observadas algumas espécies de insetos visitando *A. nudicaulis* var. *cuspidata*, é provável que esta planta seja preponderantemente polinizada por beija-flores, uma vez que eles foram os visitantes mais frequentes e pela abundância de néctar produzido pelas plantas.

4. Conclusão

As mamangavas foram os visitantes principais de *T. stricta*, e devido ao comportamento durante o forrageio e à sua frequência de visitação, estas são o provável agente polinizador desta espécie.

T. stricta pode ser classificada como uma planta melitófila, uma vez que suas flores foram exclusivamente visitadas por abelhas. E, embora preliminares, estes resultados são promissores em relação à interação entre as abelhas e as flores desta espécie de Bromeliaceae.

Apesar da diversidade de visitantes florais verificada em *A. nudicaulis*, o beija-flor foi o visitante mais frequente e que visitou

todas as flores abertas, sendo considerado o agente polinizador potencial desta espécie.

T. stricta e *A. nudicaulis* representam uma fonte de recurso trófico primordial à manutenção do equilíbrio de seu hábitat.

5. Referências Bibliográficas

Araújo, A. C.; Fischer, E. A.; Sazima, M. (1994). **Floração sequencial e polinização de três espécies de *Vriesea* (Bromeliaceae) na região da Juréia, sudeste do Brasil.** *Revista Brasileira de Botânica*, vol. 17, nº 2, p. 113-118

Buzato, S (1995) **Estudo comparativo de flores polinizadas por beija-flores em três comunidades da mata atlântica no Sudeste do Brasil.** Campinas, SP: Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas

Feinsinger, P (1987). **Effects of Plant specie on each other's pollination: is community structure influenced?** *Tree*, v. 2, nº 5, p. 123-126

Fischer, E A. (1994). **Polinização, fenologia e distribuição espacial de bromeliaceae numa comunidade de Mata Atlântica, litoral sul de São Paulo.** Dissertação de mestrado, Universidade Estadual de Campinas.

Reitz, R.(1983) **Bromeliaceae e a Malária - Bromélia endêmica.** *Flora Ilustrada Catarinense*. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 559p.

Sazima, M.; Buzato, S.; Sazima, I. (1995) **Polinização de *Vriesea* por morcegos no sudeste brasileiro.** *Bromélia*, Rio de Janeiro, v. 2, nº 4, p. 29-37

Siqueira Filho, J. A. (1998) **Biologia floral de *Hohenbergia ridleyi* (Baker) Mez.** *Bromélia*, v.5, nº 1-4, p. 3-13

Siqueira Filho, J. A.; Machado, I. C. S. (2001). **Biologia reprodutiva de *Canistrum aurantiacum* Morren (Bromeliaceae) em remanescentes da Floresta Atlântica, nordeste do Brasil.** *Acta Bot. Bras.*, v. 15, nº 3, p. 427-443.

Van Sluys, M. V.; Stotz, D. (1995). **F Padrões de visitação a *Vriesea neoglutinosa* por beija-flores no Espírito Santo, sudeste do Brasil.** *Bromélia*, v. 2, nº 3, p. 27-35

Van Sluys, M. C., Mangolin, C. A., Rocha, C. F. D. (2001). **Taxas de visitação de polinizadores a *Vriesea procera* (Bromeliaceae) na Ilha Grande, Rio de Janeiro, sudeste do Brasil.** *Bromélia*, Rio de Janeiro, v.6, nº 1-4, p. 19-24

Reconstituição da comunidade zooplanctônica de uma lagoa marginal ao rio Paranapanema (Estado de São Paulo), após um período prolongado de estiagem.

Eliana Aparecida Panarelli, Silvia Maria Cagliari Casanova & Raoul Henry.

Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências (Unesp), Campus de Botucatu. Rubião Junior 18618-000. Botucatu, SP (epanarelli@ig.com.br)

1. Introdução

A lagoa dos Cavalos é um sistema lateral ao canal do rio Paranapanema, localizado na região de transição entre o rio (sistema lótico) e o reservatório de Jurumirim (sistema lêntico), na região sudoeste do estado de São Paulo, entre os municípios de Paranapanema e Angatuba. Esta é uma lagoa pequena, normalmente isolada do canal do rio, com área de superfície de aproximadamente 8600m² e volume de 11600m³ (dados determinados em 13/06/2001 por AFONSO, 2002).

Na região do reservatório de Jurumirim, o clima é caracterizado por dois períodos distintos: período seco (inverno) e período chuvoso (verão). Entretanto, no final do ano de 1999 teve início um período de estiagem rigorosa e prolongada, que perdurou até o final de 2000. O presente estudo foi realizado entre os meses de

março de 2000 e maio de 2001; tendo início durante o período de estiagem, quando o volume da lagoa estava sofrendo rápida redução, incluindo também amostragem após o reinício das chuvas. A lagoa dos Cavalos permaneceu completamente seca por um período aproximado de oito meses (junho de 2000 a janeiro de 2001).

A redução expressiva do volume da água pode promover alterações limnológicas severas, como elevação da temperatura, diminuição da transparência da água e diminuição do oxigênio dissolvido; estes são fatores que submetem as populações zooplancônicas a condições de estresse (CROME & CARPENTER, 1988). NEIFF (1997) considera que em planícies inundáveis os organismos são mais condicionados pelas secas do que por inundações extremas, pois a seca restringe a distribuição e abundância das populações vegetais e animais a corpos d'água remanescentes que suportam, muitas vezes, uma grande densidade de organismos sujeitos a desequilíbrio por sobrecarga populacional. Em situação de seca, com extinção temporária do ambiente aquático, vários grupos do zooplâncton produzem ovos ou fases de resistência que permanecem relativamente expostos em "bancos de ovos" no sedimento (CHATTERJEE & GOPAL, 1998).

O objetivo deste estudo é comparar a estrutura da comunidade zooplancônica antes e depois do episódio de seca completa da lagoa dos Cavalos. Dados sobre um experimento de eclosão de ovos de resistência também são apresentados afim de melhor entender o processo de recolonização do ambiente após o retorno das chuvas.

2. Metodologia

As amostras de zooplâncton foram obtidas com bomba de sucção, acoplada a uma mangueira que foi deslocada do fundo à superfície. Foram filtrados de 50 a 100 litros de água em rede de plâncton com malha de 50 mm. Quando a profundidade do ambiente esteve muito reduzida, foi coletado um volume menor com balde ou becker. Os Copepoda (copepoditos e adultos) e Cladocera foram contados em cubeta quadriculada sob microscópio estereoscópico; nauplii de copépodos, Rotifera e Protozoa foram contados em câmara de Sedgwick-Rafter, em microscópio óptico. Foram considerados três meses antes da extinção da lagoa (março a maio de 2000) e três meses após o restabelecimento do ambiente (março a maio de 2001), além do mês de setembro. Neste mês foi coletado sedimento da lagoa seca, para realização de experimento com eclosão de ovos de resistência. Um dia após esta coleta ocorreu um episódio de chuva com acúmulo de água na região mais profunda da lagoa, nesta data (12/09/2000) também foi realizada coleta de água para análise dos organismos. Os dados quantitativos da comunidade obtidos em indivíduos por m³ foram extrapolados para todo o volume da lagoa. O volume foi calculado para cada mês baseado na curva hipsográfica da lagoa e na variação da profundidade do ambiente.

Para a realização do experimento foram amostrados 6 pontos, ao longo de um gradiente longitudinal paralelo ao comprimento máximo da lagoa. As amostras de sedimento para verificar o potencial de recomposição da comunidade, foram coletadas com um tubo cilíndrico de PVC, com volume aproximado de 75cm³. Em laboratório, subamostras foram colocadas em vidros com água destilada e incubadas a 22°C. Durante a primeira semana, a água foi filtrada a cada dois dias em rede de plâncton com abertura de malha de 55mm e, a partir do 8º dia de incubação, a cada semana por dois meses. O material retido na rede foi acondicionado em frascos, fixado em formol 4% e posteriormente identificado e quantificado em microscópio óptico. A metodologia para a realização deste experimento foi baseada em CRISPIN & WATANABE (2000), com algumas modificações.

3. Resultados

Considerando todos os táxons encontrados, não houve grande diferença nos valores de riqueza registrados antes da lagoa secar (48 táxons) e depois da reconstituição do ambiente (53 táxons).

Porém, quando considerados os grandes grupos taxonômicos, alguns apresentaram considerável diferença no número de espécies entre os dois períodos. Rotifera foi o único grupo com maior número de espécies após o restabelecimento da lagoa (19 táxons antes da lagoa secar e 33 táxons depois do enchimento da lagoa); Cladocera e Copepoda tiveram maior riqueza antes da lagoa secar (11 e 5 táxons, respectivamente), após o restabelecimento do ambiente, foram registrados 4 táxons de Cladocera e 3 táxons de Copepoda. Para Protozoa (8 táxons) e demais microinvertebrados (5 táxons) não foram detectadas diferenças entre os valores de riqueza dos dois períodos. Deve-se considerar que tais diferenças podem não ter aparecido devido a identificação menos acurada feita para estes grupos.

No experimento de eclosão de ovos de resistência foram encontrados 33 táxons, entre Protozoa (13), Rotifera (10), Cladocera (4), Copepoda (1) e outros táxons de microinvertebrados (5). Na amostra de água coletada após um episódio de chuva, um dia depois da coleta de sedimento, foram registrados 13 táxons ao todo: Protozoa (2), Rotifera (5), Cladocera (2), Copepoda (3) e Nematoda. A seguir são relacionados os táxons encontrados tanto no sedimento como na água coletada em setembro de 2000: *Diffugia* e *Lesquerusia* (Protozoa), *Keratella americana* e *Pompholix* (Rotifera), *Diaphanosoma birgei* (Cladocera), nauplio de Calanoida (Copepoda) e Nematoda.

Alguns táxons apresentaram resultados destacados durante a realização do experimento devido a sua frequência de ocorrência e/ou elevada densidade. Nauplio de Calanoida, *Asplanchnopus* sp. e *Lecane* cf. *inermis* foram os táxons mais frequentes. Nauplios de Calanoida foram os primeiros organismos que retornaram a fase ativa e ocorreram principalmente nos primeiros dias de incubação. Entre os rotíferos, *Asplanchnopus* sp. foi o primeiro a eclodir, porém não ocorreu mais a partir do 6º dia de incubação, sendo substituído por *L. cf. inermis*. Esta espécie foi a mais abundante, além dos ovos presentes no sedimento, os organismos também se reproduziram no decorrer do estudo. Bdelloidea e *Cephalodella* começaram a eclodir a partir da 3ª semana de incubação. O maior número de eclosões ocorreu nos pontos de amostragem com maior umidade do sedimento. *Diaphanosoma birgei*, que é um Cladocera normalmente abundante no reservatório de Jurumirim, ocorreu em pequeno número nas amostras deste experimento, porém bem distribuído ao longo do período de incubação. Alguns táxons que eclodiram durante o experimento não foram encontrados em nenhuma amostra de água coletada durante os dois períodos analisados, são estes: *Euglypha* e *Trinema* (Protozoa), *Lecane* cf. *inermis* e *Philodina* (Rotifera) e Turbellaria.

A abundância do zooplâncton total foi maior após o enchimento da lagoa (período de março a maio de 2001), nesta época os valores estiveram entre $1,5 \times 10^{10}$ e $2,0 \times 10^{10}$ indivíduos estimados para toda a lagoa. No período antes da lagoa secar a densidade oscilou entre $3,5 \times 10^7$ e $4,4 \times 10^8$. A abundância relativa dos grandes grupos taxonômicos também variou consideravelmente, entretanto, estas variações ocorreram entre todos os meses estudados. Porém, é possível ressaltar algumas características da estrutura da comunidade distintas entre os dois períodos. Antes da lagoa secar, os maiores valores de abundância relativa foram registrados para rotíferos e copépodos. Em setembro o grupo mais abundante também foi Copepoda, devido ao surgimento de grande quantidade de nauplio de Copepoda Calanoida, com o breve acúmulo de água que ocorreu neste mês. Com o restabelecimento da lagoa dos Cavalos, foi observada inicialmente grande proporção de rotíferos (81% do total de indivíduos). Em seguida, nos meses de abril e maio de 2001, ocorreu acentuada redução neste grupo e aumento na abundância relativa de Protozoa e demais grupos de microinvertebrados, principalmente Gastrotricha.

Quando comparada a composição e abundância relativa das espécies e gêneros dentro de cada grande grupo taxonômico, gran-

des alterações entre os dois períodos também podem ser notadas. Entre os protozoários, o gênero *Trichodina* (representando 63% do total de protozoários) foi dominante antes da lagoa secar; já após o enchimento, o gênero *Arcella* foi o mais abundante, sendo *A. cf. hemisphaerica* responsável por 69% da abundância de Protozoa. Entre os rotíferos foi observada relação de dominância menos pronunciada: antes da lagoa secar *Keratella lenzi* (54%), *K. tropica* (18%) e *Brachionus caudatus* (10%) foram os mais abundantes; com o restabelecimento da lagoa os maiores valores de abundância relativa foram registrados para *Polyarthra cf. vulgaris* (22%), Bdelloidea (20%) e Asplanchnidae (12%). O gênero *Moina* foi o mais abundante entre os Cladocera, porém houve alternância de espécies dominantes entre os dois períodos, antes do desaparecimento da lagoa *M. micrura* (60%) foi a espécie mais abundante e *M. reticulata* (84%) foi dominante depois do enchimento da lagoa. As maiores relações de dominância foram observadas para o grupo dos Copepoda, o Calanoida *Notodiaptomus* (99%) foi dominante antes da lagoa secar; após o restabelecimento da lagoa, Cyclopoida foi o grupo mais abundante, representado principalmente por *Thermocyclops decipiens* (86%). Para este grupo é importante ressaltar que não foi registrada nenhuma espécie em comum para os dois períodos distintos.

4. Conclusões

A lagoa dos Cavalos geralmente é um ambiente perene, sem conexão superficial com o canal do rio. O desaparecimento temporário e ocasional deste ecossistema aquático pode ser entendido como um distúrbio de grande intensidade, que promoveu profundas modificações na estrutura da comunidade zooplânctônica deste ambiente. Quando comparado o período antes da lagoa secar ao período após o enchimento da lagoa, profundas alterações na estrutura desta comunidade foram verificadas através dos seguintes atributos de comunidade: riqueza de táxons, composição de espécies, abundância relativa entre os grandes grupos taxonômicos, relações de dominância entre as espécies dentro de cada grupo e abundância absoluta do zooplâncton. O estudo de eclosão dos ovos de resistência mostrou que, mesmo com um período prolongado de dessecação, várias espécies permaneceram no sedimento, prontas para uma rápida recolonização do ambiente aquático. Este estudo mostrou também que a riqueza preservada no sedimento pode ser superior àquela encontrada na coluna d'água em um determinado momento. Pois, algumas espécies só foram encontradas em situação experimental, não sendo registradas na coluna d'água em nenhum dos dois períodos estudados. Além disso, grande parte das espécies encontradas após o restabelecimento da lagoa não eclodiu em situação experimental. Portanto, pode-se concluir que algumas espécies permanecem dormentes no ambiente aquático, sendo que as condições necessárias para a quebra de dormência podem ser variadas para as diferentes espécies, fazendo com que táxons distintos apareçam na água em momentos diferentes.

5. Bibliografia

- Afonso, A. A. de O. (2000). *Relações da fauna associada à Eichhornia azurea (Swartz) Kunth com as variáveis abióticas em lagoas laterais de diferentes graus de conexão ao Rio Paranapanema (zona de desembocadura na Represa de Jurumirim, SP)*. Tese de Doutorado. UNESP - Câmpus de Botucatu 103p.
- Chatterjee, K. & Gopal, B. (1998). Experimental study of emergence of zooplankton in temporary water-bodies in relation to dry periods. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 26: 1309-1315.
- Crispim, M. C. & Watanabe, T. (2000). Ovos de resistência de rotíferos presentes em sedimentos secos de um açude no semi-árido paraibano. *Acta Limnol. Brás.*, 12: 89-94.
- Crome, F. H. J. & Carpenter, S. M. (1988). Plankton community cycling and recovery after drought - dynamics in a basin on a flood plain. *Hydrobiologia*, 164: 193-211.
- Neiff, J. J. (1997). El regimen de pulsos en rios y grandes humedales de sudamerica. *Ir. Malvarez, A. I. (ed.) Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de sudamerica*. Montevideo. Ed. Univ. de Buenos Aires. UNESCO. 97-145.
- Apoio:
FAPESP (Projeto Temático 97/04999-8; Processo: 99/08748-5) e CNPq (Processo: 141360/2000-3).

O papel do efeito de borda sobre a chuva de sementes num fragmento de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil.

Felipe Pimentel Lopes de Melo^a & Marcelo Tabarelli^a.

^a Departamento de Botânica, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco. Av. Prof. Moraes Rego s/n CEP: 50670-901 Cidade Universitária, Recife PE, Brasil. (fplmelo@yahoo.com.br)

1. Introdução

A criação e o aumento de áreas de borda é uma consequência inevitável do processo de fragmentação das florestas. Alterações microclimáticas resultantes da criação da borda podem alterar diversos processos biológicos entre eles os de dispersão de sementes, mortalidade e recrutamento de plantas. Argumenta-se que a perda de espécies de árvores em bordas florestais recentemente criadas está intimamente ligada à mortalidade de adultos e jovens. As grandes árvores nas áreas próximas à borda morrem principalmente por danos físicos causados pela maior incidência de ventos laterais. Por outro lado, as altas taxas de mortalidade de jovens nas áreas de borda são devidas principalmente às respostas às alterações microclimáticas características desse ambiente e a danos físicos causados pela mortalidade dos adultos. O aumento das áreas de clareira próximo à borda seria outra consequência da perturbação causada pela fragmentação. O somatório desses fatores leva a uma aceleração da dinâmica vegetal nas áreas de borda, que possivelmente retrocede o estágio de sucessão das áreas de borda (Laurance et al., 1998). Essa dinâmica acelerada caracterizada por altas taxas de recrutamento e crescimento de pioneiras, pode exercer uma pressão ecológica contra espécies vegetais associadas a estágios mais avançados de sucessão ecológica e favorável a espécies colonizadoras de fases mais iniciais de sucessão (Sizer & Tanner, 1999). Portanto as árvores de floresta madura podem estar sendo excluídas das áreas de borda tanto por competição com as pioneiras quanto pela baixa frequência na chuva de sementes da borda uma vez que essas espécies precisam de um agente dispersor vertebrado para transportar suas grandes sementes e assim alcançar e colonizar as áreas de borda de fragmentos florestais. Mas como a densidade de vertebrados dispersores em fragmentos encontra-se reduzida, mais ainda nas bordas desses, é razoável esperar que a frequência e riqueza de grandes sementes na chuva de sementes da borda seja menor se comparada com aquela do interior da floresta, comprometendo portanto a regeneração das áreas de borda.

2. Métodos

O presente estudo foi conduzido num fragmento de 3500ha de floresta atlântica localizado no município de Ibataguara, AL. A área de estudo pertence à Usina Serra Grande uma companhia produtora de cana-de-açúcar. O fragmento foi isolado há pelo menos 50 anos segundo moradores mais antigos da região, e é circundado de lavoura de cana-de-açúcar. A área de estudo encontra-se em terreno montanhoso (ca. 500 m de altitude), com a presença de vales rasos e largos característicos da superfície do planalto da Borborema na área de transição para a planície costeira. Com a intenção de acessar a chuva de sementes no fragmento, 100 armadilhas medindo 1 m² foram colocadas a 1 m de altura no núcleo do fragmento (i.e. distantes no mínimo 500 m da borda) dispostas ao longo de um transecto de 1500 m de comprimento, sendo 50 armadilhas em cada lado do transecto. O mesmo esforço

amostral foi realizado num transecto paralelo a borda e de igual tamanho a uma distância de no máximo 50 m da borda e de no mínimo 25 m. As armadilhas estavam separadas entre si por uma distância de no mínimo 25 metros em ambos os tratamentos. Durante 9 meses, coletas quinzenais foram realizadas nas armadilhas que amostravam sementes de até 1 mm de tamanho. Todas as sementes foram coletadas e posteriormente separadas em morfoespécies e em 5 classes de tamanho; 1) sementes de até 3 mm, 2) entre 3,1 e 6 mm, 3) entre 6,1 e 15mm, 4) entre 15,1 e 30mm e finalmente 5) maiores que 30 mm medidos no maior eixo da semente. Testes de Qui-quadrado foram usados para medir diferenças entre as frequências das classes de tamanho e número de sementes e morfoespécies entre os tratamentos (Sokal & Rohlf, 1995).

3. Resultados e Discussão

Um total de 61669 sementes pertencentes a 132 morfoespécies foi coletado durante 9 meses de estudo. Dessas, 104 morfoespécies foram coletadas no interior do fragmento e apenas 71 foram registradas da borda. O número de sementes na borda do fragmento foi quase duas vezes maior ($N = 38286$) que o encontrado no interior do mesmo ($N = 23383$), entretanto 85,34 % dessas sementes na borda pertenciam às classes 1 e 2 enquanto que no interior do fragmento esse percentual cai para 74,88 % das sementes coletadas ($\chi^2 = 1055,789$; $gl = 1$; $p = 0,0000$). Por outro lado, 25,14% das sementes do núcleo pertenciam às classes de tamanho maiores que 6 mm enquanto que apenas 14,66 % das sementes da borda se encontravam nessas classes de tamanho ($\chi^2 = 1055,789$; $gl = 1$; $p = 0,0000$). Ao levar-se em conta apenas as sementes maiores que 15 mm que são aquelas mais dependentes de grandes dispersores, no interior do fragmento essas sementes responderam por 2,21 % ($N = 517$) do total das sementes do núcleo contra apenas 0,65% ($N = 250$) das sementes da borda ($\chi^2 = 278,83$; $gl = 1$; $p = 0,0000$). A distribuição das morfoespécies de sementes entre as classes de tamanho foi bastante contrastante. Das 104 morfoespécies de sementes encontradas no núcleo do fragmento, 23% ($N = 24$) pertenciam às classes de tamanho 4 e 5 enquanto que esse percentual na borda foi de apenas 8,4% ($N = 6$) ($\chi^2 = 6,355$; $gl = 1$; $p = 0,0117$). Os resultados suportam fortemente a hipótese de que espécies de árvores com grandes sementes não alcançam a borda do fragmento. Apesar de um maior número de sementes chegar à borda do fragmento esse montante é composto por poucas morfoespécies, a maioria delas pequenas. Esse grande número de sementes na borda é pertencente a poucas espécies e pode ser reflexo da presença de 'r estrategistas', isto é, pioneiras (*sensu* Whitmore, 1989). Por outro lado, apesar de no interior do fragmento o número de sementes ser igualmente dominado por sementes das menores classes de tamanho, a riqueza de morfoespécies ultrapassa em muito a riqueza da borda. Essa menor riqueza de morfoespécies na borda pode estar ligada à perda de adultos no momento de isolamento do fragmento ou de subseqüentes efeitos decorrentes da criação da borda. Entretanto, mesmo sob essas condições, uma certa quantidade de grandes sementes poderia alcançar a borda via-dispersores se esses continuassem agindo no fragmento. As conseqüências dessa diminuição na riqueza da chuva de sementes sobre regeneração das áreas de borda são evidentemente percebidas na composição dos adultos reprodutivos presentes na borda. Os grupos ecológicos que compõem as espécies de borda são de pioneiras e pioneiras tardias faltando aquelas espécies de floresta madura que geralmente possuem grandes sementes (Sapotaceae, Lecythidaceae, Crysoalanaceae).

4. Conclusões

As espécies possuidoras de grandes sementes parecem não dispor das áreas de borda para colonização, reduzindo portanto seu habitat à área nuclear de um fragmento de floresta. Contando que essas espécies de floresta madura respondem por boa parte da riqueza de florestas tropicais a conservação da diversidade biológica em florestas fragmentadas deve levar em consideração que a

disponibilidade de habitats de borda para essas espécies depende do fluxo que suas sementes mantêm por meio dos dispersores. A regeneração das áreas de borda também é comprometida se essas espécies não colonizam essas áreas. O avanço da regeneração na floresta depende da substituição gradual de espécies pioneiras por espécies de estágios mais maduros. A baixa riqueza e frequência dessas espécies na chuva de sementes da borda são um mau sinal de que a regeneração de uma área de borda há muito isolada (portanto em processo avançado de reconstituição) está se dando com um subgrupo limitado de espécies de árvores.

5. Referências Bibliográficas

- Laurence, W.F.; Ferreira, L.V.; Rankin-de-Merona, M.; Laurance, S.G. (1998). Rain Forest fragmentation and the dynamics of amazonian tree community. *Ecology* 79:2032-2040.
- Sizer, N.; Tanner, V.J. (1999). Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation* 10: 135-142.
- Sokal, R.R.; Rohlf, J. (1995). *Biometry*. W.H. Freeman and Company, New York.
- Whitmore, T.C. (1989). Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70: 536-538.

Ecomorfologia trófica do peixe-rei, *Odontesthes bonariensis*, em relação à planctivoria no reservatório de Salto Caxias, rio Iguazu, Paraná, Brasil.

Fernanda A. da Silva Casemiro¹ & Norma Segatti Hahn²

¹ Universidade Estadual de Maringá/Bolsista -CNPq/ Nupélia, Maringá/PR. (fcasemiro@nupelia.uem.br)

² Universidade Estadual de Maringá/Bolsista Pesquisador-CNPq/ Nupélia, Maringá/PR.

1. Introdução

O peixe-rei, *Odontesthes bonariensis* Valenciennes, 1835, é uma espécie nativa da Argentina e foi introduzida nos reservatórios da região sul do Brasil, como o de Salto Caxias, no rio Iguazu. É uma espécie de importância econômica, porém, pouco estudada em seus aspectos bio-ecológicos.

Após o represamento deste rio, que se localiza entre os municípios de Leônidas Marques e Nova Prata do Iguazu, houve um incremento expressivo no número de indivíduos capturados (Zavadski *et al.*, 2003), provavelmente em função da espécie ter encontrado no ambiente lêntico condições mais favoráveis ao seu desenvolvimento. De acordo com Agostinho *et al.* (1999) durante o processo de colonização de um reservatório, observa-se a depleção de algumas populações e a explosão de outras, sendo esse processo dependente das restrições e das condições favoráveis encontradas pelas diferentes espécies para manifestar seu potencial de proliferação.

Um dos aspectos a ser considerado em reservatórios é a alimentação dos peixes, que pode ser muito diferente do padrão normal, observado para a mesma espécie em seu ambiente natural. Apesar da maioria das espécies apresentar elevada adaptabilidade trófica (*sensu* Gerking, 1994) algumas, cujo hábito alimentar tende a especialização, podem ser comprometidas ou obter sucesso no processo de colonização, dependendo do tipo de recurso que o ambiente irá disponibilizar.

2. Objetivos

Este estudo teve por objetivo avaliar aspectos ecomorfológicos relacionados ao hábito alimentar do peixe-rei, *O. bonariensis*, a fim de obter subsídios para o entendimento de sua ecologia alimentar, relacionando esta ao processo de colonização da espécie no ambiente represado.

3. Materiais e Métodos

O reservatório de Salto Caxias, formado em novembro/98, localiza-se no rio Iguazu, (S 25° 32' e W 53° 30'; S 25° 35' e W 53°

06'). As coletas foram realizadas em estações fixas (4 no reservatório e 11 nos tributários), utilizando três baterias de 15 redes de emalhar expostas por 24 horas com revistas às 8:00h, 16:00h e 22:00h. As coletas foram realizadas mensalmente de 03/00 a 02/01. Os exemplares foram fixados em formol 4% para posterior análise em laboratório. Para análise da morfologia foram selecionados 10 exemplares de diferentes classes etárias, sendo estes utilizados para descrição geral. Os exemplares destinados a caracterização morfológica foram corados com azul de metileno para melhor visualização das estruturas. Desta forma, foram desenhados e descritos: a posição e forma da boca, dos rastros branquiais e do tubo digestivo.

Para o estudo da dieta foram analisados 218 indivíduos (6,0 a 27,0 cm-cp). Os itens alimentares foram avaliados quanto a sua importância pelos métodos de ocorrência e volumétrico. O volume foi obtido através de provetas graduadas e placa milimetrada (Hellowel e Abel, 1971) e os resultados foram representados graficamente segundo Costello (1990).

4. Resultados e Discussão

A boca desta espécie encontra-se em posição superior com lábios reduzidos, sendo o pré-maxilar separado do osso da maxila por um tecido espesso e resistente permitindo ampla protractibilidade a este órgão. Os dentes são pequenos, semelhantes entre si e distribuídos uniformemente, em uma só fileira na maxila e mandíbula, conferindo-lhes um aspecto serrilhado. Bemvenuti (1990) investigando a morfologia trófica do peixe-rei (*Odontesthes sp.*) observou que a boca protrátil possui forma de pegador ou sugador, sugerindo que esta espécie ingere qualquer partícula em suspensão na coluna d'água.

Os rastros branquiais são numerosos e apresentam-se como estruturas alongadas, em forma de pente, cujas unidades encontram-se próximas entre si. Este tipo de rastro branquial é típico de espécies filtradoras, adaptadas a explorar organismos planctônicos da coluna d'água, selecionando o tamanho da presa ingerida. Contudo, o hábito filtrador é raro entre os peixes adultos, sendo esta estratégia conhecida para *Hypophthalmus edentatus* da bacia do rio Paraná (Lansac-Tôha et al., 1991; Abujanra & Agostinho, 2002).

O tubo digestivo é constituído por um esôfago curto, estômago reto e pouco definido, seguido por um intestino curto. As paredes do estômago são espessas, mesmo em indivíduos capturados com o estômago repleto de alimento (observação pessoal).

A dieta baseou-se em microcrustáceos, insetos, escamas de peixe, vegetais e detritos. Entretanto, Copepoda e Cladocera foram os itens mais importantes, o primeiro com 82% de ocorrência e 49% de volume e o segundo com 48% e 15% respectivamente, em ocorrência e volume. Em função da ampla abundância de microcrustáceos nos conteúdos estomacais, esta espécie foi caracterizada como de hábito alimentar zooplânctívoro.

Bemvenuti (1990), estudando os hábitos alimentares de duas espécies de peixe-rei (*Odontesthes sp.* e *Xenomelaniris brasiliensis*) identificou mudanças ontogenéticas na dieta, principalmente para a primeira espécie, sendo os indivíduos juvenis caracterizados como planctófagos e os adultos como bentófagos. Neste estudo, cujos exemplares apresentaram tamanhos variando entre 6,0 e 27,0 cm de comprimento padrão (amplitude esta semelhante aos referenciados pelo autor supra citado), não foram observadas variações relevantes na dieta de acordo com o tamanho do peixe. Supõe-se que esta homogeneidade na composição alimentar esteja relacionada ao suprimento alimentar, uma vez que os peixes foram coletados no reservatório recém formado, onde a disponibilidade de nutrientes e alimento favorece a proliferação do zooplâncton.

5. Conclusão

A dieta de *O. bonariensis* está intimamente relacionada à sua morfologia trófica, principalmente no que diz respeito a boca superior e protrátil, que permite movimentos de sucção na coluna d'água e aos rastros branquiais que auxiliam na filtragem do alimento;

Indivíduos de diferentes classes de tamanho apresentaram o mesmo tipo de dieta, não sendo constatado, neste caso, mudanças ontogenéticas;

A alimentação pode ter se constituído num fator importante para o sucesso na colonização desta espécie no reservatório, uma vez que houve um incremento significativo na população após a modificação do ambiente lótico para lântico.

6. Referências

- AGOSTINHO, A.A. et al. A pesca no reservatório de Itaipu: aspectos sócio-econômicos e impactos do represamento. In: HENRY, R. (Ed). Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais. Botucatu: FUNDIBIO-FAPESP, 1999. P.279-320, 1999.
- AGOSTINHO, A.A.; ABUJANRA, F. Dieta de *Hypophthalmus edentatus* (Spix, 1829) (Osteichthyes, Hypophthalmidae) e variações de seu estoque no reservatório de Itaipu. Acta Scientiarum, v.24, n.2, p. 401-410, 2002.
- BEMVENUTI, M.A. Hábitos alimentares de peixes-rei na região estuarina da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. Atlântica, Rio Grande, v.12, p.79-102, 1990.
- COSTELLO M.J. Predator feeding strategy and prey importance: a new graphical analysis. J. Fish. Biol. 36: 261 – 263, 1990.
- GERKING, S.D. Feeding ecology of fish. New York: Academic Press. 416p. 1994.
- HELLAWELL, J.; ABEL, R. A rapid volumetric method for the analysis of the food of fishes. J. Fish Biol., London, v.3, p.29-37, 1971.
- LANSAK—TÔHA F.A. et al., 1991; Composição da dieta alimentar de *Hypophthalmus edentatus* SPIX, 1829 (Pisces, Hypophthalmidae) no reservatório de Itaipu e no rio Ocoi. Revista Unimar, Maringá, v.13, n.2, p.147-162, 1991.
- ZAVADSKI, F.C. et al. Abundância e hábito alimentar de *Odontesthes bonariensis* (Valenciennes, 1835) no reservatório de Salto Caxias, rio Iguacu, Paraná, Brasil. Congresso Brasileiro de Limnologia, Juiz de Fora, 2003. (resumo).
- (Órgãos Financiadores: Copel/UEM/Nupélia/CNPq).

Caracterização do nível e estrutura trófica da ictiofauna de lagos de várzea na Amazônia Central – Brasil

Flávia Kelly SIQUEIRA-SOUZA e Carlos Edwar de Carvalho FREITAS

1. Introdução

As cadeias alimentares ou tróficas são determinadas pela transferência da energia alimentar, através de uma série de organismos que consomem e são consumidos (Odum, 1988). De um modo geral, o ambiente aquático amazônico fornece uma grande variedade de itens alimentares para os peixes e, estes exploram todas as fontes disponíveis, desde invertebrados inferiores, como esponjas e briozoários, até peixes e frutos, (LoweMacConnell, 1999). O tipo de dieta dos peixes da Amazônia varia com a morfologia da espécie, sua ontogenia e com a disponibilidade de alimento no ambiente, que portanto, está diretamente relacionada com a sazonalidade (Goulding, 1980). A estrutura trófica e a função trófica podem ser apresentadas graficamente pelas pirâmides ecológicas, onde no primeiro nível estão os produtores e, os níveis sucessivos formam as camadas até o ápice, podendo estas se dividir em: pirâmides numéricas, de biomassa e de energia (Odum 1988).

2. Material e Métodos

No período de maio de 2001 a abril de 2003, foram realizadas pescarias experimentais em nove lagos de várzea no rio Solimões, entre a cidade de Coari e a confluência com o rio Negro, sendo os Lagos Maracá, Samaúma, Sacambú, Sumaúma, Poraquê, Aruã, Campina, Iauaua e Preto. As pescarias experimentais foram reali-

zadas bimensalmente, com baterias de redes de espera de dimensões padronizadas por 20 metros de comprimento e 2 metros de altura, com tamanhos de malha variando de 30 a 90 mm entre nós adjacentes. O esforço de pesca foi padronizado em todas as estações e coletas, nas quais, as malhadeiras eram mantidas por um período de 12 horas na água, com despescas realizadas a cada três horas. Os exemplares de peixes foram identificados em campo quando possível e, os demais foram triados, etiquetados e acondicionados em sacos plásticos com formol a 10% para posterior identificação em laboratório com auxílio de chaves ictiológicas, coleções de referência e/ou com auxílio de especialistas. Foram retirados de todos os exemplares os valores de peso total (gramas) e comprimento padrão (centímetro). A identificação dos itens alimentares de cada espécie, para a determinação da cadeia trófica, foi descrita por meio de consultas a referências bibliográficas.

3. Resultados e Discussões

Foi capturado um total de 4603 exemplares de peixes, distribuídos em 05 ordens, 21 famílias, pertencentes a 115 espécies. Desde total, 48% correspondem a Characiformes, 25% a Siluriformes e 21% a Perciformes. A biomassa total foi de 986.177 gramas.

Levando em consideração as informações obtidas nas literaturas sobre os itens alimentares das espécies encontradas neste trabalho (dentre estes: peixes, restos de peixes (partes de nadadeiras e escamas), invertebrados, frutos, sementes, raízes, restos vegetais, detritos entre outros), tentamos estabelecer os diversos níveis tróficos das espécies de peixes, determinando os grupos quanto a herbívoros (também conhecidos como consumidores primários) que se alimentam de espécies fotossintéticas; os piscívoros, (também conhecidos como consumidores secundários ou predadores), que se alimentam de outros animais; omnívoros, incluem em sua dieta uma proporção considerável de plantas e, os detritívoros (também conhecidos como decompositores), que se alimentam de plantas mortas, tecidos animais e detritos (Primack e Rodrigues, 2001).

Neste estudo, podemos destacar que o grupo predominante dos níveis tróficos, foi piscívoros, com 41% de biomassa total dos peixes capturados e 39% em números de indivíduos; os omnívoros obtiveram 25% de biomassa total e 23% em números de indivíduos; os detritívoros obtiveram 24% de biomassa total e 24% em números de indivíduos e os herbívoros, perfizeram 11% da biomassa total e 14% em número de indivíduos. Primack e Rodrigues (2001), citam que em qualquer comunidade é provável que ocorram mais indivíduos herbívoros do que carnívoros primários e mais carnívoros primários do que carnívoros secundários. Diferente do que os autores colocam, em nosso estudo o grupo de herbivoria, apresentou o menor índice, tanto em biomassa quanto em número de indivíduos, enquanto os piscívoros a maior frequência, como exemplo, a espécie *Pygocentrus nattereri*, considerada como predadora de topo, apresentou o maior número de indivíduos e biomassa, 939 e 183.318 respectivamente, entre todas as espécies de peixes coletas. Por ser considerada espécie predadora, possui uma disponibilidade alimentar maior, podendo alimentar-se tanto de espécies consideradas como consumidoras primárias ou herbívoras e, a condição de não apresentar muitos predadores no nível acima do dela, deixa a mesma em situação privilegiada no ecossistema.

Em geral nos estudos ecológicos sobre composição trófica de comunidades de peixes, as espécies piscívoras são dominantes (Ferreira, 1984b; Amadio, 1985; Ferreira et al., 1988). Claro Jr (2003) apresentou em seu trabalho sobre estrutura trófica em lagos de várzea, o grupo piscivoria como dominante na maioria dos lagos amostrados, onde *Pygocentrus nattereri* foi à espécie mais abundante em um determinado lago, corroborando com o resultado obtido em nosso estudo. O mesmo autor considera que, os piscívoros são capturados mais facilmente pelas malhadeiras, pois, trata-se de um apetrecho bastante seletivo, onde, dependendo do

tamanho da malha se determina à faixa de tamanho dos peixes que ficarão retidos, proporcionando capturas de indivíduos de vários tamanhos. Muitos estudos que utilizaram este tipo de apetrecho de pesca tiveram os piscívoros como um importante grupo amostrado, tanto em abundância como em biomassa (Ferreira, 1993; Ferreira et al., 1988; Luiz et al., 1998; Resende, 2000; Saint-Paul et al., 2000).

Os frutos são itens importantes na dieta de peixes em áreas alagáveis da Amazônia (Goulding, 1980, Goulding et al. 1988). A frutificação das árvores ocorre em períodos diferentes na várzea, algumas espécies de plantas dão frutos no início da enchente, enquanto outras o fazem no final. Mesmo assim, Kubitzki & Ziburski, (1994), acrescentam que devem existir frutos disponíveis para as espécies de peixes em todo o período de cheia na várzea da Amazônia Central.

As espécies do nível de herbivoria, apresentaram menor representatividade que os demais níveis, destacando a espécie *Mylossoma calmoni* com maior números de indivíduos, 353 e biomassa 502.93. Este resultado, pode estar relacionado a macrófitas aquáticas, que de certa forma apresentam uma composição nutricional inferior a outros itens alimentares; um maior sombreamento em alguns pontos dos lagos, refletindo em uma menor produção de algas e perfiton (Claro Jr, 2003) e, conseqüentemente, terem esses motivos influenciados em uma menor disponibilidade de recursos alimentares para as espécies.

Pereira (2000), estudando a caracterização físico-química e a distribuição de peixes omnívoros e herbívoros, apresentou uma maior abundância das espécies no período de enchente/cheia e maior diversidade no período de vazante/seca, considerando como motivo os valores crescentes de alguns parâmetros limnológicos, com destaque para O₂ com maiores concentrações.

Os peixes amazônicos utilizam praticamente todas as fontes de alimento disponíveis, desde algas microscópicas até frutos e sementes de árvores terrestres e, de animais invertebrados microscópicos até peixes, além de também consumirem material orgânico pré-decomposto, genericamente chamado de detrito, (Ferreira, 1993). Como exemplo, temos o nível dos omnívoros, que juntamente com o detritívoros, apresentam os maiores níveis tróficos de espécies capturadas depois dos piscívoros. Isto pode estar relacionada, a maior diversidade na dieta alimentar, que está relacionada à disponibilidade em relação aos habitats existentes nos lagos e a sazonalidade do ambiente. Algumas espécies pertencentes ao grupo podem apresentar certa competitividade alimentar com espécies piscívoras (Goulding & Ferreira, 1984), tendo que explorar camarões em vez de peixes, permitindo assim uma ampla opção de recursos alimentares.

O grupo de espécies detritívoras, segundo Goulding et al. (1988), destaca-se por serem bastante abundantes nos ambientes de várzea, devido ao grande aporte de material orgânico particulado, formado por plantas decompostas e restos de animais mortos. Barthem (1984), descreve que a frequência dessas espécies pode estar relacionada à formação de cardume das mesmas e a facilidade de captura com malhadeiras. Em nosso estudo as espécies detritívoras, apresentaram altos valores de número de indivíduos e biomassa, em virtude de *Liposarcus pardalis*, com peso de 103.360 gramas de biomassa e 372 números de indivíduos. Bayley (1983) estimou que a biomassa de detritívoros representa 25% da comunidade de peixes no rio Solimões.

4. Conclusões

De uma forma geral, vários outros estudos mostraram, claramente, que há um compartilhamento dos alimentos entre as diversas espécies de peixes, isto é, o mesmo alimento é utilizado por várias espécies ao mesmo tempo (Knoppel, 1970; Ferreria, 1981; Leite, 1987; Goulding et al., 1988). Pode-se concluir que o tipo e a quantidade de alimento disponível na várzea para as espécies de peixes está constantemente em mudança, devido às variações anu-

ais do nível hidrológico. Sendo assim, é comum a ocorrência de peixes não especialistas, levando-se em conta a estratégia alimentar em relação aos ciclos de cheia e seca, onde as espécies sofrem maiores diferenças na oferta alimentar e, necessitam utilizar dos recursos que se encontram disponível na natureza.

5. Referências Bibliográficas

Amadio, S.A. (1985). *Estudos de Ecologia e Controle Ambiental na Região do Reservatório da UHE de Balbina. Sub-projeto Estimativa da Ictiofauna*. Relatório Técnico Semestral. Período Julho/Dezembro 1985. Convênio ELN/CNPq/INPA, Manaus 54 p.

Barthem, R.B. (1984). Pesca experimental e seletividade de redes de espera para espécies de peixes amazônicos. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Zoologia*. 1(1): 57-88.

Bayley, P.B. (1983). *Central Amazon fish production: biomass, production and some dynamics characteristics*. Dissertação. Dalhousie University, Canada.

Claro Jr., L.H., (2003). *A influência da floresta alagada na estrutura trófica de comunidades de peixes em lagos de várzea da Amazônia Central*, Dissertação, INPA, Manaus, 61 p.

Ferreira, E.J.G. (1981). *Alimentação dos adultos de doze espécies de ciclídeos (Perciformes, Cichlidae) do rio Negro, Brasil*. Dissertação de Mestrado. PPG INPA/UFAM, Manaus, 254p.

Ferreira, E.J.G. (1984). A ictiofauna da Represa Hidrelétrica de Curuá-Uma, Santarém, Pará. II – Alimentação e Hábitos Alimentares das Principais Espécies. *Amazoniana*, 9: (1): 1-16.

Ferreira, E.J.G. (1993). Composição, distribuição e aspectos ecológicos da ictiofauna de um trecho do rio Trombetas, na área de influência da futura UHE Cachoeira Porteira, Estado do Pará, Brasil., *Acta Amazoniana* 23: 1(4): 88 p.

Ferreira, E.J.G.; Santos, G.; Jegu, M.(1980). Aspectos ecológicos da ictiofauna do rio Mucajá na área da Ilha de Paredão, Roraima, Brasil, *Amazoniana* 10:339-352.

Goulding, M.(1988). *The fishes and the forest: Explorations in Amazonian natural history*. London: University of California Press. Berkeley, Los Angeles, 280 p.

Goulding, M.; Carvalho, M.L.; Ferreira, E.J.G. (1988). *Rio Negro. Rich life in poor water*. The Hague, SPB Acad. Publ., 199p.

Goulding, M.; Ferreira, E.J.G. (1984) Shrimp-eating fishes and a case of prey-switching in Amazon rivers. *Revta Bras Zool*, 2(3): 85-97.

Knoppel, H.A. (1970). Food of Central Amazonian fishes. Contribution to the nutrient-ecology of Amazonian rain forest streams. *Amazoniana*, 2(3): 237-353.

Kubitzki, k.; Ziburski, A. (1994). Seed dispersal in flood plain forest of Amazonia. *Biotropica*. 26(1): 30-43.

Leite, R.G. (1987). *Alimentação e hábitos alimentares dos peixes do rio Uatumã, na área de abrangência da Usina Hidrelétrica de Balbina, Amazonas, Brasil*. Dissertação de Mestrado. INPA/FUA, Manaus. 81p.

Lowe-McConnell, R.(1999). *Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais* EDUSP, São Paulo – SP, 1999. 524 p.

Luiz, E.A.; Agostinho, A.A.; Gomes, L.C.; Hahn, N.S. (1998). Ecologia trófica de peixes em dois riachos da Bacia do Paraná. *Rev. Brasil. Biol.* 58(2): 273-285.

Odum, E.P., (1988). *Ecologia*, 2 edição, Rio de Janeiro, Editora Guanabara, 434 p.

Pereira, A.C.S.(2000). *Caracterização físico-química e sua relação com a distribuição de peixes onívoros e herbívoros do lago Camaleão*. Monografia de graduação. UFAM, Amazonas, 32 p.

Primack, R.B., (2001). *Biologia da conservação*/ Richard B. Primack, Efraim Rodrigues. – Londrina : E. Rodrigues, VIII, 328p.

Resende, E.K. (2000). *Trophic structure of fish assemblages in the lower Miranda river, Pantanal, Mato Grosso do Sul state, Brasil*. *Rev. Bras. Biol.* 60(3): 389-403.

Saint-Paul, U.; Zuanon, J.; Villacorta Correa, M.A.; García, M.; Fabrè, N.N; Berger, U.; Junk, W.J. (2000). *Fish communities in central Amazonian white-and blackwater floodplains*. *Environmental Biology of Fishes*, 57- 235-250.

Santos, G.M.(1991). *Pesca e ecologia dos peixes de Rondônia*. Tese de Doutorado, INPA/FUA, Manaus, 213 p.

Importância das Matas Ciliares no Alto São Francisco, Segundo a Percepção da População de Lagoa da Prata, MG

Flávia Peres Nunes^a, Maria Tereza Candido Pinto^a

^aPrograma de Pós-graduação em Zoologia de Vertebrados de Ambientes Impactados/PUC.Minas (flaperes@yahoo.com.br)

1. Introdução

A exploração da natureza por comunidades locais se fundamenta num conjunto de crenças e conhecimentos relacionados ao uso dos recursos naturais, embasado nas tradições culturais e na experimentação empírica do ambiente próximo. Assim, qualquer abordagem que trate do desenvolvimento de uma região deverá levar em conta os estudos etnoecológicos, uma vez que o conhecimento do meio ambiente adquirido ao longo dos séculos pelas populações autóctones é de fundamental importância nesse contexto (Costa Neto, 1998). Vários aspectos podem ser abordados no estudo de etnoecologia de uma região, tais como a etnobotânica, que trata do conhecimento dos povos sobre a vegetação de uma dada área. Nessa perspectiva, o estudo das matas ciliares tem merecido destaque devido à crescente preocupação com esse tipo de vegetação, pois o equilíbrio do ecossistema aquático depende diretamente da sua proteção, uma vez que a mata age como reguladora das características físicas, químicas e físico-químicas da água dos rios, mantendo-a em condições adequadas para a sobrevivência e reprodução da fauna local (Barrela, Petrere, Welber e Assis Montag, 2000). Essa afirmação é verídica para todos os ambientes que contenham esse tipo de mata, inclusive as planícies de inundação, tal como o solo do entorno do rio São Francisco, no seu trajeto pela Depressão Sanfranciscana (CETEC, 1983). Especificamente para este sistema (área lagável) de características tão peculiares, estudos de etnoecologia são essenciais para se definir formas de manejo adequadas. Nesse contexto, as matas ciliares tem papel decisivo para o bom funcionamento da ambiente, por estarem na região de interface terra-água, influenciando tanto o sistema terrestre quanto o aquático (Pinto, 2003). Sua manutenção é, portanto, um pré-requisito para a preservação do rio e do solo do entorno (Barbosa, 1999; Barrela, Petrere, Welber e Assis Montag, 2000). Embora estudos de etnoecologia no município de Lagoa da Prata sejam inexistentes nos dias atuais, esta cidade merece destaque, pois parte do seu território é cortada pelo rio São Francisco e tributários, fortemente impactados na região pelo depejo dos dejetos provenientes, prioritariamente, do cultivo da cana-de-açúcar, estabelecido no local como principal atividade econômica (Pinto, 1996; 2003). Diante disto, o presente trabalho teve como objetivo resgatar junto à população de Lagoa da Prata, o conhecimento empírico sobre as matas ciliares, bem como sua importância para os ecossistemas aquáticos e os terrestres adjacentes (solo do entorno), durante o período de agosto de 2001 a julho de 2002.

2. Material e Métodos

Área de Estudo- O estudo foi desenvolvido no município da Lagoa da Prata (19°20' s e 45°46' W), no estado de Minas Gerais, cortado em parte de seu território pelo rio São Francisco, em seu trajeto pela Depressão Sanfranciscana, caracterizada por um relevo plano e levemente ondulado. O clima local é o tropical úmido (CETEC, 1983),

com precipitação anual de 1418,5 mm. A temperatura atmosférica oscila em torno de 10°C (valores mínimos) no inverno e 30°C (máxima) no verão, conforme verificado por Pinto (2003) para o ano do presente estudo. Fitogeograficamente, a vegetação da região está inserida no domínio do Cerrado (Barreto, 2002).

Procedimento amostral Para o desenvolvimento da pesquisa, foram feitas 8 visitas à campo, com duração de 3 dias por visita. Para compor o grupo amostral, foram selecionados 21 indivíduos residentes no município, levando-se em conta o número mínimo de 10 entrevistas, como proposto por Gladwin (1989). O grupo amostral foi dividido em dois subgrupos: o de pescadores, com 11 indivíduos, praticantes de alguma modalidade de pesca esportiva ou profissional como fonte primária de renda e o de “não pescadores”, composto por 10 indivíduos com diferentes atividades e profissões (arquiteto, professor, funcionário público, estudante, entre outras). Este grupo demonstrou Ter uma convivência direta ou indireta com as matas ciliares da região, por motivos variados: lazer, coleta de sementes usadas em reflorestamentos locais e apreciação da natureza. Ambos os grupos foram submetidos, inicialmente, a um único modelo de entrevista livre, constituída por um roteiro com questões abrangentes e não específicas ao tema, que permitiam ao entrevistado a liberdade de propor tópicos não abordados pelo inquiridor, com explicações adicionais (Posey, 1987). As informações obtidas neste primeiro contato possibilitaram o desenvolvimento da Segunda fase do trabalho, ou seja, a aplicação do questionário estruturado, que é um tipo de enquete com perguntas específicas, comportando respostas alternativas e exclusivas (Thé, 1998).

3. Resultados e Discussão

Através da comparação entre os dois grupos amostrados, pode-se perceber que o grupo dos pescadores conteve indivíduos mais velhos (41 a 70 anos) que o dos “não pescadores” (21 a 62 anos). Todos os pescadores entrevistados eram casados, enquanto somente 60% dos “não pescadores” encontravam-se nesta condição. A maioria dos pescadores (55%) teve mais de 5 filhos, em detrimento dos “não pescadores” cuja descendência foi menor (1 a 2 filhos, em média). Entre os pescadores, aproximadamente a metade (55%) cursou apenas o ensino básico. Já para os “não pescadores” o que se obteve foi a predominância de indivíduos com a formação de ensino médio (70%). Todos os entrevistados conheciam as matas ciliares da região. Os “não pescadores”, em sua maioria, as utilizavam para lazer (60%) e a totalidade dos pescadores o faziam como rota de deslocamento para o local de trabalho às margens do rio. Quanto ao estado de preservação da vegetação ciliar na área de estudo, a maioria das respostas indicou um estado de preservação intermediário entre o bom e ruim (pescadores=37%; “não pescadores=50%). Para os pescadores, os principais impactos sobre o ecossistema aquático foram, igualmente, o assoreamento do rio e o desmatamento da vegetação ribeirinha (37%), ambos causados pelas práticas da monocultura canavieira, exercida na região pela Usina Açucareira Luciânia. Para esta questão, os “não pescadores” indicaram que os principais impactos sofridos pelo rio foram a poluição e o desmatamento das margens (50%) causados igualmente pela Usina Luciânia assim como pelas atividades agropecuárias locais. A fragmentação das matas ciliares, resultado na existência de pequenos remanescentes florestais na região, foi o problema mais citado pelos “não pescadores” (30%) para a manutenção da qualidade de vida do ambiente aquático, uma vez que as matas nativas foram substituídas no local pela monocultura canavieira (Barreto, 2002). Embora os dois grupos amostrados tenham apresentado condições sócio-culturais diferentes, os indivíduos de ambos os grupos revelaram conhecimento sobre o funcionamento tanto do ambiente terrestre (vegetação ciliar), quanto do rio que lhe é adjacente, bem como da importância da manutenção da vegetação ciliar para a qualidade ambiental do rio. A consciência da população em relação à necessidade da

preservação das matas ribeirinhas ao rio São Francisco é uma constante na região, como também verificado por Boschi (2001) junto aos pescadores profissionais artesanais da colônia Z-05 da região de Três Marias, localizada a jusante da área de estudo. Além disto, os entrevistados demonstraram apurado senso crítico em relação ao estado de conservação dos ambientes naturais terrestres e aquáticos do município de Lagoa da Prata, assim como dos agentes agressores ao meio ambiente local. Tal fato se deve, principalmente, ao trabalho de conscientização ambiental que vem sendo realizado por organizações não governamentais do município, como o Associação Ambientalista do Alto São Francisco/AASF e Associação dos Pescadores Amadores/APA, além de trabalhos implementados pela Prefeitura Municipal junto à população local e às escolas de 1º e 2º graus, como o plantio de vegetação ciliar nas margens dos rios da região (Pinto, 1996; Nunes, 2003).

4. Conclusão

A observação das informações obtidas através da entrevista livre e do questionário estruturado junto aos grupos amostrados, revelou o conhecimento empírico dos mesmos em relação à importância da preservação e plantio das matas ciliares para a manutenção da qualidade ecológica dos rios e de seus ambientes ribeirinhos (solo do entorno) no alto São Francisco. O grupo dos pescadores demonstrou Ter convivência obrigatória com as matas ciliares devido ao seu contato direto com elas em decorrência da sua profissão. Já os “não pescadores” revelaram ter uma relação mais “afetiva” com este tipo de ecossistema, frente ao que os motiva na sua convivência com ele. Embora os dois grupos amostrais tivessem uma situação sócio-cultural distinta, além de revelarem diferenças em relação ao que os levava a conviver com as referidas matas na região de estudo, eles foram unânimes em atribuir importância às matas ciliares para a preservação da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos que lhes são adjacentes. A maioria dos entrevistados disse que, para que tal se concretize, é preciso preservar e reflorestar, não só a região marginal aos corpos d’água (rios e lagos), mas principalmente suas nascentes, fato que consideraram como pré-requisito indispensável para que seja mantido o nível ideal de água necessário à sobrevivência dos organismos que aí existem.

5. Referências Bibliográficas

- Barbosa, L.M. (1999). **Implantação de mata ciliar**. In: Davide, A.C. (coord.). *Simpósio mata ciliar: ciência e tecnologia*. Lavras: UFLA/FAEPE/CEMIG. 235 P.
- Barrela, W.; Petreire, M.; Welber, S.S.; Assis Montag, L. (2000). **As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes**. In: Rodrigues, R.R.; Leitão Filho, H.F. (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: EDUSP/FAPESP. p. 187-208.
- Barreto, G.F. (2002). *A avifauna como indicadora de qualidade de reflorestamento ciliar no alto São Francisco (Lagoa da Prata, MG)*. Belo Horizonte: Programa de Pós-graduação em Zoologia de Vertebrados/PUC.Minas, 88 p. (Dissertação).
- Boschi, M.B. (2001). *Os peixes, pescadores e meio ambiente no Alto São Francisco, em Três Marias (MG)*. Belo Horizonte: Programa de Pós-graduação em Zoologia de Vertebrados/PUC.Minas, 131 p. (Dissertação).
- CETEC/Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. (1983). *Diagnóstico ambiental do estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte: Série de Publicações Técnicas/SPT 10.
- Costa Neto, E. M. (1998). *Etnoictiologia, desenvolvimento e sustentabilidade no litoral norte baiano. Um estudo de caso entre pescadores do município de Conde*. Salvador: Universidade Federal da Bahia.
- Gladwin, C. (1989). *Ethnographic decision tree modeling*. Newbury Park/CA: Sage Publications.
- Nunes, F. P. (2003). **Percepção da comunidade de Lagoa da Prata sobre a importância da mata ciliar para a região de interface terra-**

água no alto São Francisco. In: Pinto, M.T.C. (2003). *A importância da recomposição da mata ciliar para a preservação da região ribeirinha e a comunidade planctônica e de peixes do rio Santana, MG*. Belo Horizonte: Programa de Pós-graduação em Zoologia de Vertebrados/PUC.Minas. 150 p. (relatório Final/FAPEMIG).

Pinto, M.T.C. (1996). *Proposta de estudo ecológico para as áreas alagáveis do alto São Francisco, MG*. Belo Horizonte: ICB/UFMG, 147 p. (Relatório Final/CNPq).

Pinto, M.T.C. (2003). *A importância da recomposição da mata ciliar para a preservação da região ribeirinha e a comunidade planctônica e de peixes do rio Santana, MG*. Belo Horizonte: Programa de Pós-graduação em Zoologia de Vertebrados/PUC.Minas. 150 p. (relatório Final/FAPEMIG).

Posey, D. A. (1987). *Introdução à etnobiologia: teoria e prática*. In: Ribeiro, D. *Sumário Etnobiológico Brasileiro. v.1*. Petrópolis: Ed. Vozes.

Thé, A.P.G. (1998). *Etnoecologia e produção pesqueira dos pescadores da represa de Três Maria (MG)*. São Carlos: Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. 111 p.

Agradecimentos- A equipe executora do presente estudo agradece ao Fundo de Incentivo à Pesquisa/FIP da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, pelo auxílio financeiro e bolsas de estudo concedidas.

Interações entre Ecossistemas de Floresta Estacional Montana e Campo Limpo em Ingaí, MG
Frederico Soares Machado¹, Douglas Antônio de Carvalho², Júlio Neil Cassa Louzada² & João José Granate de Sá e Melo Marques²

¹graduação Engenharia Florestal Universidade Federal de Lavras-UFLA (fredericosm@ufla.br) ²professor UFLA

1. Introdução

É fato comum nas regiões montanhosas do Sul de Minas Gerais a ocorrência de interfaces abruptas (ecótonos) entre os ecossistemas de campo limpo e floresta montana. A influência de um dos componentes da paisagem sobre a dinâmica do outro, usualmente se dá o nome de efeito de borda (Laurance, 1991). Tal definição é amplamente difundida para paisagens fragmentadas e se refere ao conjunto de variações abióticas e bióticas ocorrentes na zona limítrofe entre ambientes adjacentes, geralmente um deles é de ocorrência natural e o outro é fruto da fragmentação do primeiro, com posterior determinação antrópica de seu uso e finalidade (agricultura, pecuária, silvicultura, estradas etc.). Apesar de não se tratar de uma zona antrópica, no presente trabalho é usado o termo efeito de borda para designar o conjunto de interações entre o ecossistema de campo e de floresta, devido a similaridade fisionômica desta interface com a de uma borda antrópica recente.

No grupo dos efeitos abióticos de borda se enquadram gradientes de modificações em variáveis ambientais que vêm sendo avaliadas ou citadas em diversos trabalhos, tais como ou luminosidade (Lovejoy *et al.*, 1986), temperatura e umidade relativa do ar (Matlack, 1992), incidência de ventos (Rodrigues, 1998), teor de água no solo (Kapos, 1989) etc. Os efeitos de natureza biótica englobam variações morfológicas, estruturais, de composição e de interação entre espécies da comunidade vegetal (Williams-Linera, 1990; Jose *et al.*, 1996; Tabanez *et al.*, 1997) e gradientes de intensidade em interações ecológicas como a competição, predação, parasitismo, polinização e dispersão (Murcia, 1995). Outra variável é a taxa de decomposição da matéria orgânica, que sofre influências tanto abióticas quanto bióticas (Didham, 1998). O comportamento destas variáveis pode definir a borda como um ambiente com características únicas, se diferenciando das áreas internas dos ecossistemas em interface.

Objetivou-se neste trabalho, fazer uma descrição ao longo do ecótono entre a floresta e o campo das: a) taxas de decomposição da matéria orgânica, b) variações abióticas, sendo elas a temperatura e umidade relativa do ar, e a umidade, temperatura, classe, textura, teor de C orgânico, profundidade, pH e fertilidade do solo e c) variações bióticas relacionadas com a composição florística e características estruturais da floresta, sendo elas a circunferência à altura do peito (CAP), área basal, altura do dossel e distribuição de clareiras.

2. Métodos

O estudo foi conduzido em uma região de ecótono abrupto, em encosta orientada para o sul, entre campo limpo de altitude e fragmento de floresta estacional semidecidual montana. O fragmento florestal está bem preservado, o que pode ser constatado por observações visuais e pela aparente manutenção de sua área ao longo dos últimos 30 anos (Base Fotográfica IBGE, 1971; Imagem Landsat, 1997), tem área de aproximadamente 40ha e faz parte de uma malha de remanescentes florestais disseminados por toda a região, os quais são geralmente conectados por faixas de vegetação presentes em valos. A área de campo se coloca como uma matriz entremeando a malha de fragmentos, tendo área superior a 100ha, também está em estado relativamente preservado e é composta exclusivamente por espécies nativas, porém verificou-se presença eventual de gado bovino e sinais de fogo em algumas áreas. O ecótono localiza-se na região do Alto Rio Grande, no município de Ingaí, confrontando com o município de Lavras e faz parte da Serra do Campeste no complexo da Serra da Bocaina (21°20'27"S e 21°21'00"S, 44°58'40"W e 44°59'06"W; altitude entre 1010 e 1280m). A média da temperatura regional é de 19,4°C com máxima de 26,1°C e mínima de 14,8°C. A umidade relativa média é de 76,2%, com precipitação anual equivalente a 1.529,7mm (DNM, 1992). Foram demarcados 6 transectos lineares, dispostos perpendicularmente ao ecótono, com 11 pontos amostrais em cada transecto (5 pontos em cada ecossistema e 1 ponto na borda - ponto 0) e com a seguinte distribuição: 64, 32, 16, 8, 4, 0, 4, 8, 16, 32, 64m. Avaliou-se em cada ponto a temperatura do solo, a temperatura e umidade relativa do ar (em 3 transectos, por restrições de equipamentos) e a umidade do solo (6 transectos). A taxa de decomposição foi avaliada a partir da taxa de degradação (método de litterbags) de serrapilheira de floresta e de folhas de gramíneas, ao longo dos 6 transectos amostrais. A amostragem das demais características do solo (classe, textura, teor de C orgânico, profundidade, pH e fertilidade) foi realizada de maneira aleatória, em 10 pontos distintos da área do ecótono, com pontos no campo, na floresta e na borda. Para a avaliação da composição e estrutura da floresta foram demarcados 3 transectos retangulares (4 x 50m), a partir da borda, nestes transectos foram medidos o CAP, a altura, a posição e as dimensões de copa de todos os indivíduos arbóreos (CAP>15cm).

3. Resultados e Discussão

A velocidade da ciclagem de nutrientes a partir das taxas de decomposição da matéria orgânica, não apresentou variações significativas ao longo dos transectos, com exceção da decomposição de gramíneas, que apresentou pequeno aumento à medida que o ponto amostral se afastava da borda em direção ao campo.

A temperatura e a umidade relativa do ar, ao contrário do que tem sido observado em bordas de florestas fragmentadas apresentaram oscilações bastante sutis ao longo dos transectos.

A umidade do solo apresentou uma tendência de aumento da borda em direção ao interior da floresta, porém com pequena significância estatística. Como a amostragem se reduziu apenas a uma época do ano, não se pode afirmar que a umidade não varie ao longo do ano; seria interessante que em novas oportunidades se ampliasse a amostragem a pelos 12 meses. A temperatura aumentou ligeiramente da borda em direção ao campo, apresentando correlação com os dados de taxa de decomposição no campo; diminuiu na direção do interior da floresta, no entanto com peque-

na significância estatística.

As demais variáveis do solo (classe, textura, teor de C orgânico, profundidade, pH e fertilidade) não apresentaram variações contínuas ao longo do ecótono, ou seja, o solo da área de campo próximo à borda quando comparado com o solo da floresta mostrou grande semelhança, não sendo portanto o componente que define o limite entre os dois ecossistemas. Trata-se de um cambissolo háplico distrófico latossólico com profundidade superior a 1m e alto teor de C orgânico, porém com baixa fertilidade e pH extremamente ácido.

Quanto a composição da vegetação arbórea florestal, foram amostrados na zona da borda do fragmento 148 indivíduos, pertencentes a 46 espécies, 38 gêneros e 24 famílias, com destaque para a família Myrtaceae, representada por 9 espécies. Para a avaliação da distribuição das espécies arbóreas ao longo da borda, foi estudada a ocorrência das mesmas em 5 faixas a partir da borda (0-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50m). Somente a espécie *Daphnopsis fasciculata*, da família Thymelaeaceae, teve representantes em todas as faixas. Algumas espécies apresentaram ocorrência restrita aos primeiros 10 ou 20m da borda, sendo elas *Vochysia tucanorum*, *Myrcia rostrata*, *Byrsonima laxiflora*, *Sclerobium rugosum*, *Heteropterys byrsonimifolia*, *Lamanonia ternata*, *Eremanthus erythropappus*, *Vismia brasiliensis*, *Andira anthelmia*, *Vernonia diffusa*, *Duguetia lanceolata* e *Myrsine umbellata*, enquanto que outras ocorreram exclusivamente nas faixas mais internas da floresta (aquelas que vão de 20 a 50m), como *Psychotria sessilis*, *Alchornea triplinervia*, *Calyptanthes brasiliensis*, *Copaifera langsdorffii*, *Tapirira obtusa*, *Cordia sellowiana*, *Mollinedia argyrogyna*, *Casearia ulmifolia*, *Guazuma ulmifolia*, *Gomidesia affinis*, *Casearia decandra*, *Miconia cinnamomifolia*, *Myrcia sp.*, *Matayba juglandifolia*, *Ilex cerasifolia*, *Nectandra oppositifolia*, *Calyptanthes sp.* e *Eugenia hyemalis*. As generalistas, com ocorrência tanto na borda quanto nas faixas mais internas, foram *Daphnopsis fasciculata*, *Faramea cyanea*, *Pera glabrata*, *Miconia chartacea*, *Myrcia fallax*, *Ocotea corymbosa*, *Amatoua guianensis*, *Siphoneugena densiflora*, *Jacaranda micrantha*, *Machaerium villosulum*, *Byrsonima sp.*, *Clethra scabra*, *Casearia sylvestris*, *Guatteria nigrescens*, *Protium widgrenii* e *Myrcia venulosa*. Na faixa imediata da borda (0-10m), destacou-se a espécie *Sclerobium rugosum*, com 4 ocorrências e dominância relativa equivalente 33,56%. Na faixa seguinte *Faramea cyanea*, com 5 ocorrências e 28,44% de dominância relativa. Na faixa de 20-30m, destacaram-se *Myrcia fallax* e *Psychotria sessilis* com 4 ocorrências cada uma e *Machaerium villosulum* foi a de maior dominância relativa (33,21%). Na penúltima faixa (30-40m), *Faramea cyanea* apresentou-se novamente com maior ocorrência (4), enquanto que *Alchornea triplinervia* apresentou maior dominância relativa (45,91%). Por fim, na última faixa, *Psychotria sessilis* apresentou maior número de ocorrências (9), e *Alchornea triplinervia* mais uma vez foi a mais dominante (17,98%).

O CAP apresentou pequena tendência de queda da borda para o interior, sem significância estatística. A altura média das plantas foi de 11m, sem oscilações estatisticamente verificadas ao longo do transecto. Observou-se ocorrência de pequenas clareiras predominantemente entre as distâncias de 10 a 30m da borda. Apesar de se verificar aqui, espécies típicas de borda, interior e generalistas é importante um número maior de amostragens, envolvendo outros fragmentos da região, para que se possa ter um padrão de distribuição das mesmas. Na área de campo limpo a vegetação é quase que exclusivamente composta por gramíneas com altura média de 0,6m. A composição florística é bastante homogênea, predominando o capim flechinha (*Echinolaena inflexa*). Os resultados comprovam o que se observa visualmente, ou seja, a zona de transição entre as duas formações vegetacionais em questão, é extremamente abrupta, no entanto as variações nas condições abióticas são muito suaves. Apesar de não haver grandes mudanças estruturais (CAP e altura) da borda para o interior da floresta, observa-se uma aparente tendência de

variação florística no mesmo sentido.

É possível que em regiões fragmentadas por ação antrópica o comportamento da borda com o passar dos anos se assemelhe com o aqui descrito, mesmo com as alterações estruturais dos primeiros momentos. Com o passar do tempo as espécies podem se estabelecer segundo um determinado padrão de ocorrência, modificando a composição da borda e estabilizando uma estrutura robusta desde os primeiros metros a partir da borda.

4. Conclusões

As variações das características abióticas (microclima e solo) não foram significativas para caracterizar o efeito de borda no ecótono estudado. A pequena variação na velocidade de decomposição ao longo da faixa de transição entre os ecossistemas demonstra que é semelhante a capacidade decompositora em ambos e que não são influenciadas pela proximidade da borda. A característica visualmente abrupta do ecótono se confirma pelas informações estruturais obtidas, quando a floresta se coloca como um bloco verde estruturalmente homogêneo frente a área de campo. A variação mais marcante foi encontrada na distribuição das espécies arbóreas florestais, que aparentemente tem padrões de ocorrência com relação à distância da borda, com espécies especialistas de borda, de interior e generalistas. É possível que os limites atuais entre os ecossistemas tenham sido definidos naturalmente ao longo de milhares de anos de interação eles, entenda-se como todo o conjunto de relações ecológicas que se estabeleceram e evoluíram concomitantemente tanto em como em outro. Porém, fica a dúvida sobre se o pastoreio, mesmo que de ocorrência eventual nas proximidades da borda, e o fogo, mesmo sem ocorrência nos últimos quatro anos, exerçam influências sobre a conformação atual deste ecótono.

5. Referências Bibliográficas

- DIDHAM, R. K. Altered leaf-litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia*, v. 116, p. 397-406, 1998.
- JOSE, S.; GILLESPIE, A. R.; GEORGE, S. J.; KUMAR, B. M. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. *Forest Ecology and Management*, v. 87, p. 51-62, 1996.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, v. 5, p. 173-185, 1989.
- LAURANCE, W. F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*, v. 57, p. 205-219, 1991.
- LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR, R. O.; RYLANDS, A. B.; et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M. E. *Conservation Biology: An Evolutionary - Ecological Approach*. Sinauer Associates Inc, Sunderland, Massachusetts, p. 257-285, 1986.
- MATLACK, G. R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, v. 66, p. 185-194, 1993.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forest: implications for conservation. *Tree* v. 10, n. 2, p. 58-62, 1995.
- RODRIGUES, E. Edge effects on the regeneration of forest fragments in south Brazil. 172 p. Thesis (Doctor of Philosophy) - Harvard University, Cambridge, EUA, 1998.
- TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M.; DIAS, A. S. Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP *Revista Brasileira de Biologia*, v. 57, n. 1, p. 47-60, 1997.
- WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure, and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology*, v. 78, p. 356-373, 1990.

(Este trabalho integra o Subprojeto *Estratégias para conservação e manejo da biodiversidade em fragmentos de florestas semidecíduas* executado pela EMBRAPA Recursos Genéticos, Universidade Federal de Lavras (UFLA) e Universidade de Brasília (UnB) e integrante do Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO) supervisionado pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), gerido pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e apresentado pelo governo brasileiro ao GEF/BIRD).

Competição Interespecífica entre *Hyla nana* e *H. sanborni* (Anura, Hylidae)

Gabriel Q. Pereira^{a*} (bielqp@yahoo.com.br); Denise de C. Rossa-Feres^b

^a Graduação em Ciências Biológicas UNESP, S.J. Rio Preto, SP; ^b UNESP, S.J. Rio Preto, SP

1. Introdução

O principal interesse em ecologia de comunidades é entender como as espécies se relacionam e se mantêm dentro da comunidade (WALLS & WILLIAMS, 2001). As interações influenciam os processos populacionais, determinando as abundâncias relativas dos organismos e o uso dos recursos do ambiente (RICKLEFS, 1996). Para determinar quais mecanismos influenciam a persistência das espécies num determinado local, podemos pesquisar os processos ecológicos que dão origem aos padrões emergentes de distribuição espacial das espécies e os processos que determinam a estrutura ecológica da comunidade (DAYTON & FITZGERALD, 2001). Tratando-se de comunidades de anuros as relações interespecíficas ocorrem intensamente durante o período reprodutivo, sendo este o mais propício para estudos de partilha de recursos (WELLS, 1977).

Em Nova Itapirema, São Paulo, ocorrem duas espécies da família Hylidae, *Hyla nana* e *H. sanborni*, pertencentes ao mesmo grupo intragenérico e ecologicamente semelhantes (ROSSA-FERES, 1997): os machos dessas espécies são sintópicos, utilizam o mesmo tipo de planta como substrato para sítio de vocalização, mas apresentam segregação quanto ao gradiente de altura do microhabitat. *Hyla sanborni* é rara e ocorre apenas no final do período chuvoso em um açude de água temporária, onde *H. nana* é a primeira a iniciar a atividade reprodutiva e é abundante (ROSSA-FERES, 1997). Esses dados sugerem que algum fator, atua limitando a abundância e o período de ocorrência de *H. sanborni*. Para tanto, testamos através de experimentos de “playback”, a hipótese que a competição por sítio de vocalização com *H. nana* limita a abundância de *H. sanborni*, contra a hipótese que *H. sanborni* é naturalmente rara no açude estudado, em decorrência da sua estrutura fitofisionômica.

2. Material e Métodos

Foram realizadas visitas semanais para observações naturalísticas e coleta de dados, entre outubro de 2001 e março de 2002, em três açudes fitofisionomicamente diferentes: um açude com vegetação baixa (AG = açude com gramíneas) que foi o açude experimental e dois açudes com vegetação alta (AP = açude com Pontederiaceae e Typhaceae; AT = açude com Typhaceae), considerados controle, no município de Nova Aliança, SP (21° 11' S, 49° 42' W).

Como as interações agonísticas entre anuros envolvem uma etapa de confronto por vocalização, a ocorrência de competição entre *Hyla nana* e *H. sanborni* no AG, foi verificada através de experimentos de “playback”. Para tanto, com o uso de um gravador portátil, cantos de anúncio de machos de *H. sanborni*, previamente gravados, foram emitidos para machos de *H. nana* no açude experimental AG (33 réplicas) e de machos de *H. nana* para os de *H. sanborni*, nos açudes controle AP e AT (76 réplicas). Os machos focais, para os quais o canto foi emitido, foram localizados visualmente ou através da emissão de vocalização,

sendo selecionados aqueles distantes, pelo menos, 1 m de outro macho ativo. O gravador foi colocado entre 15 a 35 cm de distância do macho focal e o canto foi reproduzido durante um minuto para machos que estivessem emitindo vocalização e para machos que estivessem em intervalo de vocalização. O tipo de resposta foi registrada e sua duração cronometrada. Além disso, foi possível observar e descrever onze disputas territoriais, de ocorrência espontânea, no AG e no AP.

3. Resultados e Discussão

Muitos parâmetros são utilizados para pesquisar padrões que estruturam comunidades, incluindo o número de espécies que compõem, a abundância relativa de cada população, os modos pelos quais as espécies se relacionam e os padrões de uso e partilha de recursos que as espécies utilizam (MCPEEK & MILLER, 1996; PIANKA, 2000). Estudos de comportamento, especialmente do comportamento territorial, são recentes em anuros. Os poucos estudos realizados indicam que a territorialidade não é rara em anuros e pode envolver confrontos físicos bastante agressivos entre os hílideos, como observado em machos de *Hyla elegans* (BASTOS & HADDAD, 1996) e machos de *Scinax rizibilis* (BASTOS & HADDAD, 2001).

Nos experimentos de “playback” realizados com machos em atividade de vocalização, foram obtidos: 1) três tipos de respostas básicas de *H. sanborni* - a) emite canto de anúncio por todo tempo de registro (18,5%), b) continua a emitir canto de anúncio por até 36 s (67,5%) e c) para de vocalizar imediatamente (14%); e 2) quatro tipos de respostas básicas de *H. nana* - a) emite canto de anúncio por todo tempo de registro (4%), b) passa a emitir canto territorial (7%), c) para de vocalizar (11%) e d) continua a emitir canto de anúncio por até 36 s (78%). Em ambos os casos, a resposta mais freqüente foi à maioria dos machos de *H. nana* e de *H. sanborni* vocalizarem por até 36 s do tempo de emissão do “playback”. Apenas 3% dos machos de *H. nana* abandonaram o sítio de vocalização, enquanto 20% dos de *H. sanborni* desistiram da “disputa”, afastando-se do local. Além disso, nenhuma resposta com emissão de canto territorial foi registrada para *H. sanborni*, enquanto 22,5% dos machos de *H. nana* emitiram canto territorial em resposta ao canto de *H. sanborni*.

Nos experimentos de “playback” realizados com machos que não estavam vocalizando, foram obtidos: 1) três tipos de respostas básicas de *H. sanborni* - a) não vocaliza e não se desloca (11%), b) não vocaliza e se afasta (15%) e c) começa a vocalizar (74%); e 2) dois tipos de respostas básicas de *H. nana* - a) não vocaliza (50%) e b) começa a vocalizar (50%). A maioria (74 %) dos machos de *H. sanborni* começou a vocalizar, enquanto metade dos machos de *H. nana* permaneceu sem vocalizar e metade começou a vocalizar (50 %). Apenas machos de *H. sanborni* abandonaram o local (20%) e nenhum macho dessa espécie emitiu canto territorial em resposta ao canto de *H. nana*, enquanto 16,7 % dos machos de *H. nana* passaram a emitir canto territorial em resposta ao canto de *H. sanborni*.

A defesa de territórios é vantajosa para os anuros (WELLS, 1977), porque machos vizinhos podem interceptar as fêmeas (HADDAD, 1991) ou causar interferência acústica (WOLLERMAN, 1999). No presente trabalho foi possível observar quatro tipos de interações espontâneas, três intraespecíficas e uma interespecífica:

- a) machos de *H. nana* disputando sítio de vocalização na vegetação do AG (n = 3);
- b) machos de *H. sanborni* disputando sítio de vocalização na vegetação do AG (n = 1);
- c) machos de *H. nana* e de *H. sanborni* disputando sítio de vocalização na vegetação do AP (n = 4);

Em duas das três ocasiões em que machos de *H. nana* entraram em confronto físico, o confronto foi escalonado, com emissão de canto territorial, aproximação e luta, terminando com a desistência de um dos machos. Em ambas as ocasiões, um macho amplexou

o outro pela região do tórax, puxando-o do substrato e jogando-o para trás, por cima do seu corpo. Em uma ocasião, cada macho fez esse movimento com o outro cerca de quatro vezes e o confronto físico durou aproximadamente um minuto. Em outra ocasião, os machos estavam vocalizando próximos entre si, quando se deslocaram um em direção ao outro. Um macho amplexou o outro pelo tórax e começou a tentar deslocá-lo do substrato. Após se soltarem, o mesmo indivíduo voltou a amplexar o outro, que se fixou ao substrato com os discos adesivos. Os membros deste macho chegaram a ficar totalmente distendidos com as tentativas de deslocamento feitas pelo outro macho. O confronto físico durou entre 90 a 120 segundos, até que um dos machos desistiu e abandonou o sítio de vocalização. A terceira interação intraespecífica envolveu vocalização territorial e confronto físico. Um macho de *H. nana* que não estava vocalizando (intruso) se aproximou de outro macho de *H. nana* (residente), que estava vocalizando. O macho residente continuou a emitir canto de anúncio por cerca de um minuto, e depois passou a emitir canto de corte durante cerca de um minuto, período em que o macho intruso permaneceu imóvel e sem vocalizar. O macho residente se deslocou na direção do intruso e o amplexou. O macho intruso passou a emitir canto de soltura e o residente o soltou imediatamente, passando a emitir canto territorial, expulsando o macho intruso e perseguindo-o por cerca de 40 cm.

Já a disputa territorial entre machos de *H. sanborni* ocorreu apenas por meio de vocalizações. Os machos estavam vocalizando a cerca de 20 cm de distância, um empoleirado a 60 cm e o outro a 40 cm de altura, sobre Cyperaceae. O primeiro macho se deslocou para 40 cm de altura e ambos passaram a emitir canto territorial, posicionados de frente um para o outro, por cerca de cinco minutos, até que um dos machos afastou-se do local.

Nas quatro disputas territoriais interespecíficas observadas, os machos de *H. sanborni* foram submissos, cessando a vocalização ou abandonando o sítio de vocalização. Machos de ambas as espécies estavam vocalizando em sítios distantes entre 10 e 15 cm e os machos de *H. nana* exerceram sua dominância por meio de vocalizações ou aproximações. Em nenhuma ocasião foi observado confronto físico entre as duas espécies.

4. Conclusões

Os machos de *H. nana* foram competitivamente superiores nas disputas territoriais com *H. sanborni*. As observações naturalísticas concordam e reforçam os resultados dos experimentos pois, nas disputas interespecíficas, os machos de *H. sanborni* mostraram-se submissos, vocalizando apenas nos intervalos de canto ou sendo expulsos do sítio de vocalização pelos machos de *H. nana*. Além disso, os machos de *H. nana* foram mais agressivos que os de *H. sanborni*: emitiram canto territorial durante os experimentos de “playback” e, nas três interações espontâneas intraespecíficas observadas, houve confronto físico, que terminou com um dos machos abandonando o local. Já os machos de *H. sanborni* não emitiram canto territorial durante os experimentos de “playback” e a única interação espontânea intraespecífica observada envolveu apenas comunicações acústicas. Os dados obtidos, tanto nos experimentos de “playback”, quanto em observações naturalísticas, reforçam a hipótese que a ocorrência de *H. sanborni* no AG, pode ser limitada por competição com *H. nana*.

5. Literatura Citada

BASTOS, R. P.; HADDAD, C. F. B. 1996. Breeding activity of the neotropical treefrog *Hyla elegans* (Anura, Hylidae). *Journal of Herpetology*, 30 (3): 355-360.

BASTOS, R. P.; HADDAD, C. F. B. 2001. Acoustic and aggressive interactions in *Scinax rizibilis* (Anura: Hylidae) during the reproductivity activity in southeastern Brazil. *Amphibia-Reptilia*, 23: 97-104.

DAYTON, G. H.; FITZGERALD, L. A. 2001. Competition, predation, and the distributions of four desert anurans. *Oecologia*, 129: 430-435.

HADDAD, C. F. B. 1991. Satellite behavior in the Neotropical treefrog *Hyla minuta*. *J. Herpetol.* 25: 226-229.

MCPEEK, M. A.; MILLER, T. E. 1996. Evolutionary biology and community ecology. *Ecology*, 77 (5): 1319-1320.

PIANKA, E. R. 2000. Evolutionary ecology. San Francisco: Addison Wesley Longman, Inc. 521p.

RICKLEFS, R. E. 1996. A Economia da Natureza. Rio de Janeiro: Ed. Guanabara-Koogan, 470p.

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 Doutorado. IB-UNESP-Rio Claro, 178p.

WALLS, S. C.; WILLIAMS, M. G. 2001. The effect of community composition on persistence of prey with their predators in an assemblage of pond-breeding amphibians. *Oecologia*, 128: 134-141.

WELLS, K. D. 1977. The social behavior of anuran, amphibians. *Animal Behavior*, 25: 666-693.

WOLLERMAN, L. 1999. Acoustic interference limits call detection in a Neotropical frog *Hyla ebraccata*. *Anim. Behav.* 57: 529-536.

(* Bolsista FAPESP, proc.01/08782-0)

Produção e herbivoria foliar da serrapilheira em moitas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ

Giselle Sobroza Lesqueves Bonadiman, Dora Maria Villela, Ana Paula da Silva, Marcelo Trindade Nascimento.
Laboratório de Ciências Ambientais, CBB, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.
CEP:28013-602
dora@uenf.br

1. Introdução

Apesar da ameaça real a existência dos ecossistemas de restinga, ocasionada por ações antrópicas, somente nas últimas duas décadas, as restingas brasileiras têm sido alvo de estudos mais sistematizados. Embora ainda pouco numerosos e concentrados em levantamentos florísticos e faunísticos, estes estudos evidenciam a importância dos diferentes ecossistemas de restinga para a biodiversidade do país, ainda que sua importância econômica permaneça praticamente desconhecida (Lacerda e Esteves, 2000).

As restingas do Estado do Rio de Janeiro ocupam uma área de aproximadamente 1200km², ou seja, 2,8% da área total do Estado (Martin *et al.*, 1993). No litoral norte do Estado ocorrem as áreas mais extensas de restinga, decorrente da presença do Rio Paraíba do Sul e de fatos que ocorreram ao longo da história de formação geomorfológica de seu delta. As duas áreas de restinga que se destacam no norte fluminense são as de São João da Barra e de Macaé, em conjunto totalizando 865 km² de sedimentos arenosos marinhos (Araújo e Maciel, 1998). Em abril de 1998 foi criada uma unidade de conservação denominada Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba que compreende os municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, contendo 144,5 km² de restingas e lagoas, situado ao sul da Lagoa Feia (Araújo e Maciel, 1998).

A vegetação de restinga se distribui em áreas definidas formando zonas de vegetações diferentes, onde a complexidade das comunidades vegetais aumenta na medida em que estão mais distantes do oceano (Henriques *et al.*, 1986). Entre as zonas de vegetação destaca-se a organização da vegetação em moitas intercaladas por

áreas desnudas. De acordo com Zaluar e Scarano (2000), a organização dessas moitas sobre cordões arenosos litorâneos têm desde o começo do século intrigado pesquisadores, e o entendimento da organização dessas comunidades vegetais, depende de estudos a respeito da dinâmica sucessional de moitas.

Entre as formações vegetais descritas no PARNA Jurubatiba, ocorre a formação arbustiva aberta de *Clusia* (Henriques *et al.*, 1986), constituída por moitas de tamanhos variados, intercaladas por espaços de areia onde a cobertura vegetal é esparsa (Araújo *et al.*, 1998). A espécie *Clusia hilariana* Schltld da família Clusiaceae é a espécie dominante e característica das moitas da formação de *Clusia* na restinga de Carapebus no PARNA Jurubatiba, estando também presente nas zonas de transição para a formação de Ericácea (Vieira *et al.*, 2001). Zaluar (1997) verificou que na formação aberta de *Clusia* da restinga de Carapebus, *Clusia hilariana* apresentou a capacidade de dominar o dossel das moitas em toda a amplitude de tamanhos de moitas e capacidade de atingir tamanhos superiores aos das outras lenhosas, o que lhe garante dominância do dossel e maior estratificação vertical do sub-bosque. Esses padrões são característicos de espécies focais (facilitadoras), o que indica que provavelmente a espécie *Clusia hilariana* parece desempenhar um papel de facilitadora em moitas no início de sucessão.

Um aspecto fundamental para o conhecimento da estrutura e dinâmica dos ecossistemas reside na compreensão de seu estado nutricional (Hay e Lacerda, 1984) e da ocorrência de interações inseto-planta (ex. herbivoria). Os padrões de estoque e ciclagem de nutrientes, podem ter inúmeras implicações na fisiologia, na ecologia de comunidades e na biologia de plantas e animais em florestas tropicais (Vitousek e Stanford, 1986).

Zaluar (2000), sugere que o estabelecimento de uma *Clusia* no início da sucessão pode gerar, além de sombreamento, lenta decomposição de sua serrapilheira, maiores teores de umidade do solo e a estocagem de nutrientes na necromassa. Com o desenvolvimento da moita e o enriquecimento do sub-bosque com espécies que possuem mais rápida ciclagem de nutrientes, a disponibilidade de nutrientes pode aumentar tanto para a espécie focal (facilitadora) quanto para as espécies que venham a se implantar posteriormente (Zaluar, 2000).

Apesar da importância de estudos sobre a ciclagem de nutrientes para o entendimento da estrutura e funcionamento dos ecossistemas naturais, poucos estudos têm focado a ciclagem de nutrientes em restinga (ex: Ramos, 1993; Lacerda, 1984; Moraes, 1997; Silva, 1999; Silva, 2003). A quantificação da produção de serrapilheira associada ao fluxo de nutrientes em moitas de restinga, investigando a existência de relações entre a herbivoria, a deposição de serrapilheira e características da vegetação de moitas é sem dúvida um aspecto muito importante para o entendimento da ciclagem de nutrientes nesse ecossistema (Silva, 2003). Recentes estudos sobre ciclagem de nutrientes nas moitas do PARNA Jurubatiba verificaram que a produção de serrapilheira nestas moitas estão dentro da faixa de valores encontrados em outros ecossistemas de restinga. Silva (2003) evidenciou que as folhas da espécie *Clusia hilariana* são determinantes no padrão de produção e entrada de nutrientes da serrapilheira nas moitas de *Clusia* na restinga de Carapebus, no PARNA Jurubatiba, RJ, e sugere que esta espécie tem um papel de facilitadora em tais moitas.

O presente trabalho faz parte do Programa de Ecologia de Longa Duração (PELD – Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense – Site N° 5) no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ e objetivou testar as hipóteses de que moitas de *Clusia* adulta têm maior produção de serrapilheira e suas plantas sofrem mais danos por herbivoria do que as moitas com *Clusia* senescente na formação arbustiva aberta de *Clusia* da Restinga de Carapebus no PARNA Jurubatiba. Tais estudos poderão em conjunto compreender o papel dessa espécie como facilitadora na formação de moitas

em aspectos relacionados à ciclagem de nutrientes.

2. Métodos

A área de estudo está localizada no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, que abrange os municípios de Macaé, Carapebus e Quissamã, no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, estando situada entre as coordenadas 22° e 22° 23' S e 41° 15' e 41° 45'. O clima na região do PNRJ é classificado como tropical úmido (Koppen, 1948). A precipitação pluviométrica média anual é de 1100 e 1300 mm (FIDERJ, 1978; apud: Araújo *et al.*, 1998). A temperatura média anual está em torno de 25,6°C, com máxima de 30,8°C e mínima de 20,2°C (Silva, 2003).

O presente estudo dará continuidade a medição da produção de serrapilheira feita por Silva (2003), avaliando-a no segundo ano consecutivo. Para tanto, foram utilizadas as seis moitas, selecionadas para o trabalho de Silva (2003), inseridas na formação de *Clusia* na restinga de Carapebus, de cada uma das duas categorias: *Clusia* adulta (MCA) e *Clusia* senescente (MCS). Três coletores de serrapilheira (30cmx40cm), já afixados para o trabalho de Silva (2003), instalados aleatoriamente a 20cm do solo, foram utilizados para a coleta de serrapilheira. A serrapilheira foi coletada mensalmente, durante o intervalo do estudo (02/10/2002 a 03/06/2003). A serrapilheira foi seca a 80°C por 24 h e triada nas frações: folhas de *Clusia*; outras folhas; madeira (< 2cm de diâmetro); flores e frutos e resto. As frações foram secas novamente a 80°C para a obtenção do peso seco. As frações folhas de *Clusia* e outras folhas foram avaliadas quanto a herbivoria (perda de área foliar), utilizando-se uma escala de sete categorias de danos: não predadas (np), até 5%, 5% a 10%, 10% a 25%, 25% a 50%, 50% a 75%, > 75%. Assumiu-se que os danos foram causados por insetos mastigadores antes da abscisão foliar. A média de herbivoria foliar foi calculada através da multiplicação do número de folhas de cada classe de dano pelo intervalo médio de classe e assim produzindo um valor estimado de percentagem de dano foliar aparente (Nascimento & Proctor 2001).

Para testar a diferença de produção de serrapilheira anual entre as moitas, para cada uma das frações e para a massa total, foram utilizadas análise de variância agrupada (ANOVA nested design, Zar, 1984).

3. Resultados e Discussão

A produção de serrapilheira (t há⁻¹ 243 dias⁻¹) total foi significativamente (p<0,05) maior em moitas de *Clusia* adulta (4,62±1,75) do que em moitas de *Clusia* senescente (2,29±1,06). Dentre as frações as folhas de *Clusia* também foram significativamente diferentes entre as categorias de moitas sendo maior em MCA (3,38±1,47) do que em MCS (1,20±0,87). A fração outras folhas não apresentou diferenças estatísticas entre as categorias de moitas, porém tendeu a ser menor em MCA (0,37±0,20) do que em MCS (0,52±0,51). A fração flores e frutos tendeu ter uma produção maior em MCA (0,14±0,11) do que em MCS (0,05±0,06), embora não significativamente. A fração resto (MCA=0,17±0,06, MCS=0,11±0,06) e de madeira (MCA=0,55±0,91, MCS=0,41±0,82), foram similares entre as moitas.

Quanto a contribuição das frações nessa produção de serrapilheira total, observa-se que a fração folhas de *Clusia* foi a que mais contribuiu para o total de serrapilheira, predominando tanto em MCA, com 73% do total da serrapilheira produzida no ano, quanto em MCS, onde esta correspondeu a 52% da produção anual. A segunda maior contribuição das frações de serrapilheira foi a de madeira (12%) em MCA; porém em MCS a fração madeira ocupou o terceiro lugar com 18%. A fração outras folhas foi a segunda maior contribuição para a serrapilheira em MCS apresentando 23%, já em MCA esta fração ficou em terceiro lugar com 8% da produção; seguida de resto (4% em MCA; 5% em MCS) e flores e frutos (3% em MCA; 2 % em MCS).

A herbivoria foliar variou de 11,8% a 18,2%, sendo que os maiores valores foram sempre observados nas frações de folhas

coletadas em MCA. Estes dados estão acima dos normalmente encontrados para espécies de árvores tropicais (2-16%, Nascimento & Proctor 2001). Vale ressaltar que 27% das folhas de *Clusia* coletadas em MCA estavam nas categorias de dano superior a 25%, enquanto que em MCS o valor observado foi de 16%.

4. Conclusão

As moitas de *Clusia* adulta apresentaram uma maior produção de serrapilheira do que as MCS, sendo esta uma característica do estágio de senescência, confirmando a hipótese de que as MCA têm uma maior produção de serrapilheira do que MCS na restinga onde o trabalho foi desenvolvido. A contribuição relativamente grande de folhas de *Clusia* nas duas categorias de moitas sugere que a produtividade deste sistema esta relacionada com a espécie dominante nas moitas. *Clusia* senescente parece interferir também na perda de área foliar por insetos mastigadores provavelmente devido às modificações micro-climáticas que podem estar afetando as populações destes insetos.

Os dados obtidos nesse estudo, para o 2º ano, nas moitas de *Clusia* adulta e senescente, seguem os mesmos padrões do encontrado no 1º ano nestas mesmas moitas por Silva (2003). Tais resultados vêm reforçar o papel da *Clusia hilariana* como uma espécie facilitadora no que diz respeito à produção da serrapilheira nas moitas da formação de *Clusia* na restinga de Jurubatiba.

5. Referências Bibliográficas:

- Araújo, 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*, Rio de Janeiro. 39-62.
- Araújo, D.S.D., Maciel, N.C. 1998. Restingas Fluminenses: Biodiversidade e Preservação. *Boletim FBCN*. 25: 27-51
- Hay, J.D & Lacerda, L.D. 1984. Ciclagem de Nutrientes no Ecossistema de Restinga. In: Lacerda, L.D., Araújo, D.S.D, Cerqueira, R. & Turq, B. (orgs). *Restingas: origem, estrutura, processos*. Niterói. 459-473
- Lacerda, L.D. & Esteves, F. 2000. Restingas Brasileiras: Quinze anos de estudo. In: Esteves, F. A. & Lacerda, L.D. (eds.). *Ecologia de Restingas e Lagoas Costeiras*. NUPEM/UFRJ-RJ
- 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. Especial*, no. 15. 186 p.
- Moraes, R.M., Delitti, W.B.C & Vuono, Y. S. 1999. Litterfall and litter nutrient content in two Brazilian Tropical Forest. *Revista Brasileira de Botânica*. São Paulo. 22(1): 9-16
- Ramos, M.C.L & Pellens, R. 1993. Produção de Serrapilheira em Ecossistema de Restinga em Maricá. Rio de Janeiro. *III Simpósio de Ecossistema da Costa Brasileira*, ACIESP.
- Silva, A. P. da, 2003. Caracterização do solo superficial, produção de serrapilheira e aporte de nutrientes em moitas da área aberta de *Clusia* da Restinga de Carapebus, no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, RJ. Tese de Mestrado. UENF RJ
- Silva, B. A O 1999. Mosaicos Nutricionais na interrelação Vegetação/Solos/Termiteiros em um ecossistema de Restinga-Formação Aberta de ericácea, RJ. Tese de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos. SP.
- Vieira, C.M. (2001) *Clusiaceae*. In: Costa, A. F 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 e Algas continentais. Museu Nacional, RJ.
- Vitousek, P.M. & Stanford Jr, R. L. 1986. Nutrient Cycling in Moist Tropical Forest. *Ver. Ecol. Syst.* 17: 137-167
- Zaluar, H. L. T. 1997. Espécies Focais e a Formação de Moitas na

Restinga Aberta de *Clusia*, Carapebus. RJ. Tese de Mestrado. UFRJ. RJ

Zaluar, H. L. T. & Scarano, F.B. 2000. Facilitação em Restingas de Moitas: Um século de buscas por espécies focais. In: Esteves, F. A. & Lacerda, L. D. (eds). *Ecologia de Restinga e Lagoas Costeiras*. NUPEM/UFRJ.RJ.03-23

(Agradecemos ao CNPq e ao PELD - Restingas e Lagoas Costeiras do Norte Fluminense, Site N°5 - pelo apoio financeiro ao projeto.)

Densidade e distribuição temporal da chuva de sementes de espécies arbóreas em dois fragmentos de Floresta de Restinga no município de Bertioiga – SP. Guedes e Silva, Daniela^a; Barbosa, Luiz Mauró^b; Martins, Suzana Ehlin^b.

^a Instituto de Biociências- UNESP- Rio Claro

(danielaguedes1@hotmail.com)

^b Instituto de Botânica – SMA- SP

1. Introdução

As restingas e dunas de areia que cobrem cerca de 70% do litoral brasileiro compõem-se de um imenso mosaico de comunidades vegetais, florística e estruturalmente diferentes, que nas regiões Sul e Sudeste é representado por formações herbáceas, arbustivas e florestais cujas diferenças ocorrem, basicamente, em função da proximidade do mar e das características físicas e hidrológicas do substrato (Klein, 1961; Araújo, 1992).

Dentre as várias formações vegetacionais das planícies litorâneas encontram-se as Florestas de Restinga Inundável e Não Inundável (Silva, 1998) que, devido a aspectos fisiográficos distintos (Mantovani, 1992), apresentam comunidades florestais com características florísticas, estruturais e de processos dinâmicos condicionadas, principalmente, à drenagem do terreno (Porto & Dillenburg, 1986). Tais formações encontram-se, no Estado de São Paulo, sobre forte pressão de degradação, devido, principalmente, a especulação imobiliária, que determina alterações em muitos de seus processos como, por exemplo, a regeneração natural (Barbosa, 2000).

Desta forma, o objetivo deste trabalho é verificar, através da chuva de sementes, a disponibilidade de recursos e compreender o potencial de regeneração da comunidade em duas áreas de Floresta de Restinga no município de Bertioiga.- SP.

2. Material e métodos

Área de estudo

O local de trabalho possui extensão aproximada de 3.000.000 m², é de propriedade do condomínio residencial Riviera de São Lourenço (23°49' S e 46°02' W), razão pela qual se apresenta cortado por arruamentos, formando um conjunto de fragmentos de diversos tamanhos e formas.

Conforme Köppen (1948), a região de Bertioiga é classificada como Áf, que indica clima tropical úmido com chuvas o ano todo. A temperatura média anual da região varia entre 18 °C e 22 °C, a umidade relativa do ar média é superior a 80 % durante o ano todo, e a média da precipitação é de 1700 mm a 2000 mm, podendo ocorrer, na encosta da Serra do Juqueriquerê, índices de até 4000 mm ou mais (Troppmaier, 1975).

As áreas de estudo estão representadas por dois desses fragmentos de Floresta de Restinga: Floresta Inundável (Área 1) e Floresta Não Inundável (Área 2) com 420.000 m² e 385.000 m², respectivamente. O acesso às áreas se dá através da Rodovia Rio-Santos, na altura do Km 212.

Coleta de dados

Para o estudo da chuva de sementes foram instalados 48 coletores de 0,5 m x 0,5 m confeccionados com sombrite 70 %. Os coletores foram posicionados a 15 cm de altura do solo, distribuídos aleatoriamente no interior de 48 parcelas utilizadas para o

levantamento fitossociológico, sendo 24 parcelas em cada fragmento florestal estudado.

Foram realizadas visitas mensais ao campo por um período de um ano (abril de 2001 a março de 2002) para a coleta das sementes e frutos interceptados pelos coletores, os quais foram transferidos para sacos de papel individualizados e levados para laboratório, onde foram triados, separando-se os propágulos em morfotipos para a identificação. Após a triagem do material foi realizada a quantificação das sementes amostradas nos coletores ou no interior de cada fruto.

As sementes não identificadas foram espalhadas em gerbox (individualizadas por coletor e por mês de coleta) contendo areia esterilizada e dispostas em canteiros cobertos com sombrite 70%, localizados na Unidade de Beneficiamento e Tecnologia de Sementes do Instituto de Botânica –SP.

Para se verificar uma possível contaminação por sementes externas, amostras de areia esterilizada foram colocadas em 8 gerbox-control e expostas nos canteiros cobertos.

Além das sementes visíveis, foi espalhado no gerbox o material resultante da limpeza (com pincel) das folhas interceptadas pelos coletores, para evitar que sementes muito pequenas fossem excluídas da amostragem, já que ficava difícil sua visualização durante a triagem.

As plântulas que surgiram foram levantadas a cada 15 dias, classificadas em morfoespécies, quantificadas e, posteriormente identificadas.

3. Resultados

A densidade total para o período de abril de 2001 à março de 2002 foi de 74,2 sementes/m² para a Área 1 e 201,03 sementes/m² para a Área 2.

As espécies que contribuíram com maior número de sementes foram *Manilkara subsericea* com densidades totais de 14,87 sementes/m² na Área 1 e 130,17 sementes/m² na Área 2, seguida por *Calophyllum brasiliense*, na Área 1 (6,87 sementes/m²) e *Didymopanax angustissimum* na Área 2 (13,5 sementes/m²), sendo estas espécies também bastante abundantes no levantamento fitossociológico.

Em relação a variação temporal do número de indivíduos amostrados nos coletores, observou-se que as sementes foram dispersas durante todo o ano, com destaque para o período de setembro a fevereiro, que coincide com a estação chuvosa, ocorrendo também no mês de junho um acréscimo na quantidade de sementes, principalmente na Área 1, que deve-se a alta concentração de indivíduos de *Pera glabrata* além de algumas espécies anemocóricas.

Os maiores valores de densidade de sementes dispersas, principalmente, no mês de setembro deveram-se ao predomínio de *Manilkara subsericea*, que contribuiu neste mês com 11,3 sementes/m² na Área 1 e 94,7 sementes/m² na Área 2, notando-se que esta foi a espécie de maior preponderância na chuva de sementes com tendência a dispersão durante todo o período de maior precipitação pluviométrica.

Em relação à síndrome de dispersão, os resultados mostram que a maior parte das sementes coletadas pertencem a espécies zoocóricas (81,92% na Área 1 e 99,24% na Área 2), enquanto as anemocóricas se apresentaram com apenas 18,08% dos indivíduos na Área 1 e 0,76 % na Área 2, e as autocóricas, praticamente, não foram amostradas.

Observou-se que as espécies zoocóricas apresentaram sementes distribuídas durante todo o ano, principalmente na Área 1, tendo maior concentração de indivíduos no período setembro a fevereiro, que corresponde a época superúmida.

4. Conclusões

* Os valores de densidade de sementes podem ser considerados baixos quando comparados com o de outras áreas que apresentaram valores muito superiores ao deste estudo (Roizman, 1993; Penthalber, 1995; Siqueira, 2002; Sorreano, 2002).

* As áreas de estudo apresentam sementes dispersas durante

o ano todo com a maior parte da frutificação deslocada para épocas superúmidas que deve-se a ausência de um período seco, estando as chuvas distribuídas durante todo o ano;

* A Área 1, com o substrato mais úmido e com maior fertilidade, apresentou menor dispersão na estação chuvosa do que a Área 2, com substrato seco e menos nutrientes, sugerindo-se assim que a Área 2 tende a aproveitar mais intensamente a estação superúmida do que a Área 1.

5. Bibliografia

Araújo, D.S.D. (1992). Vegetations types of sandy coastal plains of tropical Brazil: a first approximation. In: U. Seeliger (coord.). *Coastal plant communities of latin America*. New York. Academic Press. 337-347p.

Barbosa, L. M. (Coord.). (2000). *Anais do Workshop sobre recuperação de áreas degradadas da Serra do Mar e formações florestais litorâneas* São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. 137p.

Klein, R.M. (1961). Aspectos fitofisionômicos da Mata Pluvial da Costa Atlântica do sul do Brasil. *Boletim da sociedade Argentina de Botânica* 9: 121-140.

Köppen, W. (1948). *Climatologia*. México: Fondo de Cultura Econômica. 213p.

Mantovani, W. (1992). A vegetação sobre a restinga de Caraguatuba, SP. *Anais do 2º Congresso Nacional sobre Essências Nativas*. São Paulo. v.4, pp. 139-144.

Penthalber, E.F. (1995). *Fenologia, chuva de sementes e estabelecimento de plântulas em um trecho de mata em São Paulo, SP*. São Paulo. 123p. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências. USP.

Porto, M.L. & Dillenburg, L.R. 1986. Fisionomia e composição florística de uma mata de restinga da Estação ecológica do Taim, Brasil. *Ciência e Cultura* 38 (7): 1288-1336.

Roizman, L. 1993. *Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de floresta secundária em São Paulo, SP*. São Paulo. 184p. Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências. USP.

Silva, S.M. 1998. *As formações vegetais da Planície Litorânea da Ilha do Mel, Paranaguá-PR, principais características florísticas e estruturais*. Tese (Doutorado). Biologia Vegetal. UNICAMP. Campinas. 262p.

Siqueira, L.P. 2002. *Monitoramento de áreas restauradas no interior do estado de São Paulo, Brasil*. Piracicaba. 116p. Dissertação (Mestrado). ESALQ. USP.

Sorreano, M.C.M. 2002. *Avaliação de aspectos da dinâmica de florestas restauradas, com diferentes idades*. Piracicaba. 144. Dissertação (Mestrado). ESALQ. USP.

Troppmaier, H. 1975. Regiões ecológicas do Estado de São Paulo. *Biogeografia*, Instituto de Geografia. USP. v. 10, pp.1-24.

(CNPq/FAPESP)

Aspectos comportamentais das interações sociais em *Dinoponera quadriceps* (Hymenoptera, Formicidae, Ponerinae) em ambiente natural

Hiélia Costa dos Santos, Rosiane Elvina Sousa de Andrade & Arrilton Araújo

Setor de Psicobiologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal –RN.

(hieliacsantos@yahoo.com.br)

1. Introdução

Dinoponera quadriceps é uma formiga primitiva, inclusa entre as maiores formigas do mundo e as maiores representantes da família Formicidae, apresentando tamanho médio de três centímetros e meio (Overal, 1980). O gênero *Dinoponera* tem sua distribuição restrita a América do Sul, sendo encontrada no sudoeste da Co-

lômbia, oeste do Peru, oeste da Bolívia, Paraguai, nordeste da Argentina e em todo o Brasil (Kempf, 1971; Hölldobler & Wilson, 1990; Brandão, 1991). *Dinoponera quadriceps* é endêmica do nordeste brasileiro, apresentando coloração preta, não sendo observada diferenciação morfológica entre operárias e reprodutoras que torne possível indicar a sua posição dentro da colônia (Wilson, 1971). Esta é uma espécie monomórfica que apresenta sociedade sem divisões de castas de fêmeas (rainha, operárias), sendo a reprodução assegurada por indivíduos férteis, cujo número varia de um a dez em uma colônia de cento e vinte adultos (Dantas de Araújo, 1990 & 1991). A fêmea reprodutiva de *D. quadriceps* (fêmea a) pode ser substituída por outras operárias em caso de morte ou final de reprodução da mesma. O posto a é defendido através de relações agonísticas e indicado pela presença de hidrocarboneto 9-hentriacontano em maior quantidade na cutícula da fêmea a (Monnin & Peeters, 1998; Peeters *et al.*, 1999). Forrageiam solitariamente e não apresentam recrutamento mesmo quando há grande disponibilidade alimentar. (Dantas de Araújo, 1987; Dantas & Dantas de Araújo, 1997). Membros desta família apresentam algum tipo de especiação em sua alimentação, sendo as pertencentes à tribo Ponerini especialistas em artrópodes do solo, como miriápodes, dípteros, aranhas, vespas, sendo as presas inteiras ou partes delas (Leal & Oliveira, 1998). Este animal forrageia de modo solitário (Monnin & Peeters, 1998; Beugnon *et al.*, 1996).

Durante os deslocamentos e busca de alimentos formigas operárias utilizam um ou mais mecanismos de orientação dependendo de vários fatores, como: comportamento da espécie, presença/ausência de recrutamento alimentar, tipo de alimento coletado, ritmo de atividade diurna/noturna, a estrutura e complexidade do ambiente, bem como distância da colônia (Fourcassie *et al.*, 1999). As operárias têm, geralmente, um ou mais mecanismos de orientação durante o forrageio, que podem ou não ser utilizados simultaneamente (Retana *et al.*, 1987). A utilização de duas formas de orientação depende da situação espacial e da hierarquia das pistas a serem utilizadas, além da experiência da operária (Oliveira & Hölldobler, 1989). Um outro condicionante é que a marcação química do território poderia indicar o uso do feromônio como delimitador de área de abrangência de cada ninho e/ou como condicionante utilizado pelo animal para o retorno ao ninho. O objetivo desse trabalho é avaliar os aspectos comportamentais da *Dinoponera quadriceps* em ambiente natural, enfatizando as interações sociais e comunicação realizada por esta espécie.

2. Métodos

Foi observada a colônia de *Dinoponera quadriceps* (Hymenoptera, Formicidae, Ponerinae). A colônia não foi manipulada, sendo as operárias observadas desde o momento em que elas saíam do ninho até sua volta. A colônia apresentou 2 entradas, próximas de 1 a 2 m. Uma das entradas foi escolhida ao acaso no início das observações e utilizada durante todo o estudo.

O estudo foi realizado na Floresta Nacional (FLONA) de Nísia Floresta/IBAMA, em Nísia Floresta (06° 05' S, 35° 12' W), distante 3 Km da sede do município e 45 Km de Natal, RN – Brasil. A FLONA é uma reserva natural com aproximadamente 175 ha, sendo 80 ha ocupados por mata atlântica secundária, com árvores entre 5 e 14 metros, como *Tapirira guianensis*, *Birsonima* sp, *Protium brasiliense*, *Allophylus puberalus*, *Coccoloba* sp, *Cecropia adenobus* e *Anacardium occidentale* (Freire 1995). Cinquenta hectares são formados por mata de tabuleiro, 40 ha ocupados com plantação experimental onde se encontram plantas nativas e exóticas como *Mangifera indica*, *Spondias purpurea*, *Swietenia* sp e *Eucalyptus* sp. O estudo foi realizado na área de mata atlântica secundária, caracterizada pela forte presença de cipós, bromélias, orquídeas além vegetação arbustiva. O sub-bosque estava presente em todos locais onde se encontrava a colônia e suas áreas de forrageamento. O substrato na área de coleta de dados é quase que totalmente constituído de folhas, galhos, gravetos e húmus. Em alguns locais pró-

ximo ao ninho existem trilhas, para uso humano, nas quais o solo está exposto sem cobertura de folhas, gravetos ou qualquer outro tipo de substrato.

A coleta de dados ocorreu no período compreendido entre novembro de 2002 e maio de 2003. Os dados foram coletados utilizando a técnica “focal time sampling” durante 10 min com registro instantâneo a cada minuto. Em função da ocorrência não sistemática de alguns comportamentos como marcação, encontros agonísticos e comunicação, eles foram registrados também pela técnica de “todas as ocorrências” (Martin & Bateson, 1994). Os comportamentos foram anotados em cadernos de campo e posteriormente passados para o computador. Registramos as seguintes categorias comportamentais: a) interações sociais – comunicação tátil quando duas ou mais operárias ao se encontrarem apresentam o toque das patas e/ou antenas; encontros agonísticos quando dois animais durante o encontro se empurram, ou prendem a sua mandíbula a do outro indivíduo; b) marcação química nestes casos a operária esfrega a parte distal do abdome no substrato; c) alimentação – no forrageio a operária se movimenta lentamente, tocando suas antenas no substrato, vasculhando a área a procura de alimento; locomocão, correspondendo à movimentação mais acentuada do animal sem que ocorra toque das antenas ao substrato; captura de alimento; transporte do alimento; d) limpeza do corpo, em que a operária limpa inicialmente limpa as patas entre as mandíbulas, posteriormente limpas mandíbulas e/ou abdome; e) inatividade do animal.

3. Resultados/Discussão

Ao longo dos seis meses de observação de *Dinoponera quadriceps* completamos 52,5 horas de acompanhamento das operárias em atividade extra-ninho. Observamos que estas ocuparam 86,46% do tempo em atividades relacionadas à alimentação, sendo 80,44% em forrageamento, 2,16% em captura, 2,62% em transporte do alimento até o ninho e 1,24% em locomoção. Este resultado era esperado em acordo com os modelos de forrageamento, onde os indivíduos que vivem em grupo ou de forma solitária ocupam a maior parte do seu tempo para obtenção de alimento (Krebs & Davies 1986; Giraldeau & Caraco 2000). Além das atividades ligadas à alimentação, 2,16% do tempo as operárias permanecem paradas sobre o substrato, 4,28% do tempo com limpeza de patas, antenas e abdome independentemente, da atividade precedente. Por último, as operárias gastaram 2,62 % do tempo em interações sociais e 4,48% esfregando o abdome sobre o substrato fazendo marcação química no mesmo.

Como era esperado as operárias passam a maior parte do tempo fora do ninho em atividades ligadas à alimentação. No entanto podemos observar que durante as atividades extra-ninho, as operárias focais encontravam outros conspecificos. Se o encontro ocorria entre operárias de colônias diferentes (23,75% das vezes), imediatamente após os primeiros toques antenares ocorriam tentativas de imobilização através da prisão de uma das patas com as mandíbulas ou empurrões em que as operárias prendiam as mandíbulas umas contra as outras. Quando elas se soltavam se locomoviam em velocidade e em direções opostas. No entanto se o encontro se dava entre operárias originárias do mesmo ninho as interações ocorriam com contato tátil representando 76,25% das interações. Nestes casos havia o toque recíproco de antenas sobre a cabeça e corpo. Estes toques antenares provavelmente têm função de comunicação. Após alguns segundos cada operária seguia o seu caminho, continuando a forragear ou retornando ao ninho. Neste último caso parece haver um reconhecimento entre operárias que provavelmente utilizam pistas químicas.

Um outro fator importante a ser considerado no forrageamento e transporte de alimentos à colônia é a orientação, pois interfere na otimização do tempo de forrageio. O tipo de alimento influencia a duração do trajeto de forrageio/retorno à colônia. Elas são primordialmente carnívoras capturando presas, o que demanda mais tempo de procura que frutos, visto que encontrá-las é menos previsível em ter-

mos de localização. Além disto, a procura de presas demanda mais atenção das operárias, com paradas regulares para manipulação de substratos como virar ou levantar folhas, procurar entre raízes e gravetos. O retorno rápido à colônia com o alimento entre as mandíbulas pressupõe um “conhecimento” do trajeto efetuado anteriormente, evitando obstáculos maiores, resultando num retorno quase em linha reta, sugerindo um domínio espacial do ambiente (Lucas, 2002).

São vários os mecanismos de orientação conhecidos: as trilhas de feromonais; pistas visuais; pistas gravitacionais; magnetismo terrestre e estímulos táteis que complementam os sinais químicos (Vilela *et al.*, 1987). *Dinoponera gigantea* aparentemente utiliza pistas visuais e químicas no ambiente, possibilitando aos indivíduos voltarem rapidamente à colônia após coletar o alimento (Fourcassié *et al.*, 1999). Observamos que as operárias de *Dinoponera quadricaps* ocupam 4,5% do seu tempo esfregando a porção terminal do seu abdome sobre o substrato ao longo do forrageamento e/ou após captura de presas. Apesar do tempo devotado a esta atividade ser reduzido se comparado com as atividades ligadas à alimentação, na realidade ele pode ser considerado maior visto que somente uma parte das operárias realizavam este tipo de comportamento, em torno de 45% das operárias em atividade extra-ninho.

4. Conclusão

Apesar de preliminares, estes resultados mostram diferenças na forma de interação social entre operárias em função da origem das mesmas, bem como a utilização de pistas químicas exploradas provavelmente como trilhas para orientação ao longo do forrageio e/ou localização de fontes de alimentos.

5. Bibliografia

- Beugnon, G., Pastergue-Ruiz, I., Shat, B. Lauchaud, J-P., 1996. Cognitive approach of spatial and temporal information processing in insects. *Behavioral Process* 35:55-62.
- Brandão, C.R.F., 1991. Adendos ao catálogo abreviado das formigas da região neotropical (Hymenoptera, Formicidae). *Revista Brasileira de Entomologia* 35: 319-412.
- Dantas de Araújo, C.Z., 1987. *Résultats préliminaires sur la biologie et l'éthologie de Dinoponera quadricaps (Hymenoptera, Formicidae)*. Mémoire de DEA, Université Paris XIII, 31pp.
- Dantas de Araújo, C.Z., 1990. Le système reproductive chez une ponerine: *Dinoponera quadricaps*Santschi. *Behavioural Process* 22: 101-111.
- Dantas de Araújo, C.Z., 1991. *Ethologie et Ecologie de Dinoponera quadricaps Santschi (Hymenoptera, Formicidae)*. These de Docteur de l'Université Paris XIII.
- Dantas, J.O. & Dantas de Araújo, C.Z., 1997. Cronologia dos comportamentos sociais de *Dinoponera quadricaps* (hymenoptera, Formicidae, Ponerinae). *Insects Sociaux*, 9, 79-88.
- Fourcassié, V. Henriques, A. & Fontella, C., 1999. Route fidelity and spatial orientation in the ant *Dinoponera gigantea* (Hymenoptera, Formicidae) in a primary forest: a Preliminary study. *Sociobiology*, 34 (3) 505-524.
- Giraldeau, L-A. & Caraco, T., 2000. *Social foraging theory*. Princeton, New Jersey, Princeton University Press.
- Hölldobler, B. & Wilson, O.E., 1990. *The ants*. Cambridge, Massachusetts. The Belknap Press of Harvard University Press.
- Kempf, W.W., 1971. A preliminary review of the ponerine ant genus *Dinoponera* Roger (Hymenoptera, Formicidae). *Studia Entomologica* 14: 369-392.
- Krebs, J.R. & Davies, N.B., 1996. *Behavioral ecology an evolutionary approach*. Oxford. 4 ed. Blackwell Science Oxford.
- Leal, I.R. & Oliveira, P.S., 1998. Interactions between fungus-growing ants (Attine), fruits and seeds in cerrado vegetation in Southeast Brazil. *Biotropica*, 30 (2), 170-178.

Lucas, Z.R. 2002. Padrões de forrageamento e dieta em *Dinoponera quadricaps*Santschi (Hymenoptera, Formicidae) em ambiente natural. Dissertação de mestrado em Psicobiologia, UFRN, Natal RN.

Martin, P. & Bateson, P., 1994. *Measuring behavior. An introductory guide*. 2ª ed. Cambridge, Cambridge University Press.

Monnin, T. & Peeters, C., 1998. Monogyny and regulation of worker mating in the queenless ant *Dinoponera quadricaps*. *Animal Behaviour*. 55:299-306.

Oliveira, P.S. & Hölldobler, B., 1989. Orientation and communication in the neotropical ant *Odontomachus bauri* Emery (Hymenoptera, Formicidae, Ponerinae) *Ethology*, 83, 154-166.

Overall, W.L., 1980. Observations on colony founding and migration of *Dinoponera gigantea*. *Journal of Georgia Entomological Society*, 15: 467-469.

Peeters, C., Monnin, T. & Malosse, C., 1999. Cuticular hydrocarbons correlated with reproduction status in a monogynous queenless ant. *Behavior Ecology* 10: 323-332.

Retana, J., Bosch, J., Alsina, A. & Cerdá, X., 1987. Foraging ecology of the nectarivorous ant *Componotus foreli* (Hymenoptera, Formicidae) in a savanna like grassland. *Miscelanea Zoologica*, 11, 187-193.

Vilela, E.F., Jaffé, K. & Howse, P.E., 1987. Orientation in leaf-cutting ants (Formicidae: Attini) *Animal Behavior*, 35, 1443-1453.

Wilson, E.O., 1971. *The Insect Societies*. Belknap Press of Harvard University Press.

Financiamento: CAPES, CNPq, UFRN, IBAMA.

Aspectos da Biologia de Polinização de *Merremia macrocalyx* (Ruiz & Pav.) O'Donnell em uma área de Campo Rupestre em Lençóis, BA¹

Hisatomo Tak², Fabiana Oliveira da Silva³, Edinaldo Luz das Neves⁴, Blandina Felipe Viana⁵ & Peter Kevan⁶

¹University of Guelph, Guelph, Canada (htaki@uoguelph.ca)

²Universidade Federal da Bahia, Faculdade Jorge Amado

³Faculdade de Tecnologia e Ciências

⁴Este trabalho foi realizado durante as aulas práticas do curso “Ecologia da Polinização”, promovido pelo Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Biomonitoramento da Universidade Federal da Bahia, em conjunto com o Department of Environmental Ecology of University of Guelph, Canadá, no período de 21 de abril a 02 de maio de 2003.

1. Introdução

A família Convolvulaceae Juss. compreende aproximadamente 85 gêneros e 2.800 espécies, caracterizadas pela presença de flores solitárias ou reunidas em dicásios terminais ou axilares. Ocorre em todas as regiões tropicais do globo, sendo que a maior diversidade concentra-se nas américas e na África. O Gênero *Merremia* Dennst. ex Endl. é composto por 60 a 80 espécies que estão distribuídas pelas regiões tropicais e subtropicais (Austin, 1975).

A região da Chapada Diamantina destaca-se pela alta diversidade florística e de tipos vegetacionais, resultante das variações locais no clima, relevo e solo. Campos rupestres são formações vegetais herbáceo-arbustiva que se desenvolvem sobre afloramentos rochosos, acima de 900m (Stannard *et al.*, 1995). Além disso, as variações microclimáticas da região permitem a ocorrência de “micropaisagens” distintas com agrupamentos de diferentes espécies de plantas (Giulietti *et al.*, 2000). Dada as peculiaridades desse ecossistema, importância ecológica e riqueza vegetal, torna-se relevante a investigação acerca das interações entre plantas locais e polinizadores, visto que a polinização é um processo chave na manutenção de comunidades vegetais (Kearns *et al.*, 1998).

Aspectos da biologia floral e insetos visitantes de *Merremia macrocalyx* (Ruiz & Pav.) O'Donnell (Convolvulaceae) foram estudados visando inferir quais os seus potenciais polinizadores.

2. Métodos

As observações foram feitas em uma população natural de *Merremia macrocalix*, distribuída em uma área de campo rupestre, no Morro do Pai Inácio, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil (12° 27' 41" S, 41° 28' 34" W), com altitude de 1067m.

Os registros quanto ao: o horário da antese, receptividade estigmática, liberação de pólen, presença de nectário, volume de néctar e coleta dos visitantes, foram feitos entre os dias 25 a 29 de abril de 2003, das 6:30 às 16:30h, conforme metodologia padronizada (Dafni, 1992; Faegri & Van der Pijl, 1979).

3. Resultados e Discussão

A espécie estudada tem hábito herbáceo e ocorre espontaneamente nos campos rupestres do município de Lençóis-Ba, principalmente nas bordas de estradas e trilhas. As flores são grandes e vistosas, reunidas em dicásios axilares, hermafroditas, com odor fraco; a corola é actinomorfa, de cor branca com garganta amarela, forma tubular, com largura média do tubo de 1,17mm (SD=0,08mm); profundidade de 3,12 (SD=0,12mm) e largura exposta de 4,04 (SD=0,17mm). O cálice é esverdeado; as anteras são amarelas e enroladas em forma de hélice; ovário com quatro óvulos. A antese é diurna e sincrônica, ocorrendo entre 6:30-8:00h. A longevidade floral foi *ca.* 9:00h a 10:00h e, portanto, entre

15:30-18:30h a maioria das flores estava murcha. O estigma estava receptivo desde a antese até o murchamento da corola, enquanto a viabilidade polínica foi de 100% até as 15:30h, com redução abrupta após esse período.

Os nectários localizam-se na base do ovário, no centro da corola. O volume de néctar, o qual é produzido durante a manhã, entre 7:00h e 11:00h, variou de acordo com a hora de 0,67 ml (7:00h) a 2,5ml (09:00h). As abelhas foram os visitantes predominantes, representando 81% dos indivíduos (n= 63) e 60% das espécies (n=17). Outros visitantes incluem, borboletas, dípteros, formigas, vespas e besouros. As abelhas concentram suas visitas entre 8:30 e 10:30h, havendo predomínio de *Apis mellifera* Linnaeus, 1759.

4. Conclusão

As abelhas são os principais visitantes das flores de *Merremia macrocalix*, especialmente aquelas de hábito generalistas. As abelhas eussociais *Apis mellifera* e *Geotrigona mombuca* (Smith, 1863) e as abelhas solitárias *Euplusia nigrohirta* Friese (1899) são os polinizadores potenciais de *Merremia macrocalix* nos campos rupestres de Lençóis, dada a sua abundância, frequência de contato com as anteras e estigma e comportamento durante a visita as flores.

A produção de flores grandes e vistosas, antese sincrônica da população e a acessibilidade dos recursos florais favorecem a ocorrência de um amplo espectro de visitantes, especialmente das abelhas eussociais. Contudo, não foram investigados nesse estudo aspectos do sistema reprodutivo, podendo esses polinizadores potenciais atuarem na autopolinização ou polinização cruzada, uma vez que a posição relativa do estigma e estames não evidenciam a existência de barreiras mecânicas a autopolinização.

5. Referências Bibliográficas

- Austin, D. F. (1975). Convolvulaceae. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 62: 157-224, St. Louis.
- Dafni, A. (1992). *Pollination Ecology: The Practical Approach*. Oxford University Press. 250 p., Oxford
- Faegri, K; Van de Pijl, L. (1979). *The Principles of pollination ecology*. Pergamon, 244p., New York.
- 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: 51º CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA. Tópicos atuais em Botânica: palestras convidadas. p. 311-317, Brasília.
- Kearns, C. A.; Inouye, D. W.; Waser, N. M. (1998). *Endangered mutualisms: the conservation of plant-pollinator interactions*.

Annu. Rev. Ecol. Syst. 29: 83-112.

Stannard, B. L; Harvey, Y. B.; Harley, R. M. (1995). *Flora of the Pico das Almas: Chapada Diamantina, Bahia, Brasil*. Royal Botanic Gardens, 853p., London.

Minadores de *Stachytarpheta glabra* (Verbenaceae) em Campos Ferruginosos de Altitude, Minas Gerais.

Isis Miranda Diniz^a, Claudia Maria Jacobi^a, Yasmine Antonini^a, Renzo Antonini Lanza^b, Bárbara Fernandes Cardinali^b

^a Universidade Federal de Minas Gerais

^b *(isismiranda10@hotmail.com)* ^b graduação Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais

1. Introdução

Estudos de campos ferruginosos de altitude são escassos, apesar do alto endemismo que caracteriza esses ambientes, e prementes, em vista da pressão das mineradoras. Este tipo de formação campestre está associada a enormes afloramentos de minério onde é rara a existência de fontes de água, o sol é intenso, os ventos são fortes. No Brasil existem somente duas regiões (Carajás – PA e Quadrilátero Ferrífero – MG) onde predomina essa vegetação. O campo ferruginoso é caracterizado por uma vegetação pouco desenvolvida, herbácea ou arbustiva que cresce sobre um substrato conhecido como canga hematítica. Neste ambiente encontramos um grande número de plantas epilíticas e os poucos arbustos crescem associados às fendas das rochas. A baixa diversidade vegetal pode gerar o equívoco de se achar que também seja baixa a diversidade animal, mas segundo pesquisas recentes esta paisagem pode sustentar uma alta diversidade de fauna associada (Vincent *et al.* 2002).

Stachytarpheta glabra (Verbenaceae) é uma planta que ocorre em grandes agrupamentos sobre canga hematítica no Quadrilátero Ferrífero, possuindo uma alta densidade na região do Parque Estadual da Serra do Rola Moça (MG), uma das poucas reservas naturais onde existem campos ferruginosos de altitude no estado de Minas Gerais. *S. glabra* é uma planta de porte arbustivo de tamanho variável entre 15cm e 100cm. A vegetação circundante no Quadrilátero Ferrífero é o cerrado. Neste local a *S. glabra* constitui-se numa importante fonte de recursos para insetos polinizadores e aves, mas também sofre ação de diversos insetos herbívoros que, muitas vezes, causam grandes danos foliares aos indivíduos desta espécie afetando consideravelmente o *fitness* da planta atacada devido a diminuição da superfície fotossintetizante (Scheirs *et al.* 2002). Um exemplo bastante característico de interação planta / inseto herbívoro é a presença de minadores (Zhao e Kang, 2002). Minadores são insetos que inserem seus ovos no interior de folhas e cujas larvas passam a se alimentar do parênquima paliádico, deixando apenas a epiderme adaxial e abaxial. Muitos destes herbívoros causam graves danos a cultivos economicamente importantes (Connor e Taverner, 1997). Os minadores costumam ser atacados por parasitóides, sendo estes uma importante forma de controle biológico da população. No Parque Estadual da Serra do Rola Moça a presença de parasitóides de minadores é uma forma de tentar minimizar os danos foliares às plantas. Estudos das interações planta-inseto herbívoro, incluindo os minadores de folhas, são escassos nos ambientes tropicais apesar da elevada biodiversidade desses Artropoda nessas regiões zoogeográficas. Nosso objetivo foi identificar herbívoros minadores de *S. glabra* e avaliar os possíveis efeitos da herbivoria.

2. Metodologia

Inicialmente, o estudo visava levantar dados sobre a fauna de herbívoros associada a *S. glabra*. Para tanto, foram feitas vistorias mensais no campo em 120 plantas onde, qualquer inseto encontrado visitando a planta era quantificado. No entanto, chamou-nos atenção a incidência de insetos minadores. Para este estudo foram feitas coletas nos anos de 2002 e 2003, no período de seca, quando

as plantas de *S. glabra* foram vistoriadas para se verificar a existência de minas. Na primeira coleta de cada ano 30 plantas foram vistoriadas, para a análise quantitativa. Para padronizar as coletas foi estipulado que somente quando encontradas mais de cinco folhas minadas, todas seriam recolhidas e separadas em potes numerados por planta para criação dos minadores em laboratório. Nas coletas seguintes várias plantas foram verificadas e, independente do número de minas, estas foram coletadas e separadas apenas por data, para complementar o estudo.

A medida que iam eclodindo, os adultos minadores eram mortos em câmara mortífera, contados e colocados em pequenos potes contendo álcool 70% para posterior identificação. Os espécimes utilizados na identificação foram fixados, enquanto alguns exemplares foram mantidos em álcool e encaminhados a especialistas. Após a eclosão dos indivíduos as folhas eram dissecadas para observação da aparência interior das minas e uma descrição detalhada era feita. As minas encontradas foram classificadas de acordo com sua aparência e inseto minador (Hering, 1951).

3. Resultados e Discussão

Duas ordens de insetos foram encontradas cavando minas: Diptera (Agromyzidae) e Lepidoptera (micro-lepidópteros). Tipos de minas:

1) Túnel – mina de aspecto linear, localizada, em geral, nas bordas das folhas. Com a criação em laboratório observou-se que este tipo de mina era feita por dípteros (Agromyzidae), que empupam dentro da folha em que o ovo foi depositado originalmente, utilizando dessa forma apenas uma folha ao longo de seu desenvolvimento. Em cada folha existia uma única mina com uma larva por túnel. Nos anos de 2002 e 2003 eclodiram, aproximadamente, 20 adultos por ano. Os tamanhos desses dípteros adultos variam de 1,0 mm a 2,0 mm, com média de 1,7 mm e desvio padrão 0,37 mm. O tamanho do pupário desses insetos pode variar de 1,3 mm a 2,0 mm, com média de 1,7 mm. Ao se dissecar as folhas com minas do tipo Túnel, observou-se que as larvas no interior das folhas seguiram um padrão de deposição de fezes. Os excretas das larvas foram encontrados formando tiras que, ora poderiam estar mais ao lado esquerdo da mina, ora mais ao lado direito, ora localizadas ao centro.

2) Bolsa - minas grandes e com aspecto circular. Ao fazer a criação em laboratório observou-se que esse tipo de mina era cavada por larva de Lepidoptera, que se utiliza de mais de uma folha ao longo do seu desenvolvimento, isto é, a lagarta mina várias folhas de uma mesma planta. No entanto, essa larva não empupa nas folhas da planta e sim fora delas utilizando o solo nas proximidades da planta. Na criação em laboratório, utilizamos um galho de *S. glabra* disponibilizando assim várias folhas para o desenvolvimento da larva que, nos estágios finais, atingia um tamanho que a impedia de ocupar o mesófilo. A larva então passava a se alojar entre 2 a 3 folhas, ligadas com seda, e ali empupava. Após a eclosão do pupário observou-se que se tratava de micro-lepidópteros. Nos anos de 2002 e 2003 eclodiram menos de 5 adultos por ano. O tamanho desses lepidópteros adultos pode variar de 3,5 mm a 5,1 mm, com média de 4,5 mm e desvio padrão de 0,89 mm. O tamanho do pupário é variável de 4,7 mm a 5,0 mm, com média de 4,9 mm. Ao se dissecar as folhas com minas do tipo Bolsa, observamos um padrão de defecação bem diferente das larvas de dípteros. Os excretas das larvas de lepidópteros possuem formato de pequenas bolinhas, que eram depositadas ao longo de toda a mina uniformemente ou, formando pequenos aglomerados centralmente localizados. Frequentemente, foram encontrados junto aos excretas fios de seda.

Durante o período deste estudo foram vistoriadas aproximadamente 1300 plantas para o levantamento da fauna de herbívoros associada. A presença de minadores nessas plantas foi de cerca de 45% sendo que, o mês de maior incidência foi maio de 2002 com 83% de plantas com presença de minadores e, o de mês de menor incidência foi janeiro de 2003 com 6%. No ano de 2002 foram coletadas aproximadamente 700 folhas minadas das quais 68%

eram minas do tipo Túnel e 32% eram minas do tipo Bolsa. No ano de 2003, nossos dados até o mês de junho contabilizam um total de 270 folhas minadas sendo 250 com minas do tipo Túnel (92,6%) e 20 com minas do tipo Bolsa (7,4%). A baixa eclosão de adultos deve-se ao fato de que muitas das minas coletadas já estavam vazias, principalmente as bolsas, pelas características de desenvolvimento da larva. Outro fator é o alto índice de parasitismo sofrido pelas larvas que cavam minas Túnel. Em estudos complementares verificou-se uma variedade considerável de parasitóides que atacam essas larvas de dípteros. Apesar do número menor de larvas de Lepidoptera, essas causam um dano considerável para a planta. A mina feita por elas é grande. Por diversas vezes, todo o parênquima foliar é comido. Além disso, como citado anteriormente, a larva se alimenta de diversas folhas ao longo de seu desenvolvimento. As minas cavadas por larvas de dípteros, geralmente, ocupam somente a borda da folha mas, nota-se que todo o resto da superfície foliar adquire uma cor amarelada. Apesar de comerem menos que as larvas que cavam minas Bolsa, as larvas de dípteros estão em maior número, sendo assim, seus danos podem ser comparados aos causados pelos micro-lepidópteros.

4. Conclusão

Insetos minadores afetam o *fitness* da planta por diminuição de área fotossintetizante (Scheirs *et al.* 2002). No entanto, se compararmos os danos das larvas de insetos minadores com os causados por larvas de outros insetos herbívoros como, por exemplo, Saturniidae concluímos que os minadores, se considerados individualmente, são bem menos daninhos porém, são encontrados em maior número. Deste trabalho concluímos também que insetos parasitóides tem grande importância no controle de minadores.

5. Referências Bibliográficas

- Connor, E.F., Taverner, M.P. (1997). *The Evolution and Adaptive Significance of the Leaf-mining Habit*. *Oikos*. 79: 662-5.
- Hering, E.M. (1951). *Biology of the Leaf Miners*. Gravenhage: Uitgeverij Dr W. Junk.
- Scheirs, J., De Bruyn, L., Verhagen, R. (2002). *Seasonal Changes in Leaf Nutritional Quality Influence Grass Miner Performance*. *Ecological Entomology*. 27: 84-93.
- Vincent, R.C., Jacobi, C.M. & Antonini, Y. (2002). *Diversidade na adversidade*. *Ciência Hoje*. 31 (185): 64-67.
- Zhao, Y.X., Kang, L. (2002). *Role of Plant Volatiles in Host Plant Location of the Leafminer, *Liriomyza sativae* (Diptera: Agromyzidae)*. *Physiological Entomology*. 27: 103-111.

Effects of nutrient enrichment and food web structure on the abundances of trophic levels

José Luiz Attayde¹ and Jörgen Ripa²

¹Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, CEP:59072-970, Natal, RN, Brasil. (attayde@cb.ufrn.br)

²Department of Ecology, University of Lund, Ecology Building, S-22362, Lund, Sweden

1. Introduction

Simple food chain models predict that the level of primary productivity determines the number of trophic levels that can exist in a system and influences the abundance of the top predator and species an even number of levels below it, while top predators control the species that are an odd number of levels below it, leaving them unaffected by changes in productivity (Oksanen *et al.* 1981, Fretwell 1987). Although empirical evidence supporting such predictions exist in many systems, simple food chain models have been criticized because they ignore common and dynamically important features of real food webs, which can potentially lead to patterns different from those predicted by these models (Polis and Strong 1996). Therefore, whether simple models can adequately

capture the dynamics of natural food chains, embedded in complex and reticulate food webs, is still highly controversial (Polis and Strong 1996, Hairston and Hairston 1997).

Polis and Strong (1996) have criticized food chain theory because it does not accommodate ubiquitous and crucial processes to food web dynamics such as omnivory, nutrient recycling, spatial subsidies and the flow of energy and nutrients from detrital to herbivore channels. In particular, they argued that donor-controlled "multichannel" omnivory, such as detritivory, is a general feature of natural food webs, central to food web dynamics, and therefore need to be incorporated directly into theory (Polis and Strong 1996). Here, we have incorporated some of the complicating factors described by Polis and Strong (1996) into a food web model and have investigated how robust the predictions of simple food chain models are to the incorporation of these factors. The purpose of this paper is to evaluate how the coupling between grazing and detrital food chains affects the mean abundance and variability of their components in a basic food web model, along a gradient of nutrient enrichment and under different food web configurations. Our model is not intended as a detailed description of any specific ecosystem, but is designed to describe common features of many ecosystems or parts of ecosystems. Our aim here is to look for general patterns that could potentially be found in a multitude of actual ecosystems.

2. The model

Our general abstract model of a simple food web with both detrital- and grazing food chains, contains six compartments: a pool of available limiting nutrients N and detritus D (dead organic matter) as well as biomasses of autotrophs A , herbivores H , carnivores C and detritivores B . We extended the model of DeAngelis et al. (1989) by including a detritivore compartment that consumes detritus and are consumed by a top predator (carnivore) with prey preference. The pool of limiting nutrient, detritus and other compartments are in whatever unit of volume or area is chosen for the model system ($g\ m^{-2}$, $g\ m^{-3}$, $kg\ ha^{-1}$). The uptake kinetics of the limiting nutrient by the autotrophs are described by a Monod function. Herbivore consumption of autotrophs, detritivore consumption of detritus, and carnivore consumption of both herbivores and detritivores are modeled as Holling type-II functional responses (Holling 1959). Prey switching was incorporated into the model according to Post et al. (2000) such that, as the abundance of one prey declines, more of the predator's diet is derived from the other prey. In our model, only a fraction of the biomass removed from the resources compartment is assumed to be assimilated by the consumer. Nutrients in the remainder fraction not assimilated by consumers are assumed to be recycled directly to the pool of limiting nutrient. Finally, besides the loss related to consumption, two other losses of biotic components are modeled: (1) direct losses from living biota to detritus and (2) removal of biotic components from the system resulting from drift, emigration, harvesting, or burial in deep sediments.

Equations were solved numerically on a computer with MATLAB. The parameters values used in the simulations are the same as in DeAngelis (1992). These values form a plausible set for describing typical dynamic behaviour of a nutrient-limited system (DeAngelis 1992). For simplicity, we assume that the functional responses of carnivores feeding on detritivores and herbivores are equivalent. On the other hand, we assume that detritus should be a less valuable resource than autotrophs so that the assimilation efficiency of detritivores should be lower than the assimilation efficiency of herbivores. We also assume that there should be a compensatory increase in the rate of food intake as the assimilation efficiency decrease. Therefore, the feeding rates of detritivores is higher than that of herbivores.

Our model with type-II functional responses had unstable dynamics for most food web configurations. Therefore, we could

not look at the effects of nutrient enrichment and food web structure on the equilibrium abundances of each compartment. Instead, we calculated the mean abundance and the coefficient of variation (CV) of each food web component for a range of I_N values and for the different food web configurations: without consumers (NAD), without detritivores and carnivores (NADH), without herbivores and carnivores (NADB), without detritivores (NADHC), without herbivores (NADBC), without carnivores (NADHB), and with all components (NADHBC) but with carnivores feeding only on herbivores ($p = 1$), only on detritivores ($p = 0$), and on both herbivores and detritivores with different preferences ($p = 0.25$, $p = 0.5$, $p = 0.75$).

3. Results and Discussion

In our model with a grazing and detrital food chains linked by a top predator with prey preference, nutrient enrichment increased the mean abundance of all food web components. When carnivores had preference for herbivores ($p=1$), herbivores were kept constant while autotrophs increased with enrichment, and because detritivores were not controlled by carnivores, detritivores also increase with enrichment keeping the mass of detritus constant. Conversely, when carnivores had preference for detritivores ($p=0$), detritivores were kept constant while detritus increased with enrichment, and because herbivores were not controlled by carnivores, they increased with enrichment keeping the biomass of autotrophs constant. Therefore, linking a food chain with three trophic levels to another food chain with two trophic levels, does not change the prediction of simple models that nutrient enrichment increases the first and third levels of a 3-level chain and the second level of a 2-level chain, leaving the other levels unchanged.

A similar pattern occurs in food web models incorporating heterogeneity within trophic levels, such as the ability of some organisms to resist or avoid consumption (Abrams 1993). For instance, if plants differ in their resistance to grazing, nutrient enrichment will increase the abundance of inedible (or slightly edible) species even in the presence of herbivores (Leibold et al. 1997). Likewise, if herbivores differ in their vulnerability to predation, nutrient enrichment can increase the abundance of species invulnerable (or slightly vulnerable) to predation even in the presence of carnivores (Leibold et al. 1997). Although heterogeneity within trophic levels have been thought as a factor leading to patterns inconsistent with food chain theory, in our opinion such patterns only violate the assumption of homogeneous trophic levels. Food chain theory can still accommodate these patterns if they are thought as a consequence of the coupling between two (or more) food chains with different lengths.

However, the coupling between grazing and detrital chains did not always lead to patterns consistent with those predicted by food chain theory. Simple food chain models predict that in the absence of carnivores both herbivores and detritivores would increase with enrichment, keeping the biomass of autotrophs and the mass of detritus constant. However, when carnivores were removed from our model (NADHB), only herbivores increased with enrichment, leaving the biomass of autotrophs, detritus and detritivores unchanged. The biomass of detritivores did not increase with enrichment after removal of carnivores because grazing by herbivores decreased the amount of primary productivity that entered the detrital chain, decreasing the availability of detritus to detritivores and leaving it unchanged with enrichment. In the absence of carnivores, detritivores only increased with enrichment when herbivores were also absent (NADB). This is because in our model detritus was derived only from autochthonous sources which were controlled to a large extent by herbivores. If detritivores had a source of allochthonous detritus they would probably not be so much influenced by herbivores and they would probably have increased with enrichment after removal of carnivores. Nevertheless, our results suggest that herbivore effects on detrital production

may have important effects on detrital food chains that can not be easily incorporated into simple linear food chain models.

To our knowledge, there is no empirical study that has investigated how the coupling between grazing and detrital food chains may influence the dynamics and stability of food webs. If grazing and detrital food chains are dynamically coupled, then manipulations of one food chain should cause changes in the other. Our model predicts that in systems dominated by autochthonous sources of detritus, grazing food chains should have strong effects on detrital food chains. On the other hand, detrital food chains should have only weak or no effects on grazing food chains, if not subsidized by allochthonous inputs of detritus.

4. Conclusions

In this study, we have investigated whether simple linear food chain models can adequately capture the dynamics of more complex systems in which grazing and detrital food chains are linked through both consumptive and nutrient recycling mechanisms. In a food web model, we have incorporated some of the "complicating" processes to food web dynamics that may lead to a negation of the general patterns predicted by food chain theory, such as "multichannel" omnivory (i.e. detritivory), nutrient recycling and nutrient flow between detrital and herbivore channels (Polis and Strong 1996). Our results suggest that grazing food chains may have important effects on detrital food chains, which may lead to patterns inconsistent with those predicted by food chain theory. We conclude that grazing and detrital food chains are dynamically coupled through top-down and bottom-up processes that can not be easily incorporated in simple linear food chain models. Clearly then, these processes must be explicitly incorporated in future food web studies if we are to improve our understanding of food web dynamics.

5. References

- Abrams, P. 1993. Effects of increased productivity on the abundance of trophic levels. *American Naturalist* 141: 351-371.
- DeAngelis, D. L., S. M. Bartell, and A. L. Brenkert. 1989. Effects of nutrient recycling and food chain length on resilience. *American Naturalist* 134:778-805.
- DeAngelis, D.L. 1992. Dynamics of nutrient cycling and food webs. Chapman & Hall, New York.
- Fretwell, S.D. 1987. Food chain dynamics: the central theory of ecology? *Oikos* 50: 291-301.
- Hairston, N. G., and N. G. Hairston. 1997. Does food web complexity eliminate trophic-level dynamics? *American Naturalist* 149: 1001-1007.
- Holling, C. S. 1959. Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *Canadian Entomologist*. 91: 385-398.
- Leibold, M. A., J. M. Chase, J. B. Shurin, and A. L. Downing. 1997. Species turnover and the regulation of trophic structure. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 467-494.
- Oksanen L., S. D. Fretwell, J. Arruda, P. Niemela 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *American Naturalist* 118: 240-261.
- Polis, G. A., and D. R. Strong. 1996. Food web complexity and community dynamics. *American Naturalist* 147: 813-846.
- Post, D. M., M. E. Conners, and D. S. Goldberg. 2000. Prey preference by a top-predator and the stability of linked food chains. *Ecology* 81: 8-14.
- A ocorrência de endoparasitos em *Rana catesbeiana* Shaw, 1802 criadas em sistemas de confinamento (Ranidae, Amphibia)**
 Josyane dos Reis Barros^a ; Noé Ribeiro da Silva^b ; Dagmar Diniz Cabral^c
^a Aluna do 6º período do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Uberlândia
^b Professor, Doutor da Universidade Federal de Uberlândia
^c Professora, Mestre do Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade Federal de Uberlândia

1. Introdução

A rã-touro gigante (*Rana catesbeiana*, Shaw, 1802) segundo Vizotto (1978), foi introduzida no Brasil em 1935, por Tom Cyrill Harrisom, instalando 300 casais em um sítio na baixada fluminense (Rio de Janeiro), na época implantou-se um dos maiores ranários da América do Sul: o Ranário Aurora. Esta iniciativa, seguida de uma excelente adaptação e do desempenho da rã-touro, foi o fator determinante para que a criação intensiva se espalhasse pelo território nacional, transformando o Brasil um país pioneiro na criação intensiva de rãs. Apesar de existirem, no Brasil, algumas variedades de rãs-nativas, como rãs-pimenta e a rã-paulistinha, a rã-touro gigante (*Rana Catesbeiana* Shaw, 1802), é mundialmente reconhecida para a produção comercial por ter sido a que melhor se adaptou às condições de criação intensiva, pela precocidade na reprodução, maior resistência e velocidade no ganho de peso. (Caramel, 1983).

Oliveira (1982), na Universidade Federal de Uberlândia Minas Gerais, desenvolveu um sistema denominado "confinamento" para a criação de rãs na fase de engorda. Pouca atenção tem sido dada aos estudos sobre a ocorrência de parasitas em *Rana catesbeiana* Shaw, 1802, criadas em sistema de confinamento. As rãs nas baías de engorda, estão sujeitas a contaminação por bactérias, fungos e parasitas, devido a alta densidade de indivíduos existentes nas baías, as formas de manejo e a quantidade e a procedência da água presente nestas baías. Entretanto considera-se de grande importância o conhecimento das principais espécies de parasitas de rãs e girinos criadas sob tais condições

O objetivo desta pesquisa foi realizar um levantamento sobre a ocorrência dos parasitas em *Rana catesbeiana* Shaw, 1802 no Ranário Experimental da Universidade Federal de Uberlândia., levando-se em consideração a grande importância que a carne de rã apresenta para a alimentação humana .

2. Métodos

Esta pesquisa foi realizada no Laboratório de Parasitologia do Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade Federal de Uberlândia.

As amostras foram coletadas nas baías de engorda do Ranário Experimental da Universidade Federal de Uberlândia, localizado na Fazenda do Glória, em Uberlândia, Minas Gerais. Cada baía de engorda aloja em média 350 rãs com idade aproximada de 3 meses após a metamorfose. Como característica, as baías apresentam-se medindo 3,0 x 4,0 metros, com um tanque em uma extremidade medindo 0,80 x 1,20 x 0,08 metros, tendo um sistema de abastecimento de água renovável de forma constante. A água destinada ao abastecimento tem origem em um canal com aproximadamente 1000 metros, passando por áreas de pastagens de ovinos e bovinos para posteriormente chegar às piscinas das baías. As fezes das rãs serão coletadas dentro da água do tanque, devido ao hábito das rãs defecar quase que exclusivamente na água. As coletas foram realizadas em 5 baías de engorda, semanalmente entre os meses de fevereiro e junho de 2003. Ao todo foram utilizadas 50 amostras.

As fezes foram coletadas e armazenadas em pequenos sacos plásticos identificados por baías e em seguida transportados até o Laboratório de Parasitologia da Universidade Federal de Uberlândia, para serem processadas e analisadas conforme rotina indicada por

Willis (1921) e modificada por Faust e cols. (1939), que se fundamenta no princípio de: centrifugação e flutuação no sulfato de zinco (33%), com densidade 1,180g/ml.

3. Discussão e Resultados

Ao serem feitas as análises e leituras das lâminas foram encontrados os seguintes endoparasitos: *Giardia* sp, *Entamoeba coli*, larva de oxiuridae, larva de coleóptero, *Strongyloides* sp, oocistos provavelmente de *Eimeria* sp já que alguns destes se encontravam esporulados, enquanto a maioria estavam presentes nas formas não esporuladas, também foram encontrados alguns helmintos que ainda não identificados. Em apenas duas lâminas os resultados foram negativos, sendo que os principais parasitas observados em *Rana catesbeiana* Shaw, 1802 no sistema de confinamento na Fazenda do Glória em Uberlândia foram *Giardia* sp e oocistos.

As coletas foram feitas no período de chuva e seca (Fevereiro a Junho) nos quais houve uma prevalência desses endoparasitos no período de chuva.

4. Conclusões

As amostras eram coletadas sempre nas 5 baias marcadas. Como praticamente as 50 amostras deram positivo em relação aos endoparasitas, conclui-se que há um alto grau de parasitismo nas rãs criadas nas baias de engorda em sistema de confinamento. A densidade muito grande de indivíduos nas baias facilita a contaminação por estes parasitas, outro fator que contribui para a contaminação é o fato das rãs defecarem principalmente nos tanques localizados nas baias, e além disso, a procedência da água passa por locais onde estão animais como ovinos e bovinos.

Observou-se que apesar da limpeza geral das baias ser feita 2 vezes por semana e a água renovada de forma constante as rãs estão apresentando contaminações que são inconveniente, considerando-se a importância da carne da *Rana catesbeiana* Shaw, 1802 para os consumidores e apreciadores desta iguaria exótica.

5. Referências Bibliográficas:

- CARAMEL, V., **Ranicultura: um pulo para o lucro**. Agricultura hoje, junho/julho de 1983, v 8, n 89, p 12-15
- CARLI, G. A. de Parasitologia Clínica (seleção de métodos e técnicas de laboratório para o diagnóstico das parasitoses humanas). São Paulo: Editora Atheneu, 2001, seção 1, cap 1, p 52-53
- FONTANELLO, D.; ARRUDA SOARES, H.; REIS, J. M. dos Manejo alimentar de rãs. Trabalho apresentado ao Encontro Nacional de Ranicultura – ENAR, 2, 1980, Jaboticabal, SP. Anais, Jaboticabal, UNESP, 1980, p 153-177
- GOLDBERG, S. R.; BURSEY, C. R.; CHEAM, H. **Helmintos of two native frog species (*Rana chiricahuensis*, *Rana yavapaiensis*) and one introduced frog species (*Rana catesbeiana*) (Ranidae) from Arizona**. Journal Parasitologic, v 84, p 175-177, 1998
- LIMA, S. L.; AGOSTINHO, C. A. A criação de rãs. Rio de Janeiro: Globo, 1988, n 187. (Coleção do Agricultor – Pequenos animais)
- MUZZALL, P. M. **Helminth infracommunities of the frogs *Rana catesbeiana* and *Rana clamitans* from Turkey Marsh, Michigan**. Journal Parasitologic, v 77, p 366-371, 1991
- OLIVEIRA, G. A. Instalações de Ranário. Trabalho apresentado no Encontro Nacional de Ranicultura ENAR, 3, 1982, Uberlândia, UFU, MG Anais Uberlândia, UFU, 1982, p 41-58
- SOUZA JÚNIOR, F. L.; MARTINS, M. L. **Controle de crustáceos parasitos de girinos de *Rana catesbeiana* Shaw, 1802**. Revista de Veterinária e Zootecnia, São Paulo, v 7, p 135-140, 1995

Sucessão em uma comunidade de roedores após queimada em uma área de floresta atlântica de interior

Juliana da Silva Ribeiro de Castro; Davi Lima Pantoja; Rafael Guedes Gorette e Paulo De Marco Júnior (Laboratório de Ecologia Quantitativa, Universidade Federal de Viçosa, julirib81@yahoo.com)

1. Introdução

Segundo a teoria da Sucessão (Connell & Slatyer 1977, Connell et al. 1987), em áreas que sofreram algum tipo de perturbação espera-se a presença de poucas espécies generalistas e indivíduos de pequeno tamanho corporal no início do processo de sucessão. Estas espécies devem ter alta capacidade de colonização e dispersão. Com o passar da sucessão, o número de espécies e indivíduos aumenta, levando ao maior sucesso de espécies mais especialistas, possivelmente de maior tamanho corporal e necessitando de condições específicas para sua sobrevivência (Pianka 1970).

A exclusão das espécies menos competitivas é a primeira mudança esperada na comunidade. Em um trabalho prévio, De Marco & Gorette (2003) analisaram hipóteses sobre a sucessão de uma comunidade de roedores durante 15 meses após o fogo. Nós retomamos o estudo na mesma área em um período de 27 a 30 meses após o fogo buscando avaliar se os padrões encontrados são compatíveis com as predições da teoria para riqueza de espécies, tamanho corporal e características ecológicas das espécies que compõe a comunidade atual.

2. Métodos

Este estudo foi realizado em uma área destruída pelo fogo em 06/08/99 e em processo de regeneração, no período de novembro de 2001 a fevereiro de 2002 no campus da Universidade Federal de Viçosa, MG. A área é quase totalmente dominada por capim-gordura (*Melinis minutiflora*, Beauv.), apresentando algumas espécies características de meio de sucessão. Possui alta declividade e localiza-se próximo a uma área que foi preservada. Foi utilizada uma grade de 2000m² com 30 estações localizadas a 10m de distância umas das outras possuindo somente uma armadilha tipo Sherman. Utilizamos como isca banana madura cortada em rodelas com milho em grão triturado. As armadilhas foram iscadas todos os dias de coleta no período de cada manhã, enquanto se procedia sua vistoria, o que permite a capturas de animais diurnos e noturnos. Após a captura, inspeção e marcação, os animais foram soltos no local onde foram coletados. As coletas foram realizadas regularmente em períodos de cinco dias consecutivos. Em cada estação foi feito o seguinte fichamento do animal capturado: Período, data, n° da plataforma, espécie, n° do indivíduo, recaptura, peso, medida da orelha, do tarso, do corpo, e da cauda, sexo e estado reprodutivo. A numeração dos indivíduos foi feita a partir do corte das falanges, sendo as patas posteriores utilizadas para as dezenas e as anteriores para as unidades.

3. Resultados

Em estudos anteriores na área foi constatado que a população de *Oligorizomys nigripes* mostrou uma pequena abundância no início, mas cresceu gradualmente com o desenvolvimento da sucessão. Em nosso experimento foi observado um declínio da população até o desaparecimento total.

A ordem cronológica de aparecimento das espécies na região desde o começo dos estudos foi *O. nigripes*, *Akodon cursor*, *Oryzomys subflavus* and *Oxymycterus* sp. Sendo observada em nosso trabalho a presença de *Bolomys lasiurus*, *Ripidomys* sp. e *Bibimys* sp. Durante o período *Oxymycterus* sp foi o mais abundante (variando de 7 a 15 indivíduos), seguido por *A. cursor* (9 a 13 indivíduos) e *B. lasiurus* (11 indivíduos).

Um bom colonizador é aquele que possui alta fecundidade e consegue chegar a capacidade de suporte em um curto período de tempo, desse modo, *O. nigripes* parece ser o melhor colonizador inicial por usar uma grande variedade de recursos e conseguir tole-

rar bem as adversidades do ambiente. Se os recursos não fossem tão limitantes talvez *A. cursor* fosse tão bom colonizador como *O. nigripes* pois outros estudos em ambientes similares tem observado ambas as espécies como dominantes em início de sucessão (Paglia *et al.* 1995). Espera-se que ocorra a diminuição das populações dessas espécies durante o processo de sucessão, pois suas características de bons colonizadores devem desfavorecê-los competitivamente num estágio mais avançado de sucessão onde se encontram outras espécies melhor adaptadas. Os resultados suportam a predição de que os melhores colonizadores são também os piores competidores.

Por suas características *Bibimys sp.*, que é uma espécie semi-fossorial, e *Rhipidomys sp.*, que é a espécie presente de maior tamanho corporal, podem ser os melhores competidores nesta comunidade e, por esse motivo, conseguem se estabelecer e permanecer na localidade, apesar de não apresentarem muitos indivíduos, confirmando as predições teóricas. De um modo geral após 30 semanas do fogo a presença de capim-gordura começa a diminuir com o aumento de uma estrutura florestal. As espécies do gênero *Rhipidomys* são usualmente arborícolas (Fonseca *et al.* 1996) e podem estar respondendo ao aumento da presença de arbustos e pequenas árvores na área.

4. Conclusão

Concluimos que de acordo com suas características a população de *O. nigripes* flutua de acordo com as teorias de sucessão e demonstra que os indivíduos são realmente bons colonizadores mas não tão bons competidores, enquanto a população de *A. cursor*, não tão abundante no início, se manteve como um dos maiores tamanhos populacionais na área durante nossos estudos. A presença de *Bibimys sp.* e *Rhipidomys sp.* em nosso período de coleta demonstra uma melhor adaptação destes ao novo ambiente em formação, sendo também melhores competidores do que colonizadores.

5. Bibliografia

- Connell, J. H., I. R. Noble, and R. O. Slatyer. 1987. On the mechanisms producing successional change. *Oikos* 50:136-137.
- Connell, J. H., and R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist* 111:1119-1144.
- De Marco P.Jr. & Goretti R.G. Rodent succession after fire in an atlantic forest fragment. 2003. Unpublished Work
- Fonseca, G. A. B., G. Herrmann, Y. L. R. Leite, R. A. Mittermeier, A. B. Rylands, and J. L. Patton. 1996. Lista anotada de mamíferos do Brasil. *Occasional Papers in Conservation Biology* 4:1-38.
- Paglia, A. P., P. Jr. De Marco, F. M. Costa, R. F. Pereira, and G. Lessa. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 12:67-79.
- Pianka, E. R. 1970. On r- and k-selection. *The American Naturalist* 104:592-597.

"Proposta metodológica para estudos sobre a importância da "chuva de sementes" em um reflorestamento heterogêneo implantado há 10 anos, em São Paulo."

*Karina Cavalheiro Barbosa*¹; *Luiz Mauro Barbosa*²; *Suzana E. Martins*³; *Danielle S. Mattioli*⁴

¹ bióloga, mestranda do Dep. de Biologia Vegetal, IB/UNESP, Campus de Rio Claro / SP (karina_cb@hotmail.com); ² PqC VI – Instituto de Botânica de São Paulo (IBt); ³ Bióloga – IBt.; ⁴ Estagiária de Aperfeiçoamento Técnico FAPESP/IBt.

1. Introdução

A degradação ambiental ocasionada por intervenções antrópicas tem promovido a redução, fragmentação e isolamento de paisagens, comprometendo suas principais características e levando à

perda da biodiversidade e das funções a ela atribuídas (Barbosa, 1989; Decamps & Naiman, 1990; Joly, 1994; Barbosa *et al.* 1997; Rodrigues & Leitão Filho, 2000). Assim, a recuperação vegetal de áreas degradadas surge como uma importante estratégia de conservação para a manutenção da biodiversidade, embora resultados recentes de projetos de reflorestamento no Estado de São Paulo têm apontado alguns problemas, tais como o declínio de florestas implantadas com baixa diversidade de espécies arbóreas (Barbosa *et al.*, 2002).

Melo *et al.* (2002) diagnosticaram a situação atual dos reflorestamentos induzidos com espécies nativas e constataram que o plantio destas pode auxiliar a recuperação de uma área degradada, já que a alta diversidade deve também atuar como foco de recrutamento para novas espécies que, trazidas por animais frugívoros ou dispersores de sementes, devem-se estabelecer na área. Porém, é preciso ressaltar que um dos fatores fundamentais para o sucesso de um projeto de recuperação de áreas degradadas é a sua perpetuação no tempo, e um processo fundamental para que isto ocorra é o constante aporte de sementes, geralmente determinada pela chuva de sementes, estas podendo ser produzidas por espécies encontradas no local (autóctones) ou provenientes de espécies de outros locais (alóctones) que, neste caso, alcançam a área por intermédio de algum agente de dispersão (Martinez- Ramos & Soto-Castro, 1993).

O estudo parcial da chuva de sementes aqui apontado visa contribuir para o melhor conhecimento do aporte de sementes em uma área em processo de recuperação, antecipando a necessidade de se imprimir técnicas complementares de nucleação e enriquecimento da área, para que possa ser obtida uma formação florestal com boa diversidade específica e garantia de estabilidade do novo ecossistema em formação.

2. Métodos

O projeto vem sendo desenvolvido na Fazenda São Carlos (21°47'S e 46°47'W), pertencente a microbacia do córrego Pessegueiro, no município de Santa Cruz das Palmeiras (SP), de propriedade da Dedini S/A Agroindústria e se encontra na macroregião de Pirassununga. A área possui 42 hectares, dos quais 12 hectares correspondem a uma formação florestal implantada como parte das estratégias para recuperação de uma área de várzea que havia sido drenada para o cultivo agrícola. A Fazenda é ocupada, em grande parte, por cultivo de cana-de-açúcar e apresenta pequenos remanescentes de formação florestal de cerrado nas partes mais altas, e de várzeas nas partes mais baixas e mal drenadas, além de matas ciliares nas áreas com boa drenagem, sendo o cerrado o bioma originalmente dominante. O clima da região é do tipo Cwa (clima subtropical de altitude), segundo a classificação Köppen, com inverno seco e verão muito quente e chuvoso (Gisler, 2000).

Em 1994, o processo de recuperação do ecossistema de várzea iniciou-se com a obstrução de drenos para permitir o acúmulo de água e a formação de espelho d'água necessário para o início da recuperação do ecossistema várzea e, a partir de então, foram implantados diferentes modelos experimentais de repovoamento vegetal com espécies nativas da região para formação de um "cinturão verde" de proteção no entorno da várzea. Nesta área então, com quase dez anos do primeiro plantio de espécies arbóreas nativas para recuperação florestal, foram instalados 60 coletores de sementes (caixas com fundo de "sombrite" e laterais de madeira medindo 1m x 1m x 0,15 m de profundidade, a 0,10 m de altura do solo), espaçados por no mínimo 15 metros uns dos outros. A coleta do material acumulado nos coletores vem sendo efetuada mensalmente e para este estudo foram amostrados um período de 10 meses (setembro de 2002 a junho de 2003). Todo o material coletado foi acondicionado em sacos plásticos e etiquetados para posterior triagem, efetuada na Unidade de Pesquisa e Tecnologia de Sementes do Instituto de Botânica de São Paulo, onde as sementes são separadas, contadas e identificadas e/ou classificadas em morfoespécies para posterior identificação.

3. Resultados e Discussão

Os resultados preliminares obtidos em 10 meses de estudo resultante da coleta da chuva de sementes amostraram 38 morfoespécies diferentes de sementes cuja identificação, ainda em curso, deverá indicar a ocorrência das diferentes espécies. Das 38 morfoespécies, 7 já foram identificadas sendo elas *Schinus terebinthifolius*, *Croton urucurana*, *Pterogyne nitens*, *Schizolobium parahyba*, *Centrolobium tomentosum*, *Guazuma ulmifolia* e a *Trema micrantha*.

Das espécies já identificadas pode-se dizer que a 3 delas, *Schinus terebinthifolius*, *Croton urucurana* e *Trema micrantha*, encontram-se presentes em todas as coletas mensais efetuadas até o momento variando somente em quantidade de sementes por coletor. Já a semente de *Centrolobium tomentosum* apareceu somente uma vez em um coletor no mês de maio; a semente de *Pterogyne nitense* do *Schizolobium parahyba* tiveram uma frequência maior porém não como as espécies *Schinus terebinthifolius*, *Croton urucurana* e *Trema micrantha*.

Quanto ao número de sementes, a média encontrada na primeira coleta efetiva (setembro / 2002) por coletor foi de 128 sementes, para a segunda (outubro / 2002) foi de 300 sementes, para a terceira (novembro / 2002) foi de 128 sementes, a quarta (dezembro / 2002) foi 102 sementes, para a quinta (janeiro / 2003) foi de 90 sementes, para a sexta (fevereiro / 2003) foi de 126 sementes, para a sétima (março / 2003) foi de 170 sementes, para a oitava (abril / 2003) foi de 153 sementes, para a nona (maio / 2003) foi de 93 sementes, sendo seus respectivos desvios padrões 221; 1005; 263; 183; 107; 309; 781; 398 e 169. O alto valor de alguns desvios padrões se dá pelo fato de que em alguns coletores muitas vezes não há presença de sementes e em outros chegam a apresentar mais de 1000 sementes.

A média de sementes que vem sendo obtidas nas análises preliminares já efetuadas mostraram-se com um bom número de sementes que chegam aos coletores indicando que o método adotado para este estudo parece estar bem adequado e capaz de mensurar o que chega na chuva de sementes da área.

Além disso, observações efetuadas destacam que quanto à morfologia das sementes é possível constatar a existência de várias espécies anemocóricas (dispersas por vento) evidenciada pela presença de estruturas aladas como é o caso da *Centrolobium tomentosum* e, espécies zoocóricas (dispersas por aves) como é o caso de *Schinus terebinthifolius* já identificada a partir das sementes obtidas nos coletores. Verificou-se pois que, através das sementes observadas na triagem, grande parte das espécies obtidas nos coletores de sementes parecem mesmo serem provenientes de espécies alóctones, o que acontece provavelmente pelas condições da área em estudo, que se encontra ainda em processo de recuperação.

4. Conclusões

Através dos resultados obtidos até então, foi possível constatar que há uma diversidade de espécies que conseguem chegar aos coletores de sementes (38 morfoespécies) além de uma quantidade significativa de sementes chegando nos coletores, porém sendo a sua grande maioria, senão todas, espécies provavelmente de origem autóctone (já que se conhece o que foi plantado na área).

Sendo assim, pode-se constatar que a reprodutividade entre as espécies locais é viável pois há produção de sementes na área e dispersão destas mas, a dispersão de sementes de espécies alóctones, não foi, até o momento, notada já que não ocorreu o aporte deste tipo de sementes nos coletores. Isto pode ser um problema quanto a maior diversidade de espécies desejada para o local, podendo causar problemas também para a perpetuação deste “novo ecossistema” no tempo, razão pela qual já se propõe o enriquecimento da área com mais espécies que promovam a “nucleação”, ou seja, que proporcione um aumento do ritmo de colonização a partir de espécies escolhidas como promotoras deste processo, conforme proposto por Reis *et al.* (2003) incluindo também reco-

mendações para utilização de “poleiros” atrativos da fauna entre outras técnicas propostas pelo mesmo autor.

5. Agradecimentos

Agradecimentos à Universidade Estadual Paulista - UNESP / Rio Claro, Instituto de Biociências, Departamento de Botânica; à CAPES; à Dedini S/A Agroindústria; ao Instituto de Botânica de São Paulo e a FAPESP.

6. Referências Bibliográficas

BARBOSA, L.M.; BARBOSA, J.M.; BARBOSA, 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.; MATTIOLO, D.S.; GUEDES, D.C.; SANTOS JUNIOR, N.A.; SILVA, P.M.S. & PLAZA, A.P. Recuperação Florestal com Espécies Nativas no Estado de São Paulo: Pesquisas Apontam Mudanças Necessárias. FLORESTAR ESTADÍSTICO, São Paulo: Fundação Florestal; Fundo Florestar. v. 3; n° 14. 2003.

BARBOSA, L.M.; ASPERTI, L.M.; SANTOS, M.R.O. Estudo comparativo do comportamento de comunidades florestais implantadas com espécies nativas em três modelos de plantio. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS. *Anais...* Viçosa: 1997. p. 377-401.

BARBOSA, L.M. Estudos interdisciplinares do Instituto de Botânica em Moji-Guaçu, SP. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1989, Campinas. *Anais...* Campinas: Fundação Cargill, 1989. p.171-191.

DECAMPS, H.; NAIMAN, R.J. Towards an Ecotone Perspective. In: NAIMAN, R.J.; DECAMPS, H. (eds.) *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*. UNESCO & Parthenon Publishing Group, 1990. v.4, p.1-6. MAB series.

GISLER, C.V.T. Estrutura e Função de Matas Ciliares Remanescentes e Implantada em Santa Cruz das Palmeiras – SP. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Biologia Vegetal) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 2000.

JOLY, C.A. Ecotones at the River Basin Scale Global Land/Water Interactions. In: JENSEN, A. (ed.) *Proceedings of Ecotones Regional Workshop*. Austrália, 1992. UNESCO Ecotones Research Project, 1994. p. 40-66.

MARTÍNEZ-RAMOS, M. & SOTO-CASTRO, A. *Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain Forest*. *Vegetation*, v. 107/108, pp. 299 – 318, 1993.

MELO, A.C.G.; CONTIERI, W.; MARTINS, S.E.; ZACCONI, L.T.; BARBOSA, L.M.; POTOMATI, A. & SILVA, P.M.S. Diagnóstico da Recuperação de Áreas Degradadas no Estado de São Paulo: Diretrizes e Recomendações. In: V Simpósio nacional sobre áreas degradadas: água e biodiversidade, 2002, Belo Horizonte. *Anais...* Belo Horizonte: SOBRAD, 2002. p. 469.

REIS, A.; BECHARA, F.C.; ESPINDOLA, M.B.; VIEIRA, N.K. & SOUZA, L.L.. *Restoration of damage land areas: using nucleation to improve successional processes*. *Natureza & Conservação*. vol.1, n° 1, pp. 85-92. 2003.

RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H.F. *Matas Ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: Edusp; Fapesp. 2000. p. 320.

Deposição e decomposição de serapilheira em uma Floresta Inundável na planície costeira da Ilha do Mel, PR.

1 Kelly Geronazzo Martins; 2Márcia C. M. Marques; 3Ricardo Miranda Brites e 4Celina Wisniewski

1. Introdução

A existência de florestas em solos considerados de baixa fertilidade, está vinculada, entre outros fatores, à eficiência desses ecossistemas em acumular e circular os minerais existentes e a ela

essenciais nos seus diferentes compartimentos. Dos vários aspectos que compreendem esta ciclagem de nutrientes, o mais estudado é a produção e a decomposição da serapilheira, bem como a quantificação e qualificação dos nutrientes que retornam ao solo através dela, pois a maioria dos elementos minerais é oriunda da decomposição da matéria orgânica produzida pela floresta.

Com o objetivo de avaliar a deposição e a decomposição da serapilheira, o presente trabalho foi realizado em um trecho de Floresta Inundável na Estação Ecológica da Ilha do Mel, PR (25°29'25"34'32"S e 48°17'15"/48°23'16"W), buscando responder às seguintes questões: 1) qual é a produção anual de serapilheira nesta floresta? 2) existe sazonalidade na deposição de serapilheira total (e suas frações) e acumulada durante o ano? 3) quais as relações desta deposição com o clima (temperatura, pluviosidade e o comprimento do dia)? 4) qual a velocidade com que este material é decomposto?

2. Métodos

As amostragens da deposição de serapilheira, estoque de serapilheira acumulada no solo e estimativa da velocidade de decomposição, foram efetuadas em um período de 12 meses (dezembro de 2000 a novembro de 2001). Um trecho de 4000m², que já havia sido estudado florística e estruturalmente por MENEZES-SILVA (1998), encontrava-se dividido em 40 parcelas de 100m². Em cada parcela foi alocado um coletor de serapilheira com área de 0,25m², confeccionado com tubos de PVC e tela de náilon de 1mm, permanecendo a cerca de 40cm do solo (total de 40 coletores). O material foi recolhido mensalmente dos coletores e colocado em sacos plásticos identificados. Concomitantemente, a serapilheira acumulada era removida do solo (exceto fragmentos maiores que 5cm de diâmetro) mediante o lançamento de um quadrado de 0,25m², totalizando 10 amostras aleatórias por mês. Posteriormente o material foi transportado para o Laboratório de Ecologia do Departamento de Botânica da UFPR, onde processou-se a secagem em estufa à temperatura permanente de 70°C (até peso constante) e triagem do material.

A separação da serapilheira produzida foi efetuada nas seguintes frações: folhas, elementos reprodutivos (flores, frutos, sementes e seus restos), galhos (até 5 cm de diâmetro), restos de folhas (que não alcançavam o peso mínimo de 0,10g) e miscelânea (material restante que não se enquadrava em nenhuma das frações anteriores). A identificação das espécies amostradas (somente da fração folhas) foi feita comparando-se a um herbário de campo e com exsiccatas tombadas no herbário do Departamento de Botânica da UFPR (UPCB). Todo o material foi pesado em balança analítica e transformados em Kg.ha⁻¹.ano⁻¹ para estimativas mensal e anual.

A decomposição do material acumulado sobre o solo foi estimada utilizando-se a equação desenvolvida por JENNY et al. (1949) e OLSON (1963), admitindo-se situação de equilíbrio. A relação entre produção total de serapilheira (e suas frações) e o clima (temperatura, precipitação e comprimento do dia), foi verificada através da correlação de Pearson, utilizando-se valor total mensal e média mensal, com n=12 pares.

3. Resultados

A produção de serapilheira foi 6957 kg.ha⁻¹.ano⁻¹, sendo a fração folhas a mais representativa (70% do total), seguida por galhos (17%), miscelânea (7%) e elementos reprodutivos (6%). *Calophyllum brasiliense* Camb. (Clusiaceae) foi a espécie que mais contribuiu para a produção de folhas da serapilheira (51%), seguida por *Tabebuia cassinoides* (Lam) DC. (Bignoneaceae) (12%). Os meses de maior deposição foram dezembro e janeiro. A deposição da serapilheira total correlacionou-se positivamente com a temperatura (r=0,64; p=0,02), pluviosidade (r=0,61; p=0,03) e comprimento do dia (r=0,64; p=0,02).

O estoque de serapilheira acumulada foi igual a 12,12 toneladas.ha⁻¹.ano⁻¹. A taxa de decomposição alcançou o valor de 0,57 resultado próximo ao encontrado em Mata Ciliar (0,56, se-

gundo DELITTI 1984), mas diferente do encontrado por BRITTEZ et al. (1999) em florestas melhor drenadas da Ilha do Mel (valores entre 1,12 e 1,13) e PIRES (2000) na vegetação de Restinga Arbustiva (Fruticeto) também na Ilha do Mel (0,92). O tempo médio para a reposição do estoque de serapilheira acumulada sobre o solo foi estimado em 1,75 anos.

4. Conclusão

A produção total de serapilheira na Floresta Inundável (6957 kg.ha⁻¹.ano⁻¹) está dentro da faixa esperada para florestas tropicais situadas em latitudes próximas a 25°

A produção de serapilheira foi sazonal, sendo que a maior deposição ocorreu nos meses mais quentes e chuvosos do ano (dezembro e janeiro), seguindo o padrão já descrito para Floresta Atlântica.

A fração folhas contribuiu com a maior parte da massa da serapilheira produzida, seguida por galhos, miscelânea e elementos reprodutivos.

Calophyllum brasiliense e *Tabebuia cassinoides*, que mais contribuíram para a fração folhas, são as espécies que apresentam os maiores valores de importância e densidade da floresta em questão

A decomposição da serapilheira é lenta (0,57). Tal processo pode ser explicado devido ao lençol freático que permanece acima da superfície do solo durante todo o ano. A lentidão no processo de decomposição, também é evidenciada pela ocorrência dos ORGANOSSOLOS, que alcançam na maior parte da área valores entre 90 e 100cm de profundidade.

5. Bibliografia

- BRITTEZ, R. M. Ciclagem de nutrientes minerais em duas florestas da planície litorânea da Ilha do Mel, Paranaguá. Dissertação (Mestrado). Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná. 272p. 1994.
- BRITTEZ, R. M. & PIRES L., MARQUES, R. Decomposição em duas florestas da planície litorânea da Ilha do Mel, Paraná. Decomposição foliar. Resumos. Congresso Nacional de Botânica, Blumenau, SC, 1999.
- DELLITI, W.B.C. Aspectos comparativos da ciclagem de nutrientes minerais na Mata Ciliar, no Campo Cerrado e na Floresta implantada de *Pinus elliottii* Engelm. Var. *elliottii* (Mogi - Guaçu, S.P.) São Paulo. Tese (Doutorado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. 298p. 1984.
- JENNY, H., GESSEL, S. P. & BINGHAM, F. T. Comparative study of decomposition rates of organics matter in temperate and tropical regions. Soil Science, v.68, p. 419-32, 1949.
- OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology, v. 44, n.2, p.322-31, 1963.
- MENEZES-SILVA, S. A vegetação da planície litorânea da Ilha do Mel, Paraná, Brasil: composição florística e principais aspectos estruturais. Tese (Doutorado). Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. 178p. 1998.
- PIRES, L., A., Aspectos da ciclagem de nutrientes em uma formação de restinga na ilha do mel, Paranaguá, PR. Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual de São Paulo - Rio Claro. 187p. 2000.
- ¹ Pós-graduação em Ciências do Solo - UFPR, Bolsista CNPq (tabebuia77@yahoo.com.br); ² Departamento de Botânica - UFPR; ³ SPVS (Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental); ⁴ Departamento de Solos - UFPR

Ensaio sobre a preferência alimentar de cupins em seis variedades de arroz

Kleber do Espírito-Santo Filho^a, Diogo Andrade Costa^b, Guilherme Ferreira de Lima Filho^b, Rodrigo Assis de Carvalho^b, Fláudio Araújo^b, Gabriel Freitas^c, Euler Chaves & Divino Brandão^d

^aUniversidade Estadual Paulista – Rio Claro klfilho@pop.com.br;

^bPós-Graduação Universidade Federal de Goiás, ^cGraduação Biologia Universidade Federal de Goiás, ^dProfessor Dr. Biologia Universidade Federal de Goiás

1. Introdução

Os danos provocados por cupins em áreas de lavoura têm sido objeto de pesquisa em praticamente toda a região tropical, e os estudos mostram que a estratégia de ataque da praga e o nível de dano variam com a espécie, a região geográfica, as características do ambiente e o tipo da cultura (Forti, 1995; Haris, 1969; Wood *et al.*, 1980). Por esse motivo, a utilização de métodos eficazes de controle só é possível quando se tem conhecimento de todas essas variáveis, o que implica na identificação correta da espécie, a investigação do comportamento e outros estudos ecológicos de suas colônias. Tamashiro & Su (1987) chegam a afirmar que a falta dessas informações tem sido a principal barreira à adoção de medidas adequadas de controle.

No Brasil, a presença de cupins em lavouras de arroz, têm sido observadas há algum tempo (Czepak, 1990; Czepak *et al.*, 1993) e nos campos experimentais da Embrapa, Ferreira (1998) cita a espécie *Procornitermes triacifer* como uma das que vêm sendo mais encontradas. Os danos causados por eles estão comprovados através de testes realizados na área e Ferreira *et al.* (1996) concluíram que o rendimento das culturas é correlacionado negativamente com a densidade de cupins no solo. Algumas técnicas de controle já testadas incluem o modo de preparo da terra (solo arado x plantio direto) e o uso de alguns inseticidas. Pizano (1995) chama a atenção para a necessidade do uso racional de produtos agroquímicos, que vêm causando contaminações desnecessárias ao meio ambiente. Nesse sentido, Costa-Leonardo & Thorne (1995) apontam a utilização de iscas como uma das alternativas mais viáveis para o controle, principalmente em função da pequena quantidade de inseticida que é necessária.

As informações disponíveis até agora sobre o ataque de cupins às lavouras de arroz da EMBRAPA são muito reduzidas e as observações já feitas levantam algumas dúvidas e indicam questões que merecem uma investigação mais detalhada, entre elas o fato de que algumas variedades de arroz vêm se mostrando, aparentemente, mais resistentes ao ataque do que outras. Isso aponta para a possibilidade de que as plantas mais susceptíveis possam ser usadas na confecção de iscas destinadas ao controle, ou ainda, que plantas mais resistentes possam ser usadas como barreira a dispersão dos cupins que se tornam pragas. Descobrir se existe algum tipo de preferência alimentar por diferentes variedades de arroz é fundamental para o desenvolvimento de técnicas mais eficientes de controle de cupins em plantações.

Partindo dessas informações o trabalho teve como objetivo investigar a preferência dos cupins por diferentes variedades de arroz cultivadas no campo experimental da EMBRAPA Arroz e Feijão.

2. Metodologia

Para o trabalho foi escolhida a “Fazenda Capivara”, que constituiu o campo experimental do Centro Nacional de Pesquisa de Arroz e Feijão da EMBRAPA. A fazenda possui uma área de 960 ha, localizada no Município de Santo Antônio de Goiás, aproximadamente a 30 km da capital Goiânia. São encontradas nessa área diversas formações vegetais, dentre elas, cerrado, floresta de galeria, floresta de interflúvio, pastagens, lavouras de arroz, e áreas sem utilização atual.

As iscas foram confeccionadas a partir de raízes de seis variedades de arroz atualmente cultivados na EMBRAPA: *Guarani*, *Prima-*

vera, *IAC-47*, *Carajás*, *CNA-8711* e *IAC-201*. As raízes de cada variedade eram coletadas em campo, secadas em estufa e separadas em lotes de 5g. Cada lote era acondicionado dentro de pequenos sacos de tela plástica, posteriormente lacrados de modo a formar uma pequena “trouxa” com raízes separadamente de cada variedade.

As Iscas foram enterradas a uma profundidade média de 25cm sempre em áreas de transição entre as florestas e o campo experimental. Em cada área eram enterradas duas iscas de cada variedade a uma distância de 50cm uma da outra, logo, em cada área eram enterradas 12 iscas. As iscas eram recolhidas a cada mês lavadas, secadas e pesadas novamente para o cálculo do consumo. A cada mês era mudado o local onde as iscas foram enterradas de modo a evitar pseudo-réplicas. Sendo assim, o experimento durou seis meses e foram medidos: o consumo médio e a proporção de iscas atacadas.

3. Resultados e Discussão

A partir do material retirado das iscas e pesado foi observada uma variação de consumo de raiz de 0,90 a 3,40 gramas. Com relação às variedades foi observado um consumo médio de: *Guarani* (2,05g), *Primavera* (2,17g), *IAC-47* (2,57g), *Carajás* (2,01g), *CNA-8711* (2,39g) e *IAC-201* (2,55g). Com relação ao consumo por mês, encontrou-se a seguinte variação 1º mês (2,2g), 2º mês (2,08g), 3º mês (1,71g), 4º mês (2,65g), 5º mês (2,3g) e 6º mês (2,81g).

Foi realizada uma análise de variância, considerando as coletas como blocos, sendo encontrado um valor de “F” igual a 1,109, demonstrando assim não haver diferença significativa entre o consumo das seis variedades (p > 0,38).

O resultado deste trabalho é semelhante àquele encontrado por Costa *et al.* (com. pes.) que levantou a ocorrência de ataques de cupins diretamente nos canteiros de arroz. Seus dados também indicaram a ausência de diferenças significativas entre as variedades, mas sugeriram uma variação relacionada ao estágio de desenvolvimento das plantas.

4. Conclusão

Apesar de não terem sido encontradas diferenças significativas entre as variedades as pequenas variações existentes entre as diferentes cultivares pode ser um importante ponto de partida para estudos acerca da resistência de culturas de arroz de sequeiro a ataques de cupins.

Esperamos que esse trabalho estimule a pesquisa sobre a distribuição da comunidade de cupins em plantações, assim como mais trabalhos sobre a resistência de plantas à ataques de pragas.

5. Referências Bibliográficas

- Costa-Leonardo, A.M. & B. Thorne. (1995). Iscas e outras metodologias alternativas para o controle de cupins, p. 89-94. In: Berti F°. & L. R. Fontes (eds) *Biologia e controle de cupins*. ESALQ. Piracicaba-SP
- Czepak, C. (1990). *Cupins rizófilos em arroz de sequeiro, Goianira, Goiás*. Tese de Mestrado, UFV, Viçosa.
- Czepak, C.; E. Ferreira; S. B. Nogueira. (1993). Identificação e quantificação de cupins rizófagos na cultura de arroz de sequeiro. *Pesq. Agropec. Bras.*, 28: p. 871-875.
- Ferreira, E. (1998). *Manual de identificação de pragas de arroz*. EMBRAPA-CNPAP.
- Ferreira, E.; J. Kluthcouski; P. M. da Silveira & A. B. dos Santos. 1996. Efeitos de práticas culturais e de inseticidas sobre pragas do arroz de sequeiro. *An. Soc. Entomol. Brasil*, 25: p.131-135.
- Forti, L.C. & M.L. de Andrade. (1995), Populações de cupins. p. 29-51. In: Bert F°. & L. R. Fontes (eds) *Biologia e controle de cupins*. ESALQ. Piracicaba-SP
- Haris, W. V. (1969). *Termites as pests of crops and trees*. Commonwealth Institute of Entomology, London.
- Pizano, M.A. (1995). Cupins em área canavieira p. 103-113. In: Berti F°. & L. R. Fontes (eds) *Biologia e controle de cupins*. ESALQ. Piracicaba-SP

Tamashiro, M. & N-Y Su (Eds.) (1987). *Biology and control of the Formosan subterranean termite: Proceedings of the International Symposium of the Formosan subterranean termite*. Honolulu, Hawaii.

Wood, T. G.; R.A. Johnson & C. E. Ohiagu. (1980). *Termite damage and crop loss studies in Nigeria. Tropical Pest Management, 26*: p. 241-253.

Ligando Hidrologia e Ecologia: Metodologia para avaliação da adequabilidade e performance de habitats aquáticos e do potencial hidrológico para o estabelecimento de ecótonos.

Lafayette Dantas da Luz¹

¹ Universidade Federal da Bahia / Escola Politécnica / Depto. de Engenharia Ambiental (lluz@ufba.br)

1. Introdução

Este artigo descreve, primeiramente, metodologia desenvolvida para a avaliação do desempenho de uma zona úmida (*wetland*) quanto a sua condição de habitat para a reprodução de uma espécie de peixe, com destaque para o comportamento hidrológico, embora outros fatores sejam também imprescindíveis. Tal escopo pode ser aplicável a análises similares em quaisquer corpos d'água como rios, lagos, reservatórios, ou outros.

A segunda proposta metodológica baseia-se na variabilidade hidrológica do corpo d'água, o que tem sido reconhecido como de fundamental importância para os ecossistemas aquáticos e transicionais, sendo uma variável essencial para os processos biogeoquímicos. Os padrões hidrológicos moldam ambientes, habitats, e comunidades, contribuindo para a riqueza de espécies e diversidade. No entanto, essa variabilidade associada ao fim mencionado não tem sido abordada quantitativamente e relacionada claramente com os benefícios ecológicos esperados. Assim, complementarmente à primeira das metodologias referidas, é sugerido um procedimento para a quantificação da variabilidade hidrológica, enfocando elementos associados ao potencial para o desenvolvimento da vegetação em ecótonos, mais especificamente em áreas úmidas tipo várzeas de inundação.

Para a avaliação do desempenho do habitat a metodologia compreende três componentes principais: (a) simulação dos comportamentos físico-químicos e/ou hidrológicos; (b) computação de Índices de Adequabilidade do Habitat (*habitat suitability indices*) baseados nas variáveis simuladas; (c) avaliação do desempenho (*performance indices*) baseados nos índices de adequabilidade.

Para a quantificação da variabilidade hidrológica um Índice de Dinâmica Hidrológica é proposto, com o qual busca-se identificar características quanto à magnitude, frequência, e duração das oscilações de níveis d'água que são requeridos para propiciar ciclos biológicos em diferentes escalas temporais. Uma função simplificada relacionando a dinâmica hidrológica e a adequabilidade para o fim mencionado é assumida como exemplo. Por fim, séries temporais desse Índice de Adequabilidade da dinâmica hidrológica foram geradas e analisadas em termos de seu desempenho (performance) esperado, isto é em termos de sua possível habilidade de preservar e reproduzir o ambiente em questão. Isso objetiva a inferência do desempenho hidrologia-vegetação de sistemas hídricos, propiciando comparações entre os mesmos, ou comparações entre cenários de um dado sistema.

Esses procedimentos foram aplicados ao caso de uma zona úmida (*wetland*) estuarina localizada na região costeira do Lago Ontário, EUA. Foram desenvolvidos modelos para a geração de séries temporais sintéticas de níveis e de temperatura da água, considerados como fatores de estresse. Após foram empregadas funções de adequabilidade do habitat desenvolvidas para um bioindicador (Northern Pike, *Esox lucius*), simulando séries temporais de índices de adequabilidade. Destas, o habitat teve seu desempenho analisado através de Índices de Desempenho:

confiabilidade, resiliência, e aspectos de vulnerabilidade. Similarmente, Índices de Dinâmica Hidrológica dos níveis d'água foram computados para o Lago Ontário e traduzidos na forma de adequabilidade e performance. Por fim, buscou-se discutir a conveniência de agregação das informações referentes às duas abordagens em índices únicos.

Tais avaliações relacionaram-se com as políticas de uso e manejo dos solos e da água na bacia contribuinte ao corpo d'água, assim como ao corpo d'água adjacente (Lago Ontário), servindo como apoio à tomadas de decisão nas atividades de planejamento e manejo ambiental.

2. Funções para Índices de Adequabilidade do Habitat (*Habitat Suitability Index* - HSI)

A metodologia ora proposta tem seus fundamentos em aspectos da metodologia denominada *Habitat Evaluation Procedure Methodology* - HEP (USFWS, 1980), mais especificamente em sua maneira indireta de avaliar a qualidade do habitat via funções de adequabilidade (*habitat suitability functions*). Esse procedimento baseia-se na adoção de espécies bioindicadoras.

Os critérios empregados para a seleção de um bioindicador nos estudos desenvolvidos foram: (a) sensibilidade a alterações ambientais; (b) importância ecológica na comunidade local; (c) valor percebido pela sociedade humana; e (d) disponibilidade de funções de adequabilidade do habitat, ou informações que pudessem ser convertidas em novas funções de adequabilidade.

Os índices de adequabilidade do habitat considerados nos estudos relacionaram-se com o período de vida mais crucial do bioindicador adotado (Northern Pike, *esox lucius*): desova, incubação de ovos e larvas, e crescimento até a fase juvenil. As elevações do nível d'água na área úmida estuarina do rio Irondequoit foram consideradas de forma a garantir profundidades de água mínimas requeridas para as referidas fases reprodutivas. As funções de adequabilidade (HSI) envolveram os fatores:

q HSI 1: Profundidade da água e sua frequência durante o período de desova

q HSI 2: Profundidade da água durante incubação dos ovos e desenvolvimento larval

* HSI 3: Estabilidade dos níveis d'água durante o período de crescimento

* HSI 4: Temperatura da água durante a desova

* HSI 5: Temperatura da água durante o período de crescimento

Informações detalhadas podem ser encontradas em Luz (2002) ou Luz e Loucks (2002).

3. Índice de Dinâmica Hidrológica (HDI)

O Índice de Dinâmica Hidrológica aqui proposto é uma forma de enfocar aspectos de séries temporais de níveis d'água não expressos diretamente via análises de frequência tradicionais ou análises estatísticas básicas. Este índice pode assumir valores entre 0 e 1, indicando respectivamente estabilidade absoluta e uma alta variabilidade hidrológica. O mesmo pode ser computado como um único número relativo a uma série temporal de níveis d'água, porém seu real valor é possibilitar comparações entre cenários hidrológicos diversos. Assim, o HDI busca capturar a diferença entre um dado cenário hidrológico comparativamente a um cenário de referência. Este cenário de referência apresentaria, então, características hidrológicas que devem servir de base de comparação, as quais podem expressar as condições hidrológicas naturais, não-alteradas, anteriores, ou desejadas. Ou mesmo os seus opostos.

O HDI consiste de três medidas parciais que levam em conta as flutuações intra-anuais dos níveis d'água, bem como as variabilidades ao longo de sequências de anos contínuos. Tal número de anos contínuos é aqui referido como "ciclos-de-tempo", os quais foram considerados de 1 a 10 anos contínuos. Os ciclos-de-tempo são deslocados sequencialmente ao longo das séries temporais para a computação do HDI.

O Índice de Dinâmica Hidrológica para um ciclo-de-tempo I , num ano y , é obtido pela média geométrica de três componentes, ou medidas parciais, como indicado a seguir. Os três componentes são: Oscilação, Amplitude Relativa, e Desvio Relativo.

$$HDI_{y,I} = (Oscilação_{y,I} * AmplitudeRelativa_{y,I} * DesvioRelativo_{y,I})^{1/3}$$

Oscilação quantifica o grau de flutuação dos níveis de água em cada ciclo-de-tempo no longo prazo, isto é ao longo dos anos de uma série temporal, considerando faixas específicas de elevações (do substrato e terrenos costeiro) de significância ecológica ou biológica. A **Amplitude Relativa** busca quantificar a magnitude da diferença entre os níveis máximo e mínimo diários no ano y , considerando os últimos I anos, isto é o ciclo-de-tempo. Em termos biológicos, maiores as amplitudes, mais largas serão as faixas entre os ambientes aquático e terrestre nas quais as estruturas típicas dos ecótonos podem estabelecer-se. O **Desvio Relativo** busca identificar o quanto as oscilações de curto-prazo (1 a 10 anos) distanciam-se da média da série temporal de níveis sob análise. Este índice parcial foi assumido como a “distância” relativa entre os pontos centrais das amplitudes absolutas, computadas conforme exposto anteriormente, e a média da série de níveis d’água. Com isso, identificam-se os desvios que podem ocorrer a médio e longo prazos (períodos maiores que 10 anos). Tais desvios contribuem para o deslocamento potencial, ou a potencial possibilidade de migração, dos ecótonos para elevações superiores e inferiores. Informações detalhadas encontram-se publicadas em Luz (2002) ou Luz (2003).

4. Um Índice de Adequabilidade relacionado à Dinâmica Hidrológica

O Índice de Dinâmica Hidrológica, HDI, é útil para quantificar a variabilidade hidrológica, mas é inadequado para assumir o papel de indicador da adequabilidade para o estabelecimento da vegetação típica das várzeas inundáveis (*marshes*). Essa afirmação baseia-se no fato de que um HDI elevado não relaciona-se, monotonicamente, com a melhor condição hidrológica para a persistência do ecótono, as várzeas inundáveis. Uma função matemática para descrever a “adequabilidade” relacionada à dinâmica hidrológica somente pode ser desenvolvida com base na experiência de especialistas, inferida a partir de informações indiretas. Assim, uma função com o formato U-invertido foi assumido no estudo de caso, como ponto de partida, esperando-se reproduzir a existência de uma máxima adequabilidade para uma certa faixa de valores de dinâmica hidrológica, e condições menos favoráveis à medida que se tenha menores ou maiores valores para a dinâmica, respectivamente às situações indesejáveis de estagnação e de lavagens brusca (*wash-offs*).

5. Índices de desempenho (*performance indices*)

Os conceitos referentes a índices de desempenho são embasados na idéia de um valor referencial delimitador entre os estados satisfatório e não-satisfatório de um sistema. Frequentemente, na área das engenharias, estados não-satisfatórios, ou estados de falha, são referidos como eventos em que cargas são maiores que a resistência da estrutura ou sistema. Tais procedimentos têm sido adaptados à avaliação de sistemas naturais e ecossistemas (Bain and Loucks, 1999; Knapp et al., 2000). No caso de ecossistemas, *cargas* são referidas como *estressores*; *resistências* são relacionadas com a *capacidade de suporte*; e *falha* é associado a *estresse*, *degradação*, *acidente*, ou *dano* (Odum, 1985; Engel et al., 1999).

Nos estudos desenvolvidos, níveis d’água e temperatura da água são considerados “estressores”. A capacidade de suporte da área úmida para fins de habitat é, então, baseada em requerimentos para os períodos de vida críticos da espécie bioindicadora. Foi entendido como “falha” aqueles eventos em que o índice de adequabilidade (medida no nível de “estresse”) ocorre abaixo de um valor referencial adotado.

Loucks (1997) refere-se à questão da sustentabilidade de sistemas de recursos hídricos e apresenta medidas de desempenho desses sistemas, os quais foram incorporados à presente metodologia:

* Confiabilidade (*reliability*): a probabilidade de uma condição ou estado de sucesso;

* Resiliência (*resiliency*): a probabilidade que um estado de sucesso ocorra no próximo período de tempo após a ocorrência de um estado de falha;

* Vulnerabilidade: mede a magnitude e extensão dos estados de falha, sendo desenvolvido em termos de: Magnitude esperada de falha; Magnitude individual da vulnerabilidade (EV) com $P[EV>ev]$; Magnitude cumulativa média da vulnerabilidade (CEV) com $P[CEV>cev]$; Duração esperada da falha; e Duração da vulnerabilidade (DV) com $P[DV>dv]$; onde $P[.]$ é a probabilidade estimada da categoria em questão ser maior que um certo valor.

6. Conclusão

O uso das funções de adequabilidade do habitat e a avaliação do seu desempenho é uma maneira relativamente simples, porém consistente, de abordar quantitativamente aspectos da qualidade de um habitat. Também a proposição de um índice para a dinâmica hidrológica possibilita uma maneira de associar quantitativamente a hidrologia e requisitos ecológicos, e estes com os conceitos de falha/sucesso do sistema natural. Tais procedimentos são promissores para a análise dos impactos de diferentes usos e manejo do solo e da água sobre o desempenho de habitats aquáticos e transicionais. Porém, ressalte-se, índices de adequabilidade e desempenho não podem ser medidos diretamente, logo não podem ser diretamente calibrados na modelagem. Isso requer interpretação e julgamento dos resultados quantitativos com o bom senso de especialistas, os quais devem considerar os aspectos temporais dos fenômenos e a sinergia espacial de áreas similares na região.

7. Referências bibliográficas

- Bain, M. B.; D. P. Loucks. 1999. Linking Hydrology and Ecology in Simulations for Impact Assessments. in ASCE, editor. 26th Water Resources Planning and Management Conference. American Society of Civil Engineers, Phoenix, Arizona.
- Engel, D. W.; G. W. Thayer; D. W. Evans. 1999. Linkages between fishery habitat quality, stressors, and fishery populations. *Environmental Science & Policy* 2:465-475
- Knapp, R. A.; K. R. Matthews; O. Sarnele. 2000. Resistance and Resilience of Alpine Lake Fauna to Fish Introductions. *Ecological Monographs* 71:401-421.
- Loucks, D. P. 1997. “Quantifying trends in system sustainability.” *Hydrological Sciences*, 42(4), 513-530.
- Luz, Lafayette Dantas. 2002. Hydrology and Habitat Suitability Assessment of a Freshwater Wetland. PhD thesis. Cornell University, Ithaca, NY.
- Luz, Lafayette D.; Loucks, Daniel Peter. 2002. Composite effects of Lake Ontario levels and inland flows on habitat suitability of a coastal wetland. In: 2002 First Annual Symposium on Environmental & Water Resources Systems Analysis. Proceedings of the 2002 Conference on Water Resources Planning & Management. ASCE / EWRI / Virginia Tech, Roanoke, Va, USA.
- Luz, Lafayette D. 2003. Avaliando a relação entre a adequabilidade hidrológica e o potencial estabelecimento de ecótonos. Submetido ao XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Curitiba, 23-27/11/2003. Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- Odum, E. P. 1985. Trends Expected in Stressed Ecosystems. *Bioscience* 35:419-422.
- USFWS. 1980. Habitat Evaluation Procedures. ESM 102. 102 ESM, U.S. Fish and Wildlife Service / Division of Ecological Services, Washington D.C.

***Gomphrena elegans* Mart. (Amaranthaceae):
reprodução vegetativa e dispersão**

Licléia da Cruz Rodrigues¹, Marcel O. Tanaka² & Maria Rosângela Sigris³

¹Mestrado - Ecologia e Conservação/UFMS, licleia@dbi.ufms.br, ² ProDoc/Capes/DBI/UFMS, ³ DBI/UFMS

1. Introdução

A reprodução vegetativa tem fundamental importância na manutenção e propagação de muitas espécies aquáticas (Sculthorpe 1967), tendo alto valor adaptativo ao manter a planta na área e propiciar a colonização de novas áreas (Barrat-Segretain 1996), pois uma única planta pode produzir outras em tempo relativamente curto. Em alguns casos, a reprodução vegetativa está associada à fragmentação de órgãos vegetativos não especializados da planta parental (Barrat-Segretain 1996) como, por exemplo, fragmentos do caule. Segundo Barrat-Segretain *et al.* (1998) as estruturas de reprodução vegetativa não especializadas são capazes de regenerar um novo indivíduo e, portanto, colonizar novas áreas. Desta forma, estas estruturas contribuem de forma expressiva para a disseminação das espécies, pois podem ser produzidas por eventos fenológicos como a queda de algumas partes vegetativas durante o inverno (Barrat-Segretain 1996), além de serem transportadas por enchentes, aves aquáticas ou outros animais, incluindo o homem (Sculthorpe 1967). Por outro lado, a colonização associada à extraordinária rapidez de crescimento vegetativo permite a estas plantas ocupar rapidamente grande extensão de substrato (Sculthorpe 1967, Santamaria 2002).

Diversas espécies de Amaranthaceae são consideradas invasoras (Bacchi *et al.* 1992, Lorenzi 1994). De modo geral, as espécies terrestres desta família se reproduzem por sementes (Siqueira 1989). Entretanto, nas espécies de amarantáceas aquáticas é comum a reprodução vegetativa, sendo algumas espécies consideradas como indicadoras de habitats perturbados (Pott & Pott 2000).

Gomphrena elegans Mart. (Amaranthaceae) é uma macrófita aquática ocorrente no rio Sucuri, Bonito, MS, onde cresce formando amplas manchas ao longo da margem do rio. É uma espécie herbácea, que possui filotaxia oposta cruzada, caule cilíndrico, com nós e entrenós evidentes, cujos ramos podem estar emersos ou submersos; nós de ramos submersos podem originar até quatro ramos.

O presente estudo tem como objetivo determinar que estruturas (propágulos) estão envolvidas na reprodução vegetativa de *Gomphrena elegans* e sua capacidade de regeneração, bem como a dispersão destes propágulos pela água. Além disso, foi determinada a capacidade de brotamento e crescimento de ramos vegetativos de *G. elegans* durante três meses.

2. Metodologia

O estudo foi desenvolvido no rio Sucuri (56°33'32"W 21°15'56"S), Bonito, MS, e os dados apresentados foram coletados de agosto/2002 a março/2003. O rio Sucuri apresenta aproximadamente 1800m de extensão, possui água límpida e correnteza relativamente forte. (Scremin-Dias *et al.* 1999).

As estruturas envolvidas na reprodução vegetativa de *Gomphrena elegans* foram determinadas através de observações visuais diretas da planta *in situ*, bem como por meio de experimento descrito a seguir, onde também foi testada a capacidade de regeneração destas estruturas. O experimento foi conduzido em mancha de *G. elegans* localizada junto à nascente do rio Sucuri. Nesta mancha foi delimitada uma parcela de 4,84m² da qual foi removida toda a vegetação. Nesta parcela foram esticadas nove linhas de nylon, com 2m de comprimento, paralelas e distantes entre si 20cm. A extremidade de cada linha foi presa a estacas junto ao substrato. Em cada linha três tipos de fragmentos do caule: (1) ápice emerso com dois nós e com folhas), (2) caule com nó (porção submersa com três nós e sem folhas) e (3) entrenó submerso foram

amarrados alternadamente, a 20cm de distância um do outro, seguindo-se a seqüência nó, entrenó e ápice. Estes fragmentos foram coletados em cinco manchas de *G. elegans* ao longo do rio; para cada tipo foram coletados seis fragmentos por mancha. A leitura do experimento foi realizada bimestralmente durante quatro meses, sendo os fragmentos categorizados em: (1) vivos; (2) mortos e (3) desaparecidos. Os fragmentos vivos foram categorizados em: (i) fragmentos com raízes adventícias, com ou sem brotos; (ii) fragmentos com brotos e (iii) fragmentos sem folhas e/ou raízes adventícias (sem resposta). Os dados foram convertidos em porcentagens e os fragmentos vivos, mortos ou desaparecidos analisados através de Análise de Variância (ANOVA) simples. As proporções dos fragmentos vivos que regeneraram ou colonizaram foram analisadas através de ANOVA de 2 fatores (tipo de fragmento e resposta). Posteriormente foram realizadas comparações através do teste de Tukey.

Para testar a capacidade de brotamento e crescimento de *G. elegans* foram seccionados ramos em uma mancha junto à nascente e em outra distante cerca de 100m ("píer"). A escolha e secção dos ramos (distantes entre si 2 m) foram feitas do seguinte modo: um ramo emerso junto à borda da mancha foi eleito; seguiu-se então este ramo até o primeiro nó submerso, do qual partiam dois ramos paralelos. Com auxílio de tesoura de poda os ramos paralelos e o ramo emerso foram seccionados a 1 cm do nó, restando apenas o ramo que surgia do centro da mancha. Raízes adventícias, quando presentes nos nós, foram arrancadas manualmente sem danificar o ramo. Durante três meses foi realizada a leitura do experimento, sendo anotados mensalmente o número e o tamanho de ramos e/ou brotos e folhas formados em cada nó e o número de ramos que sobreviveram. O comprimento dos ramos e/ou brotos e o número de folhas formadas em cada ramo seccionado foram combinados a fim de se obter o crescimento total dos ramos. Os dados foram analisados através de ANOVA de Medidas Repetidas de um fator (local).

A dispersão pela água dos propágulos de *G. elegans* foi acompanhada de setembro/2002 a março/2003. Para tanto foram montadas, junto à linha d'água, redes de 1m² (confeccionadas com tela de nylon (malha 1mm) e divididas ao meio em três pontos do rio: 1) próximo à nascente, 2) a 300m da nascente e 3) próximo à foz. Estas redes permaneceram ca. 24 horas/mês dentro do rio e, após este período, o material coletado nas redes foi acondicionado em sacos plásticos e separado em laboratório. O material de *G. elegans* presente nas redes foi separado em duas categorias: propágulos vegetativos e inflorescências. Os propágulos foram subdivididos em ápices e fragmentos de caules. Todo o material coletado foi seco em estufa, tendo sua massa determinada em balança digital. A biomassa total de *G. elegans* e a biomassa de inflorescências (com botões, flores, frutos e sementes) e dos dois tipos de propágulos foram analisadas através de ANOVA de Medidas Repetidas. As premissas das análises foram verificadas através de análise gráfica dos resíduos.

3. Resultados e Discussão

Dentre os tipos de fragmentos testados, ápices e caules com nós formaram raízes adventícias e/ou brotos, enquanto os entrenós não responderam ao experimento. Assim, em *Gomphrena elegans* ápices e caules com nós são capazes de originar (regenerar) uma nova planta e atuam desta forma como estruturas de reprodução vegetativa, como é comum entre as espécies aquáticas (Barrat-Segretain *et al.* 1998, Barrat-Segretain & Bornette 2000, Barrat-Segretain *et al.* 2002). A ausência de raízes e brotos nos entrenós é razoável uma vez que ramos, folhas e raízes adventícias são geralmente originados por tecidos localizados nos nós (Esau 1987).

Ápices mostraram percentual de resposta significativamente maior que caules com nós ($p < 0,001$). O percentual médio de ápices que formaram raízes-brotos ou apenas raízes não diferiu entre si, mas foi significativamente maior que o percentual médio dos ápices que não responderam ao tratamento ($F_{2,12} = 26,8$, $p < 0,001$).

Por outro lado, os percentuais médios de caules com nós com ou sem resposta não diferiram entre si ($F_{2,12}=0,85$, $p=0,450$). Desta forma, há relação de dependência entre o tipo de fragmento e a resposta ao experimento, sendo que ápices apresentam maior capacidade de regeneração que caules com nós. Portanto, ápices são mais eficientes como estruturas de reprodução vegetativa de *G. elegans*, o que é razoável, pois nestes fragmentos há maior quantidade de tecido fotossintetizante, devido à presença de folhas, além de gemas axilares e meristemas apicais, envolvidos na formação de novas células e/ou crescimento de ramos (Raven *et al.*2001).

Após dois meses, ápices apresentaram o maior percentual médio de sobrevivência (70%), seguidos por caules com nós (43,3%) e entrenós (33,3%), não havendo diferença significativa entre os três tipos de fragmentos ($F_{2,12}=2,55$, $p>0,05$). Entretanto, no final de janeiro/2003 (após quatro meses) aproximadamente 90% da parcela encontrava-se coberta por ramos de plantas de *G. elegans* adjacentes à parcela. Este fato ocasionou o sombreamento da parcela e, conseqüentemente, a morte de todos os fragmentos sobreviventes, provavelmente devido à competição por luz. Segundo Larcher (2000) durante a fase principal de crescimento, as plantas estão no pico de suas atividades metabólicas como fotossíntese, respiração e absorção de substâncias minerais. Assim, do ponto de vista de competição por espaço (e luz) o rápido crescimento das partes aéreas e/ou subterrâneas é decisivo para o futuro estabelecimento do indivíduo.

Durante os três meses do experimento realizado para testar a capacidade de brotamento e crescimento de *G. elegans* ocorreu brotamento e crescimento dos ramos marcados, tanto nas plantas da nascente quanto do "pier". A formação de novos ramos e/ou brotos ocorreu a partir de gemas axilares. O número máximo de ramos e/ou brotos formados por ramo marcado foi dois. Cada ramo formado cresceu em média 3,87cm e formou duas folhas. O número de ramos e/ou brotos formados não diferiu entre a nascente e o "pier" ($F_{1,19}=0,059$, $p=0,81$). Em novembro/02 ocorreu o pico de formação de ramos e/ou brotos, com decréscimo em dezembro/02 e janeiro/03, ocorrendo diferença significativa entre os meses ($F_{2,38}=6,307$, $p<0,01$). Por outro lado, o crescimento dos ramos e o número total de folhas formadas foi, de modo geral, semelhante entre os meses e os locais. Entretanto, em janeiro a média do comprimento total dos ramos e do número de folhas no "pier" foi superior à nascente e aos meses anteriores, pois um ramo apresentou crescimento acima da média. A taxa de "sobrevivência" dos ramos decresceu ao longo do tempo ($F_{2,116}=57,856$, $p<0,01$), sendo significativamente maior no "pier" que na nascente ($F_{1,58}=12,046$, $p<0,01$). A queda na "sobrevivência" dos ramos está relacionada ao desprendimento dos ramos marcados e/ou ramos/brotos novos formados. Tal desprendimento pode estar relacionado a ação mecânica d'água (correnteza) e a herbivoria de insetos aquáticos (Scremin-Dias *et al.*1999) e/ou peixes, como piaus (*Leporinus* spp.) e piraputanga (*Brycon microlepis*), que são comumente observados pastando as plantas de *G. elegans* que ocorrem na borda da mancha (observação pessoal).

Propágulos vegetativos (ápices e caules) e inflorescências de *G. elegans* foram coletadas nas redes durante os seis meses analisados, exceto em novembro/02 quando não foram encontradas inflorescências. Não ocorreu diferença significativa na biomassa total, de propágulos e inflorescências de *G. elegans* entre as datas ($p>0,1$). Assim, em *G. elegans* a água atua na dispersão das estruturas de reprodução vegetativa (propágulos) e sexuada (diásporos), que foram dispersas em proporções similares ao longo do tempo estudado. De modo geral, o fluxo da água é importante agente dispersor dos propágulos de plantas aquáticas, pois a maioria destes propágulos tem a capacidade de flutuar (Titus & Hoover 1991, Barret *et al.* 1993). A biomassa de inflorescências coletadas foi muito pequena em relação à de propágulos, embora as inflorescências possam possuir diversos frutos/sementes. Apesar de

maior abundância de biomassa total de *G. elegans* ter sido coletada na porção superior da rede, mais próxima à superfície da água, não houve diferença significativa entre as porções superior e inferior da rede ($F_{1,4}=0,17$). Portanto, os propágulos e as inflorescências são dispersos sobre e sob a água, potencialmente a até 1 metro de profundidade.

4. Conclusões

Em *Gomphrena elegans*, os ápices e caules com nós são capazes de originar (regenerar) uma nova planta e atuam desta forma como estruturas de reprodução vegetativa. Ápices são mais eficientes como estruturas de reprodução vegetativa de *G. elegans* pois mostraram maior percentual de resposta que caules com nós. A água atua na dispersão das estruturas de reprodução vegetativa (propágulos) e sexuada (diásporos) desta espécie, que foram dispersas em proporções similares ao longo do tempo estudado.

(Este trabalho faz parte do Sub-projeto "Manejo de *Gomphrena elegans* Mart. em Bonito/MS", desenvolvido com recursos do PROBIO/MMA, CNPq, GEF, BANCO MUNDIAL)

5. Referências bibliográficas

- BARRAT-SEGRETAIN, M.H. 1996. Strategies of reproduction, dispersion, and competition in river plants: a review. *Vegetatio* 123: 13-37.
- BARRAT-SEGRETAIN, M.H, BORNETTE, G., & HENRING-VILAS-BÔAS, A. 1998. Comparative abilities of vegetative regeneration among aquatic plants growing in disturbed habitats. *Aquatic Botany* 60: 201-211.
- BARRAT-SEGRETAIN, M.H & BORNETTE G. 2000. Regeneration and colonization abilities of aquatic plant fragments: effect of disturbance seasonality. *Hydrobiologia* 421: 31-39.
- BACCHI, O., LEITÃO FILHO, H. F. & ARANHA, C. 1982. Plantas invasoras de cultivares. Instituto Campineiro de Ensino Agrícola. Campinas, SP, Brasil.
- LARCHER, W. 2000. *Ecofisiologia Vegetal*. RiMa Artes e Textos. São Carlos, Brasil.
- LORENZI, H. 1994. Manual de identificação e controle de plantas daninhas. Editora Plantarum Ltda. Nova Odessa, SP, Brasil.
- POTT, V.J. & POTT, A. 2000. Plantas aquáticas do Pantanal. EMBRAPA, Brasília, DF, Brasil.
- RAVEN, P. H., EVERT, R. F., EICHHORN, S. E. 2001. *Biologia vegetal*. Guanabara Koogan. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- SANTAMARÍA, L. 2002. Why are most aquatic plants widely distributed? Dispersal, clonal growth and small-scale heterogeneity in a stressful environment. *Acta Oecologica* 23: 137-154.
- SIQUEIRA, J. C. 1989. Flora do estado de Goiás. Coleção Rizzo. Vol. 12. Amaranthaceae. Centro editorial e gráfico da UFG. Goiânia.
- SCREMIN-DIAS, E., POTT, V. J., HORA, R. C., SOUZA, P. R. 1999. Nos jardins submersos da Bodoquena. Editora UFMS, Campo Grande, MS, Brasil.
- SCULTHORPE, C. D. 1967. The biology of aquatic vascular plants. Edward Arnold, London, England.
- TITUS, J. E. & HOOVER, D. T. 1991. Toward predicting reproductive success in submersed freshwater angiosperms. *Aquatic Botany* 41: 11-136.

Banco de sementes de invasoras raras em três agrossistemas submetidos a manejo orgânico no Rio de Janeiro (SIPA).

LIMA, W.L.^{1*}; OLIVEIRA, G.B.²; LIMA, E.A.³; MÜLLER, A.S.³; BERBARA, R.L.L.⁴

¹Mestrando em Agronomia - Ciência do Solo, UFRRJ, ²Engenharia Agrônoma, UFRRJ; ³Graduanda Lic. Ciências Agrícolas, UFRRJ; ⁴Professor Adjunto IV, UFRRJ-Depto.Solos. e-mail: limaw1@ufrj.br

I. Introdução

Um dos fatores que mais contribui para a baixa produtividade das diversas culturas (anuais e/ou perenes) é a concorrência destas com as plantas indesejáveis, ditas invasoras, por nutrientes da solução do solo, luz e água (Marinis, 1971).

Na busca de sistemas agrícolas apropriados para as condições ambientais, sociais e econômicas dos países tropicais, a agricultura orgânica oferece elementos que contribuem a um melhor aproveitamento dos recursos do solo. A tendência é que no futuro, ocorrerá um uso mais racional de fertilizantes químicos, um manejo mais conservador do solo e uma diversificação dos cultivos, sobre bases ecológicas.

O banco de sementes de invasoras no solo constitui-se num vasto reservatório de sementes que garantem infestações desta plantas por um longo período de tempo (CARVERS et al, 1989). Estimativas precisas do potencial sementeiro em áreas agrícolas são de extrema importância na previsão de prováveis infestações de invasoras, no melhor conhecimento da dinâmica das espécies em distintas situações e conseqüentemente, na proposição de programas mais racionais de manejo em cada situação.

O entendimento da dinâmica do banco de sementes e sua relação com a flora são necessários para definir práticas de manejo que minimizem o problema com invasoras (Garcia, 1995). A sobrevivência de plantas invasoras depende da intensidade de germinação, e da emergência e morte das sementes na interação com o meio ambiente. Assim como a sobrevivência, a emergência depende da época e da intensidade dos cultivos do solo, da distribuição das sementes no perfil, da cobertura do solo e das condições de dormência das sementes (Voll, et al, 1997).

Roberts & Feast (1972) observaram que a emergência de espécies invasoras depende da sua distribuição no perfil e que solos não manejados apresentam emergências proporcionalmente menores.

O objetivo deste trabalho foi o de determinar a composição do banco de sementes de plantas invasoras e quantificar as espécies, ditas como raras, que no seu somatório final seja igual ou inferior a 5% do somatório final em três áreas submetidas a manejo orgânico (consórcio maracujá/arachis *pinto*i, horta e pastagem), em uma área sob cultivo orgânico.

2. Material e Métodos

As amostras foram coletadas no início do período chuvoso (setembro de 2000), no Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA), da Embrapa-Agrobiologia. O SIPA foi criado em 1993, pelo convênio UFRRJ, EMBRAPA (CNPAB) E PESAGRO-RJ no sentido de se obterem técnicas de sustentabilidade nos sistemas agrícolas, através de ensaios experimentais de produção de alimentos de forma não-convencional, aplicando-se os conceitos da reciclagem de nutrientes para a conservação e recuperação de áreas de cultivo e preocupando-se com a não dependência agroquímica.

As áreas amostradas foram um cultivo sob consórcio (maracujá/Arachis *pinto*i) com pouca movimentação do solo, a horta com freqüentes revolvimentos do solo (enxada rotativa e capinas, mais incorporação de matéria orgânica) e a pastagem tida como um sistema em pousios freqüentes no decorrer dos anos.

Foram coletadas aleatoriamente 20 amostras por área, de aproximadamente 0,5 ha para a horta e o consórcio, e de 2,0 ha para o pasto, numa profundidade de 0-15 cm, utilizando-se enxada para

a amostragem. Em seguida, as amostras foram acomodadas em sacos plásticos transparentes (25 x 35 cm), e enumeradas de 1 a 60. Após a coleta, as amostras foram levadas para casa-de-vegetação, secas ao ar, destorroadas, peneiradas, homogeneizadas e pesadas, para se obter um padrão de 1,5 kg de solo por amostra. Os sacos foram então furados, para permitir a saída do excesso de água. As amostras foram irrigadas duas vezes ao dia, quando necessário.

A composição do banco de sementes foi determinada durante um período de 3 meses através da contagem e identificação das plântulas que germinavam no decorrer do experimento, sendo descartadas em seguida. Estas eram feitas há cada 15 dias, num total de 6 identificações. A identificação das plântulas baseou-se na sua morfologia.

3. Resultados e Discussão

No estudo do banco de sementes foi determinada a composição botânica das espécies de invasoras, visando à identificação das espécies que no seu somatório final fosse igual ou inferior a 5% do somatório final das plântulas contabilizadas a partir de uma análise fitossociológica, sendo estas determinadas, por nós, como espécies raras.

Fazendo uma análise das três áreas em conjunto determinamos um conjunto de 31 espécies. Dentre estas, apenas 15 representam 95,85% do total identificado, resultando em 16 espécies sem valor, estatisticamente, para a análise de representatividade local. Desta forma, determinou-se uma diversidade referente a 52% do total que teoricamente são excluídas das análises estatísticas, o que, por um descuido do observador, poderá acarretar em conclusões antecipadas ou mesmo errôneas.

A maior riqueza de espécies não contabilizadas para a análise estatística, do banco de sementes propriamente dito, foi identificada na área de horta, resultando em 17 espécies das 26 identificadas (65 % do total de espécies). Na área de pasto o índice de espécies raras foi intermediário, 16 espécies das 30 identificadas, com 53 % do total das espécies. Com valor inferior, mas bastante expressivo, encontrou-se na área de maracujá representado por 13 espécies das 29 identificadas, totalizando 45 % das espécies.

Observando as três áreas em conjunto, 16 espécies do total de 31 identificadas, foram responsáveis por 52% do total das espécies identificadas no banco de sementes estudado. As espécies *Richardia brasiliensis*, *Euphorbia hirta*, *Euphorbia heterophylla*, *Apium leptophyllum*, *Physallis* sp, *Cassia* sp, *Digitaria* sp e *Spermacoce* foram às únicas espécies identificadas nas três áreas estudadas.

Brachiaria sp (11 plântulas) e *Erechtites hirtaciifolius* (7 plântulas) apenas foram identificadas na área de maracujá. *Portulaca oleracea* (2 plântulas), *Eclipta Alba* (20 plântulas), *Commelina benghalensis* (18 plântulas), *Indigofera hirsuta* (12 plântulas) e *Galinsoga parviflora* (4 plântulas) foram identificadas na área de horta. A espécie *Erechtites hirtaciifolius* (9 plântulas) foi identificada apenas na área de pasto.

Physallis sp, *Porophyllum ruderale*, *Euphorbia heterophylla*, *Digitaria* sp e *Cassia* sp foram identificadas no maracujá, *Apium leptophyllum* e *Oxalis* sp foram identificadas na horta com apenas 1 plântula cada uma.

A espécie, comum as três áreas, identificada com menor número de plântulas no maracujá, na horta e no pasto foi *Euphorbia heterophylla* com 1; 1 e 2 plântulas respectivamente.

4. Conclusões

O conhecimento do verdadeiro potencial de produção de plantas invasoras do solo é importante pois permite uma forma de controle mais sustentável destas plantas.

Espécies manejadas como raras, ou de pouca importância econômica, podem se tornar tão importantes ou mais que aquelas de maior interesse, podendo estas estar passando por um período de dormência ou por algum efeito inibitório temporário.

5. Referências Bibliográficas

CAVERS, P. B. & BENOIT, D. L. Seed banks in arable land. In: LECK, M. A.; PARKER, V. T. & SIMPSON, R. L. (ed) Ecology of soil seed banks. Academic Press, New York, p. 309-328, 1989.

GARCIA, M. A. Relationships between weed community and soil seed bank in a tropical agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55 (1995) 139-146.

MARINIS, G. DE. Ecologia das plantas daninhas. Piracicaba, SP; ESALQ, 74 p., 1971.

ROBERTS, H.A.; FEAST, P.M. Fate of seeds of some annual weeds in different depths of cultivated and undisturbed soil. *Weed Research*, Oxford, v.12, n.4, p.316-324, 1972.

VOLL, E.; GAZZIERO, D. L. P.; KARAM, D. Dinâmica de populações de carrapicho-de-carneiro (*Acanthospermum hispidum* D.C.) sob manejos de solo e de herbicidas. *Revista PAB – Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Volume 32; número 9, 1997.

Dinâmica do forrageio ótimo: influência sobre o padrão de reposta funcional em *Chrysomya albiceps*.

Lucas Del Bianco Faria*; Marcelo Nogueira Rossi; Wesley Augusto Conde Godoy.

Laboratório de Ecologia Populacional; Departamento de Parasitologia; Instituto de Biociências – UNESP, 18618-000, Botucatu, São Paulo, Brasil. lfaria@ibb.unesp.br

1. Introdução

A teoria do forrageio é baseada na hipótese de que o comportamento de forrageio vem sendo modelado pela seleção natural para maximizar o ganho energético. Nesse contexto, a teoria de forrageio ótimo (Stephens & Krebs, 1986) pressupõe que predadores utilizam diferentes tipos de presas disponíveis no ambiente para maximizar o ganho energético. Logo, predadores generalistas podem escolher suas presas pelos valores energéticos e custos associados com a captura e ingestão (Charnov, 1976). Além disso, a detecção de presas, a mobilidade e rapidez do predador em encontrar a presa, são fatores que podem também influenciar o sucesso na taxa de captura da presa pelo predador. Dada a riqueza da dinâmica da predação, não é surpreendente que a estrutura etária e o tamanho das populações de presa e predador possam produzir uma grande variedade de respostas (Taylor, 1984). Uma das formas de avaliar o padrão comportamental do predador em relação à densidade de presas é através da resposta funcional. A resposta funcional, expressa pela relação entre abundância de presas e taxa de consumo do predador, pode ser caracterizada como sendo do tipo I, II e III (Holling, 1959). Ela trás informações sobre mecanismos básicos do sistema presa-predador (Lipcius & Hines, 1986).

Há cerca de 25 anos, quatro espécies de moscas-varejeiras do gênero *Chrysomya* (Robineau-Desvoidy) nativas do velho mundo foram introduzidas nas Américas (Guimarães *et al.*, 1978). As espécies introduzidas *Chrysomya albiceps*, *Chrysomya megacephala*, *Chrysomya putoria* e *Chrysomya rufifacies* têm importância médico-veterinária por veicular patógenos e causar miíase secundária nos animais e no homem. Dentre elas, *C. albiceps* e *C. rufifacies* destacam-se por serem predadoras facultativas e canibais durante o estágio larval (Ullyett, 1950). Este hábito tem provavelmente influência sobre a dinâmica populacional das espécies bem como de outras (Ullyett, 1950; Faria *et al.*, 1999). As interações entre *Chrysomya* spp e *Cochliomyia macellaria* têm produzido forte efeito negativo sobre *C. macellaria*, uma espécie nativa das Américas, que tem sido aparentemente deslocada (Faria *et al.*, 1999). Em determinadas regiões onde *C. albiceps* e *C. putoria* eram frequentes, a espécie nativa *C. macellaria* sofreu até 89% de redução em sua abundância (Baumgartner & Greemberg, 1984). Atualmente, *C. albiceps* é a mais abundante espécie da comunidade de dípteros necrófagos da região sudeste (Ribeiro, 2003).

Faria (2001) estudando a resposta funcional de larvas de *C. albiceps* sobre larvas de *C. macellaria* e larvas de *C. megacephala* separadamente observou um padrão de resposta funcional do tipo II para as duas presas. Até recentemente, a resposta funcional era

considerada invariável para uma combinação específica de predador-presa (Hassell, 1978). Entretanto, sabe-se hoje que o padrão pode sofrer alterações de acordo com o sistema em particular observado (Lipcius & Hines 1986). Dessa forma, o presente estudo teve como objetivo estudar o padrão de resposta funcional da larva predadora *C. albiceps* sobre as duas espécies de presas *C. macellaria* e *C. megacephala*. Todavia, o delineamento uma combinação das duas presas em diferentes densidades, onde observamos o comportamento de forrageio da predadora em diferentes condições e a influência do seu comportamento sobre o padrão da resposta funcional.

2. Métodos

As populações experimentais de *C. albiceps*, *C. megacephala* e *C. macellaria* 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 à 25±1°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 foram obtidas e separadas por espécie, em frascos contendo carne bovina moída 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 foram estimadas a partir do acondicionamento de larvas de diferentes espécies aos pares (predador x presa) num total de 12 presas em placas de petri medindo 12 x 30 mm cada. Foram utilizadas larvas de terceiro instar de *C. albiceps* como predadoras, visto ser este o instar onde ocorre a maior taxa de predação (Faria *et al.*, 1999). Foram utilizadas larvas de segundo instar de *C. megacephala* e *C. macellaria* como presas. Quando atingiram os instares mencionados, as larvas foram removidas do frasco de cultura e introduzidas em placas de petri nas seguintes combinações:

1. 12 larvas de 2º instar (*C. megacephala*) x 1 larva de 3º instar (*C. albiceps*)
2. 12 larvas de 2º instar (*C. macellaria*) x 1 larva de 3º instar (*C. albiceps*)
3. 6 larvas de 2º instar (*C. megacephala*) + 6 larvas de 2º instar (*C. macellaria*) x 1 larva de 3º instar (*C. albiceps*)
4. 8 larvas de 2º instar (*C. megacephala*) + 4 larvas de 2º instar (*C. macellaria*) x 1 larva de 3º instar (*C. albiceps*)
5. 4 larvas de 2º instar (*C. megacephala*) + 8 larvas de 2º instar (*C. macellaria*) x 1 larva de 3º instar (*C. albiceps*)
6. 9 larvas de 2º instar (*C. megacephala*) + 3 larvas de 2º instar (*C. macellaria*) x 1 larva de 3º instar (*C. albiceps*)
7. 3 larvas de 2º instar (*C. megacephala*) + 9 larvas de 2º instar (*C. macellaria*) x 1 larva de 3º instar (*C. albiceps*)

O comportamento larval foi constantemente observado durante 2 horas e cada ato de predação foi registrado. Foram feitas 20 repetições (n=20), e todas as placas de petri foram colocadas em bancadas iluminadas e mantidas nas mesmas condições experimentais especificadas anteriormente.

3. Resultados

As taxas de predação por *C. albiceps* sobre as 12 larvas de *C. megacephala* e *C. macellaria* foram obtidas em experimentos separados. Sobre as larvas de *C. megacephala* a taxa foi de 28,34% resultando em uma média de 3,4 presas por placa. Já a taxa de predação sobre as 12 larvas de *C. macellaria* foi de 33,34% tendo uma média de 4 presas por placa. Confinando larvas de *C.*

megacephala e de *C. macellaria* com uma larva de *C. albiceps* em iguais proporções (6 larvas de cada espécie de presa) observamos uma preferência por *C. megacephala* de 60% contra 40% sobre *C. macellaria*. A taxa de predação sobre *C. megacephala* foi de 21,67% com média de 2,6 por placa. Sobre *C. macellaria* a taxa de predação foi de 14,57% e média de 1,75 presas por placa.

Todavia, confinando larvas de *C. megacephala* e de *C. macellaria* com uma larva de *C. albiceps* em diferentes proporções (8 e 4 ou 9 e 3 larvas de cada espécie de presa) observou-se diferentes taxas de predação relacionadas com a quantidade e a espécie de presa. Quando a quantidade de presas de *C. megacephala* foi o dobro (8:4) das presas de *C. macellaria*, a taxa de predação sobre *C. megacephala* foi de 25,82%, com uma média de 2,6 e sobre *C. macellaria* a taxa de predação foi de 9,17% com uma média de 1,16 presas por placa. Já quando a quantidade de presas de *C. megacephala* foi metade (4:8) das presas de *C. macellaria* a taxa de predação sobre *C. megacephala* e *C. macellaria*, foi de 13,75%, com uma média de 1,65 e 27,1% com uma média de 3,25 presas por placa, respectivamente. Interessante notar que as taxas médias sobre *C. macellaria* na densidade 8 foi maior que sobre *C. megacephala*. Porém, quando o número de presas eram 4, a taxa média sobre *C. megacephala* foi maior que sobre *C. macellaria*.

Quando a quantidade de presas de *C. megacephala* foi o triplo (9:3) das presas de *C. macellaria*, a taxa de predação sobre *C. megacephala* foi de 27,1% e média de 3,25 por placa e sobre *C. macellaria* a taxa de predação foi de 8,75% e média de 1,1 presas por placa. Já quando o número de presas de *C. macellaria* foi o triplo (9:3) das presas de *C. megacephala* a taxa de predação sobre *C. macellaria* foi de 34,17%, com uma média de 4,1 por placa e a taxa de predação sobre *C. megacephala* foi de 6,25% e média de 0,75 presa por placa. Nesse caso, é interessante observar que as taxas de predação sobre as duas espécies de presas foram diferentes quando a quantidade de presas foi igual a 9 larvas. Nessa situação, *C. albiceps* apresentou sobre *C. megacephala* uma menor taxa de predação em relação a *C. macellaria*. As taxas de predação, quando a quantidade de presas eram 3, foram distintas também, apresentando sobre *C. megacephala* uma menor taxa de predação que sobre *C. macellaria*.

Os resultados foram analisados usando ANOVA, sendo comparados os fatores presa, densidade e interação presa/densidade. Para as duas espécies de presas os resultados não diferiram significativamente ($F = 0.3718$; $p > 0.54262$). Já para os fatores densidade e presa/densidade a diferença foi significativa entre os resultados ($F = 51.453$; $p < 0.00001$ e $F = 3.887$; $p < 0.00216$, respectivamente). Plotando os resultados médios de presas consumidas em função da densidade, foram observados dois padrões distintos de resposta funcional, em que a predadora *C. albiceps* apresentou sobre *C. megacephala* uma resposta funcional do tipo II e sobre *C. macellaria* uma resposta do tipo III.

4. Conclusões

As baixas taxas de predação observadas para as densidades baixas e intermediárias de presas de *C. macellaria* pela predadora *C. albiceps*, podem estar relacionadas com o comportamento de forrageio da predadora. Somente quando as densidades elevam-se as taxas de predação aumentam. Predadores prudentes tendem a gastar mais tempo procurando por presas abundantes. Isso pode ser considerada uma vantagem seletiva (Hassell, 1978), além de manter o tamanho da população da presa em níveis que conferem uma maior taxa de produção de biomassa às futuras presas (Pianka, 2000). Portanto, é oportuno olhar para o sistema considerando diferentes densidades de presas.

Os padrões de curva observados, com as diferentes taxas médias de predação média resultantes de cada densidade, não se mostraram iguais. As diferentes densidades podem ser vistas como uma resposta funcional de *C. albiceps* sobre as duas espécies de presas. Nesse caso a resposta funcional estaria sendo influenciada pela

presença de dois tipos de presas. Sendo assim, a resposta funcional de *C. albiceps* sobre *C. megacephala* assemelha-se à resposta do tipo II e sobre *C. macellaria* à resposta do tipo III. Comparando esses dados com os resultados apresentados por Faria (2001), onde as duas espécies de presas não foram confinadas simultaneamente com a larva predadora, pode-se observar que a presença de mais que um tipo de presa pode alterar o padrão da resposta funcional do predador sobre suas presas.

5. 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 theorem. *Theoretical Population Biology* 9: 129-136.
- Faria, L.D.B., 2001. *Predação larval e resposta funcional em populações experimentais de Chrysomya albiceps (Diptera: Calliphoridae)*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas (A/C: Zoologia), Instituto de Biociências de Botucatu – UNESP.
- 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.
- Guimarães, J.H.; A.P. Prado & A. X. Linhares, 1978. Three newly introduced blowfly species in Southern Brazil (Diptera: Calliphoridae). *Revista Brasileira de Entomologia* 22:53-60.
- Hassell, M.P., 1978. *The dynamics of arthropod predator-prey systems*. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ
- Holling, C.S., 1959. Some characteristics of simple types of predation and parasitism. *The Canadian Entomologist* 91: 385-398.
- Linhares, A.X., 1988. The gonotrophic cycle of *Chrysomya megacephala* (Diptera, Calliphoridae) in the laboratory. *Revista Brasileira Entomologia* 32:383-392.
- Lipcius R.N. & Hines, A.H., 1986. Variable function responses of a marine predator in dissimilar homogeneous microhabitats. *Ecology* 67: (5) 1361-1371.
- Prins, A.J., 1982. Morphological and biological notes on six African blow-flies (Diptera, Calliphoridae) and their immature stages. *Annals of the South African Museum* 90:201-217.
- Pianka, E.R., 2000. *Evolutionary Ecology*. 6ª edição. Addison Wesley Education Publisher. San Francisco.
- Ribeiro, N.M.D. 2003. *Comparação entre a decomposição e a sucessão entomológica em carcaças de suínos expostas em área de cerrado e mata ciliar, no sudeste brasileiro*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Parasitologia, Instituto de Biologia – UNICAMP.
- Stephens, D.W. & J.R. Krebs, 1986. *Foraging Theory*. Princeton University Press, Princeton.
- Taylor, R.J., 1984. *Predation*. Chapman and Hall, NY.
- Ulyyett, G.C., 1950. Competition for food and allied phenomena in sheep-blowfly populations. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 234:77-174.
- (*Projeto financiado FAPESP – PROC: 01/13920-3 - bolsista doutorado)

O efeito da arquitetura da bromélia sobre o volume potencial de água armazenado na roseta

Luciana Cogliatti-Carvalho^{1,2}, Carlos F.D. Rocha², Thereza C. Rocha-Pessoa² & André F. Nunes-Freitas². ¹Aluna de Doutorado em Ecologia da UFRJ (lucogliatti@hotmail.com), ² Depto. de Ecologia, IBRAG, UERJ.

1. Introdução

Várias espécies da família Bromeliaceae, conhecidas como

bromélias-tanque, possuem a capacidade de armazenar água da chuva, devido à forma em cone e com a disposição espiralada das suas folhas (Benzing & Renfrow 1974, Benzing 1980), resultado de um processo evolutivo que possibilitou a estas espécies adaptarem-se e sobreviverem em habitats com as mais variadas condições ambientais (Medina 1974, Benzing 1980). Claramente, a água encontrada no interior do vaso de bromélias-tanque, em qualquer momento, é função basicamente de dois elementos: i) a arquitetura da planta, que por sua vez irá determinar a eficiência na capacidade de reserva e/ou evitar a evaporação da água retida e, ii) o efeito do clima local que determina a quantidade de chuva, a taxa de insolação e a taxa de evaporação. No entanto, o volume realmente existente no interior da roseta (volume efetivo), o qual é afetado e reduzido pelos elementos do clima, difere da capacidade máxima de água que pode ser retida no tanque (volume potencial).

Para a família Bromeliaceae, as variações interespecíficas ou mesmo intraespecíficas na estrutura e na arquitetura de bromélias-tanque podem acarretar em diferenças no volume de água armazenado no vaso da bromélia (Cogliatti-Carvalho *et al.* 2001, Richardson 1999). Desta forma, é de se esperar que o volume potencial de água armazenado em cada espécie aumente com o aumento no tamanho, no número de folhas e no volume do cone da planta, e que este efeito varie entre espécies. Neste estudo, investigamos em que extensão a arquitetura e a biomassa da roseta de três espécies de Bromeliaceae (*Aechmea nudicaulis*, *Neoregelia cruenta* e *Quesnelia quesneliana*) afetam o volume potencial de água armazenado nas rosetas. Especificamente, procuramos responder às seguintes questões: i) Qual o volume de água potencial armazenado por cada espécie?; ii) Em que extensão cada parâmetro morfológico das rosetas das bromélias (biomassa, número de folhas e volume do cone) afeta o volume potencial de água armazenado no tanque para cada uma das espécies de Bromeliaceae?; iii) O efeito dos parâmetros morfológicos medidos da roseta sobre o volume máximo de água reservada no tanque difere entre as espécies de Bromeliaceae?

2. Métodos

Analisamos a relação entre a arquitetura e a biomassa de três espécies de Bromeliaceae, *Aechmea nudicaulis*, *Neoregelia cruenta* e *Quesnelia quesneliana*, sobre o volume potencial de água armazenado no tanque. Para cada espécie, amostramos rosetas de diferentes localidades (*A. nudicaulis* de Praia do Sul, Maricá, Jurubatiba, Grussaí (RJ) e Praia das Neves (ES), *N. cruenta* destas quatro últimas restingas e mais de Grumari e Massambaba (RJ) e *Q. quesneliana* de Grumari, Grussaí e Praia das Neves) e com diversos tamanhos (mas com um tamanho mínimo possível de se reconhecer a espécie no campo) para obter o máximo de variância na arquitetura de cada espécie. Para avaliar o volume potencial (em ml/roseta) de água armazenada por cada espécie de bromélia, amostramos 10 rosetas de cada espécie em cada restinga. Depois de retirados todos os detritos e restos de folhas e toda a água (volume efetivo) que havia dentro da roseta, despejamos um volume conhecido de água de uma proveta graduada com capacidade de um litro para o interior da roseta, até que o vaso ficasse completamente cheio de água e caísse a primeira gota. Estimamos o volume médio de água potencial por espécie (VPE) pela fórmula: $VPE (ml.roseta^{-1}) = Svp \cdot n^{-1}$ (n é o número de rosetas da espécie de bromélia, vp o volume de água potencial armazenado em cada roseta da espécie). Em cada uma das 10 rosetas das bromélias de cada restinga, medimos a altura (em cm) e o diâmetro (em cm) da roseta, com uma fita métrica (precisão de milímetros) e contamos o número de folhas (excluídas as folhas mortas e as que tinham mais de 50 % da superfície já seca e, portanto, não eram capazes de armazenar água). A altura foi medida desde a base da bromélia até o ápice da folha mais alta, e o diâmetro medido do ápice da folha mais externa ao centro até o ápice foliar do extremo oposto. Para calcular o volume do cone (cm³/roseta), utilizamos a fórmula de volume do cone: $V = p r^2 h / 3$ (r = raio; h = altura). Foram, ainda,

medidas as massas (em g/roseta) destas mesmas rosetas com dinamômetros Pesola de 50 g, 500 g e 2 kg de capacidade (com precisões de 1, 5 e 50 g, respectivamente) e para bromélias de maior porte, foi utilizada balança com capacidade de 10 kg e precisão de 200 g.

Para avaliar se cada parâmetro morfológico das rosetas das bromélias afeta o volume potencial de água reservado em cada espécie, utilizamos análises de regressão simples entre os valores de biomassa, de número de folhas e de volume do cone e os de volume potencial de água reservado para cada uma das espécies encontrada nas restingas. Para as análises estatísticas, utilizamos Systat 10.0.

3. Resultados e Discussão

Nas rosetas de *A. nudicaulis* foi encontrada uma média de 335,9 ml ± 218,4 (n = 50) de volume máximo de água armazenado, para *N. cruenta* 638 ml ± 448,4 (n = 60) enquanto que *Q. quesneliana* possuiu a maior média de volume potencial (1136 ml ± 643,9; n = 30). *Aechmea nudicaulis* possuiu o menor volume de água potencial, pois possui um volume do cone da roseta tubular, sendo capaz de armazenar uma menor quantidade de água. Já as espécies *N. cruenta* e *Q. quesneliana* possuem rosetas maiores e mais abertas, com maior área de captação e reserva de água da chuva.

De modo geral, as variáveis da arquitetura e a biomassa das bromélias-tanque afetaram o volume máximo de água que pode ser reservado nas rosetas das espécies *A. nudicaulis*, *N. cruenta* e *Q. quesneliana*. Para cada espécie separadamente, os efeitos dos parâmetros da roseta (biomassa, número de folhas e volume do cone) sobre o volume de água potencial variaram. Tanto para *N. cruenta* quanto para *Q. quesneliana*, encontramos uma relação positiva e significativa entre cada um dos fatores biomassa (respectivamente $R^2 = 0,778$; $F_{1,58} = 203,2$; $P < 0,001$; $N = 60$, $R^2 = 0,768$; $F_{1,28} = 92,6$; $P < 0,001$; $N = 30$), número de folhas (respectivamente $R^2 = 0,674$; $F_{1,58} = 119,8$; $P < 0,001$; $N = 60$, $R^2 = 0,647$; $F_{1,28} = 51,3$; $P < 0,001$; $N = 30$) e volume do cone da bromélia (respectivamente $R^2 = 0,460$; $F_{1,58} = 49,3$; $P < 0,001$; $N = 60$, $R^2 = 0,310$; $F_{1,28} = 12,5$; $P = 0,001$; $N = 30$) e o volume de água potencial. Para a espécie *A. nudicaulis*, apenas a biomassa ($R^2 = 0,739$; $F_{1,48} = 135,7$; $P < 0,001$; $N = 50$) e o número de folhas ($R^2 = 0,674$; $F_{1,48} = 119,8$; $P < 0,001$; $N = 50$) afetaram positivamente o volume potencial de água armazenado na roseta desta espécie. O volume de água potencial reservado nas rosetas de *Aechmea nudicaulis* não variou de acordo com o volume do cone, já que a arquitetura da roseta desta espécie possui uma maior variação em altura, e pouco varia em diâmetro da roseta. Desta forma, para esta espécie fizemos a análise de regressão, utilizando como a variável independente altura. Encontramos uma relação significativa e positiva ($R^2 = 0,627$; $F_{1,48} = 80,55$; $P < 0,001$), o que confirma que, para esta espécie, a altura mais do que o volume do cone afeta a quantidade de água armazenada na roseta.

O efeito do volume do cone no volume potencial de água reservado depende de algumas características da roseta; e.g. se a roseta possui uma maior abertura em diâmetro (mais aberta) ou se ela é mais tubular. Rosetas mais abertas (com maior diâmetro), como as de *N. cruenta* e *Q. quesneliana*, tendem a reservar uma maior quantidade de água não apenas no centro da roseta, mas também nos vários compartimentos formados pelas folhas adjacentes (e.g. Armbruster *et al.* 2002, Zotz & Thomas 1999). Inversamente, em espécies cujas rosetas são mais tubulares, (como, por exemplo *A. nudicaulis*), a disposição das folhas adjacentes resulta em uma arquitetura tubular, acarretando a formação de apenas um reservatório central (Zotz & Thomas 1999). Deste modo, uma espécie de bromélia com rosetas tubulares, como *A. nudicaulis*, que possui um menor volume médio do cone e com uma menor área de captação de água da chuva, são capazes de armazenar um elevado volume médio de água, devido ao elevado crescimento vertical das folhas formando um "tubo". Adicionalmente, em rosetas tubulares a superfície de evaporação é menor (Lopes 1997), o que contribui

para uma menor variação na porcentagem de água efetiva em relação à sua capacidade máxima. Entre estes dois extremos de arquitetura de roseta, podemos encontrar espécies de bromélia com diferentes formas da roseta e, como resultado, tendem reservar a água em apenas um tanque central ou em vários compartimentos.

O volume máximo de água que pode ser armazenado nas rosetas das bromélias-tanque pode ser explicado pela arquitetura e pela biomassa da bromélia, como tem sido sugerido por alguns autores (ver Richardson 1999, Zotz & Thomas 1999, Richardson *et al.* 2000, Armbruster *et al.* 2002). O volume máximo de água armazenado nas rosetas considerado neste estudo corresponde à água livre sem o excesso de material em decomposição e de folhoso. Quanto maior é o volume do cone, a biomassa e o número de folhas da bromélia, maior é a sua capacidade máxima de reservar água na roseta. No entanto, dos três parâmetros analisados a biomassa foi o que melhor explicou a variação no volume máximo de água nas rosetas das espécies de Bromeliaceae estudadas. Tal fato não é surpreendente, já que a biomassa, neste estudo considerada como a medida da massa corporal de todas as partes de um indivíduo (ou de uma roseta), é uma variável que está relacionada tanto com o tamanho (expresso pelo volume do cone) quanto com o número de folhas da bromélia.

O tamanho da bromélia, que pode ser expresso pelo volume do cone da roseta, é considerado como um dos principais fatores afetando o volume de água armazenado na roseta (Zotz & Andrade 1998, Zotz & Thomas 1999, Richardson 1999). Quanto maior é o volume do cone da bromélia, maior a área total onde pode ser captada e acumulada água da chuva, acarretando em haver um maior espaço para armazenar água disponível para o ecossistema. Richardson (1999) encontrou uma relação positiva e significativa entre a área da roseta (m^2) e a quantidade de água armazenada nas rosetas das bromélias *Guzmania* sp. e *Vriesea* sp. na Floresta de Luquillo, nordeste de Porto Rico. Zotz & Andrade (1998) mostraram que quanto maiores eram os tanques de *Tillandsia fasciculata* e *Guzmania monostachya*, maiores eram os volumes máximos de água armazenados nas suas rosetas. Entretanto, os dados do presente estudo mostraram que o efeito do volume do cone sobre o volume de água máximo armazenado nas rosetas da diferentes espécies varia entre as espécies.

A variação na complexidade das espécies de bromélia-tanque afeta o volume de água reservada na roseta tanto no vaso central quanto em cada folha. O aumento no número de folhas possuiu um efeito maior sobre o volume potencial de água apenas em espécies com rosetas mais abertas, como *N. cruenta* e *Q. quesneliana*. É certo que o aumento no número de folhas acarreta em um aumento na complexidade estrutural da planta, aumentando o número de microhabitats (Oliveira & Rocha 1997, Armbruster *et al.* 2002). No entanto, o aumento no número de folhas tem um efeito mais significativo sobre o volume total de água na roseta em espécies (e.g. *Neoregelia* spp.) onde vários corpos estreitos de água são formados entre as bases das folhas sobrepostas (e.g. Armbruster *et al.* 2002), do que em espécies cujas folhas muito próximas umas das outras e em espiral formam um tanque único central, como *A. nudicaulis* (ver Zotz & Thomas 1999). No presente estudo, o número de folhas explicou em aproximadamente 30% o aumento do volume de água potencial para a espécie *A. nudicaulis*, e em 70% e 65% para *Neoregelia cruenta* e *Q. quesneliana*, respectivamente.

A água armazenada na roseta de uma bromélia-tanque é proveniente da chuva (Armbruster *et al.* 2002), e pode ser perdida através da absorção pela planta e pela evaporação, sendo que esta ocorre sempre em maior quantidade (Benzing 1980, Zotz & Thomas 1999). A taxa de evaporação da água armazenada na roseta das bromélias depende do tamanho da roseta e do aspecto da bromélia. Bromélias menores possuem uma menor capacidade de armazenar água e uma maior superfície de evaporação, mas um menor volume de chuva é necessário para encher o tanque (Zotz &

Thomas 1999). Em geral, para rosetas abertas, quanto maior é o volume do cone, maior é a área total de contato com a chuva, sendo maior a área para captação, acúmulo e disponibilização da água para o ecossistema. Para estas espécies, mais chuva é necessária para encher o tanque de água, mas maior é a superfície de evaporação quando comparado com as rosetas tubulares (Zotz & Thomas 1999).

4. Conclusões

Podemos concluir que o volume máximo de água armazenado nas rosetas das espécies de bromélia-tanque é afetado diretamente pela variação na biomassa e no número de folhas de cada espécie. A relação entre o volume do cone e o volume de água potencial, no entanto, depende do tamanho e do aspecto geral da roseta (se é aberta ou tubular). No presente estudo, estes fatores atuam, isoladamente ou interagindo, afetando o volume potencial de água que está disponível para o ecossistema de restinga nas rosetas das bromélias.

5. Referências bibliográficas

- Armbruster, P., Hutchinson, R. A. & Cotgreave, P. 2002. Factors influencing community structure in a South American tank bromeliad fauna. *Oikos* 96: 225-234.
- Benzing, D.H. & Renfrow, A. 1974. The mineral nutrition of Bromeliaceae. *Botanical Gazette* 135(4): 281-288.
- Benzing, D.H. 1980. The biology of bromeliads. Mad River Press, California.
- Cogliatti-Carvalho, L., Freitas, A.F.N., Rocha, C.F.D. & Van-Sluys, M. 2001. Variação na estrutura e na composição de Bromeliaceae em cinco zonas de restinga do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Macaé, RJ. *Revista Brasileira de Botânica* 24(1): 1-9.
- Lopez, L.C.S. 1997. Comunidades aquáticas em tanques de bromélias: zonação e sucessão. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ.
- Medina, E. 1974. Dark CO_2 fixation, habitat preference and evolution within the Bromeliaceae. *Evolution* 28: 677-686.
- Oliveira, M.G.N. & Rocha, C.F.D. 1997. O efeito da complexidade da bromélia-tanque *Neoregelia cruenta* (R. Graham) L. B. Smith sobre a comunidade animal associada. *Bromélia* 4(2): 13-22.
- Richardson, B.A. 1999. The bromeliad microcosm and the assessment of faunal diversity *In* a neotropical forest. *Biotropica* 31(2): 312-336.
- Richardson, B. A., M. J. Richardson, F. N. Scatena & W. H. McDowell. 2000. Effects of nutrient availability and other elevational changes on bromeliad populations and their invertebrate communities in a humid tropical Forest in Puerto Rico. *Journal of Tropical Ecology* 16: 167-188.
- Zotz, G. & Andrade, J.-L.. 1998. Water relations of two co-occurring epiphytic bromeliads. *Journal of Plant Physiology* 152: 545-554.
- Zotz, G. & Thomas, V. 1999. How much water is in the tank? Model calculations for two epiphytic bromeliads. *Annals of Botany* 83: 183-192.
- (Agradecemos a FAPERJ, a Ideal Wild e ao CNPq pelo auxílio financeiro).

Herbívoros associados a *baccharis dracunculifolia* (Asteraceae): respostas diferenciadas de galhadores e insetos herbívoros de vida livre a variações latitudinais

Marcílio Fagundes & Yule Roberta Ferreira Nunes
DBG/CCBS/ Unimontes (marciliof@unimontes.br)

1. Introdução

Descrever padrões de distribuição das espécies dentro e entre habitats e compreender seu significado ecológico é de extrema importância para a biologia da conservação (Ribeiro et al. 1998).

Grande parte das dificuldades para a adoção de estratégias para conservação e manejo das espécies silvestres encontra-se relacionada ao baixo nível de conhecimento sobre os processos que determinam a organização das comunidades naturais (Lewinsohn 1991). Tradicionalmente, explicações para as diferenças na riqueza de espécies entre habitats encontravam-se relacionadas às variações nas condições físicas locais e seus efeitos nas interações biológicas. Entretanto, a diversidade das comunidades biológicas pode variar amplamente entre ambientes com condições físicas similares, sugerindo que outros fatores também podem afetar a diversidade local. De fato, eventos de larga escala como a radiação ou a extinção podem determinar a riqueza e a composição de espécies de uma comunidade (veja Lawes et al. 2000).

Em uma escala ampla, o gradiente latitudinal de diversidade de espécies constitui um dos mais conspícuos e universais padrões da natureza (Rohde 1998). De modo geral, principalmente quando o enfoque está centrado em grandes grupos taxonômicos, a diversidade tende a aumentar em direção aos trópicos (Gaston & Williams 1996). Um grande número de possíveis mecanismos tem sido propostos para explicar este padrão, dentre os quais se destacam os efeitos da competição, da predação, da área geográfica, da produtividade, da estabilidade ambiental, do tempo evolucionário e da riqueza de habitats (Pianka 1966, Gaston & Williams 1996). Especificamente, a hipótese da heterogeneidade de habitats prediz que as baixas latitudes apresentam maior riqueza de espécies porque estas regiões possuem maior número de habitats e microhabitats (Pianka 1966). Indiretamente, esta hipótese também sugere que, em escala regional, a riqueza de espécies deveria se manter constante ao longo de um gradiente latitudinal quando se considera habitats estruturalmente semelhantes (Davidowitz & Rosenzweig 1998).

Este estudo teve como objetivo caracterizar a fauna de herbívoros associada a *Baccharis dracunculifolia* (Asteraceae), procurando estabelecer paralelos entre a riqueza e a composição dos herbívoros em escalas local e regional. Além disto, também foram examinados os efeitos do gradiente latitudinal, dentro de habitats com complexidade estrutural semelhantes, na composição e riqueza de espécies de dois grupos de herbívoros (galhadores e insetos de vida livre) associados à planta hospedeira *B. dracunculifolia*. Este trabalho apresenta os primeiros resultados de estudos envolvendo padrões latitudinais de distribuição de insetos herbívoros em regiões tropicais, com metodologia desenhada para obter dados desta natureza (veja Lewinsohn 1991).

2. Materiais e Métodos

A Planta Hospedeira. A família Asteraceae compreende cerca de 1.100 gêneros com aproximadamente 25.000 espécies de ampla distribuição geográfica. O gênero *Baccharis* pertence a subtribo Baccharidinae, que é restrita ao Novo Mundo (Barroso 1976). Provavelmente as Baccharidinae originaram durante o meio do mioceno (Boldt 1989), quando a atual América do Sul já havia se separado do Continente Africano (Cox & Moore 1993), justificando o padrão de distribuição deste grupo. Dentre as Baccharidinae, *Baccharis* constitui o gênero mais rico em espécies, sendo que a alta concentração de espécies no Sul do Brasil sugere que esta região corresponde ao centro de origem do gênero (Jarvis et al. 1991). *B. dracunculifolia* é um arbusto dióico que se distribui da região sudeste ao sul do Brasil, estendendo-se até a Argentina, Uruguai, Paraguai e Bolívia (Barroso 1976). Normalmente *B. dracunculifolia* ocorre em áreas desnudas, como encostas de barrancos, margens de rodovias, campos arados e clareiras, onde constituem formações densas e muitas vezes dominantes. Apesar do relativamente alto número de estudos envolvendo insetos galhadores associados a *B. dracunculifolia* (veja Espírito-Santo & Fernandes 2002 e referências), ainda não existem estudos que tratem dos insetos de vida livre.

Amostragem dos Herbívoros. Os herbívoros associados a *Baccharis*

dracunculifolia foram determinados, através de amostragens diretas (veja Lewinshon 1991, Lewinshon et al. 2001), em 17 populações da planta hospedeira. Em cada população foram amostrados 30 arbustos com características morfológicas e fenológicas semelhantes (plantas jovens, em fase vegetativa, copa em formato de cone, viçosas, altura entre 1,50 a 2,00 m e perímetro do caule inferior a 15 cm). As amostragens os herbívoros foram realizadas no período matutino (8:30 às 11:30), entre outubro de 2001 a janeiro de 2002, em dias de pouca nebulosidade, durante quatro excursões ao litoral brasileiro, que se estenderam desde o Rio Grande do Sul até o Sul do Estado da Bahia. Assim sendo, os censos dos herbívoros foram realizados durante a estação quente e úmida, procurando abranger grande parte do limite norte-sul de distribuição da planta hospedeira, dentro do território brasileiro (veja Barroso 1976).

As populações de *B. dracunculifolia* selecionadas ocorriam em manchas isoladas, relativamente uniformes quanto ao tamanho e densidade. Estas populações não deveriam apresentar indivíduos em fase reprodutiva. Os habitats característicos destas populações eram ambientes perturbados, localizados às margens de rodovias, cuja vegetação predominante era composta por gramíneas e poucas dicotiledôneas de porte subarbustivo. Excetuando-se Arraial D'Ajuda e Itajaí, todas as demais coletas foram realizadas em populações localizadas a menos de 200m da costa marítima. Assim sendo, pode-se dizer que as populações de *B. dracunculifolia* estudadas ocorriam em habitats estruturalmente semelhantes.

Análise dos Dados. Os efeitos da variação latitudinal na riqueza dos galhadores e dos insetos herbívoros de vida livre associados a *B. dracunculifolia* foram avaliados através de análise regressão linear. Semelhanças entre as comunidades de herbívoros dos diferentes pontos de amostragem foram estimadas usando-se a análise de agrupamentos. Como medida de similaridade usou-se a distância absoluta relativa, calculada a partir da matriz básica de abundância das espécies.

3. Resultados

Herbívoros Associados a *Baccharis dracunculifolia*. Foram amostrados 3001 indivíduos e 85 morfoespécies de herbívoros nas 17 populações de *B. dracunculifolia* estudadas. Dentre os herbívoros de vida livre, Coleoptera constituiu o grupo mais representativo, sendo composto por 43 morfoespécies e 430 indivíduos. Por outro lado, os Heteroptera foram representados por apenas 27 indivíduos pertencentes a 10 morfoespécies distintas. Quando divididos em guildas alimentares, os galhadores destacaram-se pela elevada abundância (71,24% dos indivíduos) e baixa riqueza (9,41% das espécies), sendo que estas características se mantiveram na maioria das localidades. Por outro lado, considerando-se a relação abundância: riqueza total, os mastigadores e os sugadores também registraram índices elevados. Entretanto, estes dados devem ser analisados com parcimônia, uma vez que a elevada abundância destes grupos muitas vezes está relacionada à ocorrência pontual de uma ou poucas espécies em densidade alta. Por exemplo, dentre os Homoptera, aproximadamente 60,70% dos indivíduos são representados por uma única espécie que atingiu densidade alta em Arraial D'Ajuda.

Classificação das Comunidades de Herbívoros Associados a *Baccharis dracunculifolia*. A riqueza local de herbívoros (diversidade alfa) foi baixa quando comparada à riqueza total (diversidade gama). A riqueza local variou de seis a 23 morfoespécies, enquanto a riqueza total das 17 populações estudadas chegou a 85 morfoespécies de herbívoros. Este fato salienta a alta substituição na composição de espécies de herbívoros entre as populações de *B. dracunculifolia* estudadas. Além disto, localidades geograficamente mais próximas apresentaram maior grau de similaridade faunística comparativamente a localidades distantes. Por exemplo, as comunidades de herbívoros da região Sul do Brasil e aquelas do estado da Bahia formaram grupos relativamente isolados, sendo que a maioria das localidades de latitudes intermedi-

árias (São Paulo, Rio de Janeiro e Espírito Santo) formou subgrupos distintos e com maior grau de similaridade faunística entre si. Entretanto, deve-se salientar ainda que algumas localidades como Caraguatatuba, Bertioiga e Carapebus não seguiram esse padrão de agrupamento.

Riqueza de Herbívoros e a Variação Latitudinal: A riqueza de galhadores e a riqueza de insetos herbívoros de vida livre associados a *B. dracunculifolia* apresentaram padrões distintos em função da variação latitudinal. Assim sendo, a riqueza de galhadores mostrou correlação positiva com a latitude ($y = -4,405 + 0,358x$, $r^2 = 0,600$, $F = 21,004$, $p < 0,001$), indicando que a riqueza destes herbívoros tende a diminuir em direção ao equador. Entretanto, a riqueza de insetos herbívoros de vida livre associados a *B. dracunculifolia* não foi afetada pela variação latitudinal ($y = 3,914 + 0,278x$, $r^2 = 0,086$, $F = 1,417$, $p = 0,252$).

4. Discussão

Apesar da ampla variação na composição das espécies entre habitats, a riqueza de herbívoros de vida livre associados a *B. dracunculifolia* não variou em função da mudança da latitude. Considerando que as populações da planta hospedeira ocorriam em habitats muito semelhantes, estes resultados corroboram a hipótese da heterogeneidade espacial, que prediz que a diversidade de espécies, dentro de habitats com características estruturais similares, deve se manter constante ao longo de um gradiente latitudinal (Dawidowitz & Rosenzweig 1998). Neste cenário, deve-se salientar também que o hábito generalista deste grupo de herbívoros faz com que a complexidade local da vegetação constitua um fator importante na caracterização da fauna de herbívoros associada a *B. dracunculifolia*.

Por outro lado, a riqueza de galhadores diminuiu em direção aos trópicos. Provavelmente esta tendência está associada à história evolutiva da planta hospedeira *B. dracunculifolia* e este grupo de herbívoros especialistas. O centro de origem da tribo Baccharidinae corresponde ao sul do Brasil, onde é encontrado maior número de espécies do gênero *Baccharis* (Barroso 1976, Javis et al 1991). Assim sendo, acredita-se que estes galhadores irradiaram a partir desta região, justificando a redução no número de espécies a medida que se distancia do centro de origem da planta hospedeira.

Assim, existe a possibilidade que o hábito dos herbívoros (especialistas ou generalistas) possa ser relevante quando se trata da caracterização de padrões de riqueza de herbívoros em suas plantas hospedeiras (Zwölfer 1988, Lewinsohn 1991). Neste estudo, é provável que a grande variação na composição de espécies de insetos herbívoros de vida livre entre as comunidades esteja associada à dispersão destes herbívoros entre outras plantas hospedeiras dentro do mesmo habitat. Portanto, a ausência local de muitas espécies derivaria do método de amostragem direta, que concentra a coleta em uma mesma planta hospedeira. Por outro lado, os padrões observados para os galhadores são mais consistentes, uma vez que a presença da planta hospedeira é determinante para a ocorrência destes herbívoros em um local. Entretanto, a realização de estudos posteriores adotando o mesmo protocolo de coleta mas, seguindo um transecto através de um mosaico de habitats, poderia ser importante para a melhor definição de padrões de diversidade de insetos herbívoros ao longo de gradientes latitudinais.

5. Bibliografia

Barroso GM. 1976. **Compositae – Subtribo Baccharidinae Hoffmann: estudo das espécies ocorrentes no Brasil.** *Rodriguésia* 40: 347-355.

Cox CB, Moore PD. 1993. **Biogeography: an ecological and evolutionary approach.** Blackwell, Berlin.

Cumming GS. 2000. **Using habitat models to map diversity: pan-African species richness of ticks (Acari: Ixodida).** *Journal of Biogeography* 27: 425-440.

Dawidowitz G, Rosenzweig ML. 1998. **The latitudinal gradient of species diversity among North American grasshoppers (Acrididae) within a single habitat: a test of the spatial heterogeneity hypothesis.** *Journal of Biogeography* 25: 553-560.

Gaston K J, Williams PH. 1996. **Spatial patterns in taxonomic diversity.** 202-229. *In* Gaston KJ. **Biodiversity: a biology of numbers and difference.** London, Blackwell Science.

Jarvis BB, Mokhtari-Rejali N, Schenkel EP, Barros CS, Matzenbacher NI. 1991. **Tricothecene mycotoxins from Brazilian Baccharis species.** *Phytochemistry* 30: 789-797

Lawes MJ, Eeley HT, Piper SE. 2000. **The relationship between local and regional diversity of indigenous forest fauna in KwaZulu-Natal Province, South Africa.** *Biodiversity and Conservation* 9: 683-705.

Lewinsohn TM. 1991. **Insects in flower heads of Asteraceae in southeast Brazil: a case study on tropical species richness.** 525-559. *In* Price, P. W., T.M. Lewinsohn, G.W. Fernandes & Benson W.W. **Plant-animal interaction: evolutionary ecology in tropical and temperate regions.** New York, John Wiley and Sons.

Lewinsohn TM, Prado PIKL, Almeida AM. 2001. **Inventários bióticos centrados no recurso: insetos fitófagos e plantas hospedeiras.** 174-189. *In* Garay I, Dias B. **Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais.** Petrópolis, Vozes.

Pianka ER. 1966. **Latitudinal gradients in species diversity: a review of concepts.** *American Naturalist* 100:33-46.

Ribeiro SP, Carneiro MAA, Fernandes GW. 1998. **Free-feeding insect herbivores along environmental gradients in Serra do Cipó: basis for a management plan.** *Journal of Insect Conservation* 2: 107-118.

Rohde K. 1998. **Latitudinal gradients in species diversity. Area matters, but so much?** *Oikos* 82: 184-190.

Sime KR, Brower AVZ. 1998. **Explaining the latitudinal gradient anomaly in ichneumonid species richness: evidence from butterflies.** *Journal of Animal Ecology* 67:387-399.

Strong DR, Lawton JH, Southwood TRE. 1984. **Insect on plants: community patterns and mechanisms.** Blackwell, London.

Abundância e riqueza dos coleópteros de solo da Serra da Maravilha e Serra do Santana em Senhor do Bonfim – Bahia¹

Marcos Antonio Marques de Brito¹ & Maria Elisa da Silva Santos²

¹ Universidade do Estado da Bahia/Senhor do Bonfim – Licenciatura em Ciências/Biologia; e-mail: mambrito@bol.com.br

² Universidade do Estado da Bahia/Departamento de Educação VII – Senhor do Bonfim

1- Introdução

Os artrópodes de solo têm notável importância no funcionamento equilibrado dos ecossistemas terrestres (Medri et al.2001), participam de maneira decisiva de diversos processos interativos ocorrentes nesses sistemas, como polinizadores, parasitas e decompositores, entre outros (Edwards & Wratten, 1981). Dentre estes os coleópteros constituem um expressivo grupo, apresentando dominância quantitativa e qualitativa; distribuição em diferentes ambientes e diversas interações demandadas pelas suas estratégias de vida (Marinoni, 2001), além da grande importância econômica apresentada por muitas espécies (Borror & DeLong, 1988; Galo et al, 1988). Essas características tornam esse grupo bastante representativo em estudos ecológicos. As pesquisas com referência exclusiva à coleópteros, relatam a variação de grupos tróficos com as várias fases de sucessão vegetal, apresentado espécies fitófagas, adaptadas ao forrageio em gramíneas, nos primeiros estágios, passando a dominância de espécies detritívoras e fungívoras nos estágios mais avançados (Morris, 1980). E a composição da fauna de besouros coletada em serapilheira em áreas de borda e interior de florestas em Manaus-Am, mostrou diferenças na diver-

sidade de espécies e na abundância relacionadas à qualidade do ambiente (Didham, 1997). Os trabalhos de caracterização de faunas são importantes para compreensão do funcionamento das comunidades e ecossistemas, frente a importância de estudos comparativos entre ambientes naturais e antrópicos. Neste contexto, o conhecimento da fauna de coleópteros de solo, constituem-se em informações a serem consideradas no delineamento de ações para conservação de uma região ameaçada pelo clima e economia desfavoráveis, que estimulam as populações humanas à exploração desordenada do ambiente. Este trabalho descreve os padrões de distribuição de coleópteros nas Serras de Santana e Serra da Maravilha, identificando as famílias de Coleoptera de solo de ocorrência nos locais amostrados; estimando a abundância; relacionando as faunas locais com o tipo de vegetação.

2- Metodologia

Este estudo foi conduzido na Serra de Santana e Serra da Maravilha, em Senhor do Bonfim-Ba, Nordeste da Bahia, localizado entre as coordenadas geográficas 10°19'4" S e 40°10'21" W; 10°29'51" S e 40°17'15" W. As amostragens foram feitas em caatinga arbustiva (Unidade de Amostragem 1), floresta montana 1 e campos rupestres. Foram delimitados quatro transectos de 150m, sendo dois em cada uma das Serras denominados Unidades de Amostragens 1 (caatinga arbustiva, Serra da Maravilha), 2 (floresta montana, Serra da Maravilha), 3 (campo rupestre Serra de Santana), 4 (floresta montana, Serra de Santana). Cada transecto recebeu 50 armadilhas de queda, contendo formol a 4%, como líquido conservante e distando 3m uma da outra, que foram cobertas, por pratos plásticos descartáveis com 15 cm de diâmetro, elevados a cerca de 5 cm do chão, suportado por haste de madeira, para proteger as armadilhas contra chuva, folhas de árvores e animais indesejáveis, sem interferir no trânsito dos artrópodes (Dias, 2001). O tempo de permanência das armadilhas no campo foi de 7 dias (27-03 a 03-04-2003); em seguida foram levadas ao Laboratório de Ecologia para a triagem do material e identificação das Famílias de Coleoptera. Os dados de pluviosidade no período de coleta, necessários para o estabelecimento de relações com a abundância e número de famílias foram fornecidos pela EBDA-Empresa Bahiana de Desenvolvimento Agrícola.

3- Resultados

Foram encontrados 1.320 indivíduos distribuídos nas 13 famílias, onde foram observadas as seguintes relações de abundância: i) as famílias Coccinellidae, Scarabeidae e Brenthididae apresentaram maior abundância (906, 282 e 49 indivíduos respectivamente); ii) as famílias Tenebrionidae, Curculionidae, Carabidae apresentaram 22, 21 e 20 indivíduos, respectivamente; iii) as famílias Elateridae, Lucanidae, Scolytidae e Crysomelidae apresentaram número de indivíduos entre 2 e 10; iv) as famílias Bostrichidae, Passalidae e Silvanidae apresentaram o menor número de indivíduos (1). A unidade de amostragem 4, floresta montana pouco perturbada, apresentou o maior número de indivíduos (845), seguida da Unidade 2, floresta montana da Serra da Maravilha (227); A unidade 1 (caatinga arbustiva) e a Unidade 3, campo rupestre, apresentaram os menores números de indivíduos (113 e 114); o maior número de famílias foi observado na Unidade 1 - caatinga arbustiva (10) e o menor na Unidade 4 (floresta montana da Serra de Santana. Foram percebidas algumas relações entre os grupos de Coleoptera: i) as famílias Coccinellidae, Curculionidae, Scarabeidae e Tenebrionidae, apareceram em todas as unidades de amostragem; ii) Lucanidae apareceu apenas na unidade de amostragem 1; iii) as famílias que apresentaram apenas 1 indivíduo não apareceram na unidade 4; iv) as famílias Scarabeidae e Coccinellidae foram dominantes na Serra da Maravilha e na Serra de Santana, respectivamente.

4- Discussão

A relação positiva dos coleópteros com o tipo e qualidade da vegetação ficou evidente: i) a caatinga arbustiva mostrou uma fauna mais rica que os demais tipos de vegetação; ii) as floresta montanas

apresentaram o menor número de famílias, porém na Serra da Maravilha, onde a vegetação apresentava estratos herbáceo, arbustivo e arbóreo densos, com presença de cipós, serapilheira bem decompostas, e copa fechada, essas famílias apresentavam-se melhor distribuídas, com dominância da família Scarabaeidae que têm a detritivoria como hábito alimentar; na Serra de Santana a vegetação apresentou apenas estrato arbóreo, poucos cipós e copa muito fragmentada, serapilheira bem decomposta, porém em camada fina, foi a unidade de menor número de famílias e distribuição mais irregular, conquanto apresentou o maior número de indivíduos, com dominância para a família Coccinellidae, cujos indivíduos são predadores.

5- Conclusão

O estudo da fauna de Coleoptera de solo da Serra de Santana e da Maravilha propiciou o levantamento da abundância e número de famílias do grupo, enriquecendo o nível de informações biológicas para uma região pouco estudada, superando parte das limitações nos inventários desse grupo, otimizando o conhecimento de subsídios necessários para a avaliação das perturbações antrópicas nos ecossistemas das Serras e permitiu as seguintes considerações: i) A Serra da Maravilha abriga o maior número de famílias, enquanto a Serra de Santana apresenta a maior abundância de indivíduos; ii) os grupos detritívoros parecem estar relacionados aos ambientes com cobertura vegetal densa que disponibilizam mais recursos alimentares; os predadores foram característicos dos locais mais hostis em decorrência da ausência de cobertura vegetal densa e substrato rico em oportunidades de forrageamento

5- Referências Bibliográficas

- Borror, D. J. & D. M. DeLong. 1988. Introdução ao Estudo dos Insetos. Edgard Blücher: São Paulo
- Dias, M. F. da R. 2001. Efeito da fragmentação da Mata Atlântica sobre a comunidade de aranhas de solo (Arachnida: Araneae) na região de Una, Bahia. Universidade Estadual de Santa Cruz. Dissertação de mestrado.
- Didham, R. K. 1997. The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf-litter invertebrates in Central Amazonia. Em: Laurance, W. F. e R. O. Bierregaard, Jr (eds) Tropical Forest Remnants Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. University of Chicago Press. Chicago, EUA. 55-70.
- Edwards, P. J. & Wratten, S. D. 1981. Ecologia de interações entre insetos e plantas. Col. Temas de Biologia vol. 7. São Paulo: E.P.U./EDUSP.
- Galo, D.; Nakano, O.; Silveira, N. S.; Carvalho, R. P. L.; Batista, G. C.; Berti, E. F.; Parra, J. R. P.; Zucchi, R. A.; Alves, S. B.; Vendramim, J. D. 1988. Manual de Entomologia Agrícola. 2 ed. Agronômica: Ceres. São Paulo
- Marinoni, R. C. Os grupos tróficos em Coleoptera. Revista Brasileira de Zoologia. 18 (1): 205-224, março 2001.
- Medri, Í. M.; Lopes, J. 2001. Coleoptero-fauna em floresta e pastagem no norte do Paraná, Brasil, coletada com armadilha de solo. Revista Brasileira de Zoologia. Curitiba, 18 (Supl. 1): 125 - 133.
- Morris, M. G. 1980. Insects and the environment in the United Kingdom. Atti XII Congresso Nazionale Italiano di Entomologia. Roma, 203 - 305.

1 Este trabalho recebeu apoio do Programa de Apoio a Grupos de Pesquisa - PROAP/Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação-PPG/UNEB-Universidade do Estado da Bahia.

Uso de habitats por abelhas euglossíneas (Apidae: Euglossini) em dois ecossistemas do interior da Bahia.

Maria Elisa da Silva Santos¹ & Aline Cândida Ribeiro Andrade e Silva²

¹ Universidade do Estado da Bahia/Departamento de Educação VII – Senhor do Bonfim e.mail: melisasantos@uol.com.br

² Universidade do Estado da Bahia/Senhor do Bonfim – Licenciatura em Ciências/Biologia

1. Introdução

As abelhas da tribo Euglossini notadamente os machos, têm sido utilizados nos estudos sobre fragmentação de habitats, devido a grande diversificação ecológica e taxonômica, abundância, especificidade de habitats e hábitos peculiares de forrageamento e coleta de substâncias (Brown, 1991). São comumente citadas em estudos sobre a fragmentação da Mata Atlântica e da Floresta Amazônica (Morato, 1994; Peruquetti et al., 1999; Morato & Campos, 2000). Os adultos de ambos os sexos são espécies chaves e visitam diferentes flores; a maioria das espécies habitam o dossel da floresta que sofre severas agressões (Raw, 1999); o uso de essências facilita a coleta e a padronização do procedimento de coleta (Santos & Raw, 2001; Raw & Santos 2002); apenas os machos são atraídos às essências (Dodson et al., 1969). No entanto, existe limitações para a sua utilização como indicadores da qualidade dos remanescentes florestais: i) escasso conhecimento da biologia do grupo; ii) o conhecimento taxonômico insuficiente; iii) o fato da maioria das investigações terem sido realizadas na Amazônia (Peruquetti et al., 1999). Este trabalho visa discutir o que de fato permite a manutenção de populações de abelhas euglossíneas nos diversos ambientes, comparando dados coletados em dois diferentes ecossistemas da Bahia – Mata Atlântica e Semi-Árido.

2. Metodologia

O estudo foi realizado em Ilhéus (Mata Atlântica), onde foram amostrados por 4 vezes em diferentes épocas do ano floresta contínua, fragmento; e plantação de cacau sob mata raleada no período de fevereiro de 2000 a janeiro de 2001; e no município de Campo Formoso Nordeste da Bahia (Floresta Montana), onde foram amostradas 6 vezes, com intervalos de um mês entre as coletas fragmento de mata 1, fragmento de mata 2, Jardim urbano 1 e Jardim urbano 2, no período de janeiro a junho 2003. Foram amostradas áreas urbanas e em áreas naturais com diferentes níveis de perturbação. A técnica de coleta foi atração de machos à armadilhas com iscas-odores (cineol, eugenol, acetato de benzyl, vanilina e salicilato de metila); e captura com redes entomológicas, conforme descrita por Santos & Raw 2001 e Raw & Santos 2002.

3. Resultados

No município de Campo Formoso foram alcançados os seguintes resultados em 04 unidades:

i) Foram coletados 119 indivíduos, sendo 65 (sessenta e cinco) pertencentes a espécie *Euglossa melanotricha* Moure, 1966; 3 (três) pertencentes a espécie *Euglossa securigera*; 16 (dezesseis) a *Eufriesea violascens*; 18 (dezoito) a *Eulaema cingulata* Fabricius, 1804; e 17 (dezessete) *Eulaema nigrita* Lepeletier, 1841.

ii) Os fragmentos de matas apresentaram 63 indivíduos, com maior abundância para os gêneros *Eulaema* e *Eufriesea*;

iii) Nas áreas urbanas foram coletados 56 indivíduos, com maior abundância para gênero *Euglossa*.

iv) As áreas amostradas tiveram três espécies em comum: *Eulaema cingulata*, *Eulaema nigrita* e *Euglossa melanotricha*.

v) Foram encontradas em uma unidade da área urbana 11 ninhos ativos de *Euglossa melanotricha*. Esta unidade de amostragem constitui-se de um quintal, onde pratica-se meliponicultura e apicultura; a vegetação é formada por plantas ornamentais introduzidas e algumas espécies da região.

Na região cacauzeira foram obtidos os seguintes resultados em 04 unidades amostradas em 04 épocas do ano:

i) Foram coletados 1115 indivíduos de 19 morfo-espécies, entendidas aqui como espécies pertencentes aos gêneros *Exaraete*, *Euglossa* e *Eulaema*;

ii) A cabruca apresentou 751 indivíduos distribuídos em 10 espécies pertencentes a 3 gêneros com maior abundância para o gênero *Euglossa*;

iii) O fragmento de floresta apresentou 229 indivíduos, pertencentes a 12 espécies, com maior abundância para o gênero *Euglossa*;

iv) A floresta apresentou 112 indivíduos, distribuídos em 15 espécies, com maior abundância para o gênero *Euglossa*;

v) As unidades amostradas tiveram 9 espécies em comum, em todas elas a mais representativa foi *Euglossa ignita*.

4. Discussão

O esforço de coleta empreendido no estudo conduzido em Campo Formoso foi maior que aquele empreendido em Ilhéus, mesmo assim a abundância de abelhas euglossíneas o número de espécies foi menor, o que pode ser explicado pela variedade e complexidade de habitats existentes na Mata Atlântica. Na área urbana de Campo Formoso onde se observou uma alta abundância de *Euglossa melanotricha*, **contrariando estudos já realizados em outras localidades, pode ser atribuído à disponibilidade de recursos e locais para nidificação uma vez que observou-se atividade de fêmeas construindo ninhos.** Nas duas áreas estudadas houve um decréscimo no número de indivíduos, nos meses de abril a junho no caso de Campo Formoso e nos meses de junho e setembro na Mata Atlântica; as razões que conduziram a essa variação, podem estar relacionadas as temperaturas mais baixas e índices pluviométricos mais altos como fatores impeditivos de voo, bem como suscetibilidade a ataque de parasitos de ninhos e escassez de recursos alimentares e odoríferos.

5. Conclusões

Na Mata Atlântica e no Semi Árido os resultados sobre a fauna de Euglossini conduziram às seguintes conclusões:

i) As alterações de habitats refletem-se na abundância e na riqueza dos euglossíneos, a exemplo do plantio de cacau sob mata raleada apresentou alta abundância de indivíduos, mas baixa riqueza de espécies;

ii) Na área urbana de Campo Formoso, a alta abundância de abelhas pode ser interpretado como resultado da destruição de seus habitats originais, promovendo o estabelecimento dessas abelhas em áreas antropizadas por apresentarem fontes de alimentação, materiais para construção de ninhos e fontes odoríferas para machos;

iii) O padrão de abundância de algumas espécies pode estar relacionado aos seus aspectos biológicos, como estado de diapausa em alguns meses, hábitos de nidificação e recursos alimentares semelhantes

6. Referências Bibliográficas

- BROWN JR., K. S. 1991. Conservation of neotropical environments: Insects as indicators, p. 349-404. Em: N. M. COLLINS & J. A. THOMAS (Eds). The Conservation of Insects and Their Habitats. London. Academic Press. 430 p.
- DODSON, C. H.; R. L. DRESSLER; H. G. HILLS; R. M. ADAMS & N. H. WILLIAMS. 1969. Biologically active compounds in orchid fragrances. Science 164: 1243-1249.
- MORATO, E. F. & L. A. DE O. CAMPOS. 2000. Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. Revista Brasileira de Zoologia. Curitiba, 17:305-560.
- MORATO, E. F. 1994. Abundância e riqueza de machos de Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em mata de terra firme e áreas de derrubada, nas vizinhanças de Manaus (Brasil). Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Zoologica. 10: 95-105.

PERUQUETTI, R. C., L. A. de O. CAMPOS, C. D. P. COELHO, C. V. M. ABRANTES & L. C. de O. LISBOA. 1999. Abelhas Euglossini (Apidae) de áreas de Mata Atlântica: abundância, riqueza e aspectos biológicos. *Revista Brasileira de Zoologia*. 16: 1-259.

RAW, A. 1999. Efeitos da perturbação da vegetação nas comunidades de abelhas nativas da tribo Euglossini (Hymenoptera, Apidae) na mata atlântica baiana. Relatório ao CNPQ. 35 p.

RAW, A. & M. E. da S. SANTOS. 2002. Efeitos da perturbação de vegetação nas comunidades de abelhas euglossíneas (Hymenoptera, Apidae) na mata atlântica baiana empregando um novo método de coleta. Anais. Encontro sobre Abelhas. 5 Ribeirão Preto.

SANTOS, M. E. da S. & A. RAW. 2001. Otimização dos procedimentos de coleta de machos euglossíneos (Hymenoptera, Apidae). 53ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência - SBPC [CD-ROM].

Parâmetros Ambientais e Distribuição da Ictiofauna no Rio Paraíba do Sul – Trecho Paulista

Maria Regina de Aquino-Silva^{1,2}, Lorenzo Girardi¹, Murilo Pires Fiorin¹, Wilson Cabral Sousa Jr³ & Paulo J. B. Valverde²

¹Universidade do Vale do Paraíba - ²Sociedade Estudos e Pesquisa em Ecossistemas Aquáticos

Av. Shishima Hifumi, 2.911 – Urbanova - CEP 12244-000 - São José dos Campos - SP

Telefone: (0xx12) 3947-1000 Ramal: 2045

mregina@univap.br

³ Instituto Tecnológico de Aeronáutica – Infra Estrutura

1. Introdução

Os impactos ambientais acarretados pela ação antrópica são decorrentes das relações de ordem físico-química, biológica, política, social, comercial, econômica, tecnológica e cultural mantidas entre a organização e o ambiente que a circunscreve. O desempenho e resultados operacionais de qualquer organização são aferíveis através dos benefícios e adversidades ambientais que acarretam onde se insere e influencia, como também em níveis regionais, nacionais e globais (TAUK-TORNISIELO citado por MARTOS & MAIA, 1997). Este fator interage diretamente na aptidão de um determinado habitat para os organismos aquáticos que, relacionada a parâmetros de maior importância ecológica tais como luminosidade, temperatura, oxigênio dissolvido, sólidos em suspensão, íons dissolvidos e outros materiais (KARR & DUPDLEY, 1981), ocasionam diversas modificações na variabilidade genética e evolutiva dos organismos.

Na comunidade íctica as alterações físico-químicas no meio ambiente podem acarretar à dificuldade de captura e a redução de alimentos, afetando também os locais de reprodução e, em conjunto com a acidez, por exemplo, pode biodisponibilizar substâncias tóxicas, tais como os metais. Além disso, a presença de elevadas taxas de metais enriquece a água (lagos, rios e água subterrânea) com quantidades significantes e com potencial para produzir efeitos adversos ao ambiente, podendo assim, provocar declínio na diversidade de várias comunidades bióticas (DENISEGER *et al.*, 1990), comprometendo toda a biota que permanecerá pobre e rarefeita, uma vez que as maiores partes dos fatores interferentes são concentrações anormais de ambientes poluídos.

Segundo o relatório do Comitê das Bacias Hidrográficas do Paraíba do Sul e da Serra da Mantiqueira (1995), a poluição urbana e industrial, erosão, desmatamento das margens do rio e extração de areia são considerados os aspectos mais críticos da bacia do Paraíba do Sul e a partir disso, uma grande diminuição no número de espécies e no volume de pescado a partir do médio Paraíba pode ser constatada, sendo que, para algumas espécies, a extinção vem sendo amenizada pelo trabalho de repovoamento realizado pela

CESP - Paraibuna desde 1980. VALVERDE (2000) realizando levantamento ictiológico no trecho Médio Superior Paraíba, área de influência da UNIVAP detectou a presença de 14 espécies dentro das ordens Siluriformes, Characiformes e Perciformes.

2. Material e Métodos

Análise de variáveis físico químicas da água como condutividade e oxigênio dissolvido foram determinados no campo durante o ano de 2002, ao longo do Rio Paraíba, em 14 estações, por meio de uma sonda multiparamétrica Water Quality Checker, modelo U10, marca Horiba.

A fim de verificar influência destes parâmetros na distribuição da ictiofauna, foram realizadas 02 coletas, sendo uma no período seco (outubro de 2002) e outra no período de chuva (janeiro de 2003). Para tanto utilizou-se redes de espera com malhas que variaram de 3,5, 7 e 10 cm (nó a nó, malha esticada) de 5m de comprimento e 2 m de altura em 04 diferentes estações ao longo do Rio Paraíba, trecho paulista, estabelecidas de acordo com a distribuição de oxigênio dissolvido. Assim, dentro das 14 estações para as quais foram realizadas análise da qualidade da água, as estações escolhidas foram: Santa Branca – Estação 1, Jusante Buquira – Estação 7, Pindamonhangaba – Estação 10 e Queluz – Estação 14. As redes permaneceram nos locais de coleta por 24 horas, após as quais foram realizadas as despesas, sendo os animais encaminhados ao laboratório para posterior identificação, segundo BRITSKI (1972). A partir destes resultados foram calculados a frequência relativa das espécies encontradas e índice de similaridade entre as diferentes estações de coleta.

3. Resultados

Foram coletados 82 exemplares de peixes, sendo 40% correspondentes a ordem Characiformes, seguidos de 33% da Siluriformes e 27% da Perciformes, totalizando 15 espécies coletadas, não diferindo do obtido por VALVERDE (2000).

Quando consideramos o período seco (25/10/02), verificamos que não existe similaridade entre as espécies capturadas entre as estações 1 (Santa Branca) e 7 (Jusante Buquira). Isto provavelmente devido a barreira artificial formada na estação 5, onde se constata o baixo índice de oxigênio dissolvido ao longo nos meses de junho a setembro de 2002, variando de 0,0 mg/l a 2,45 mg/l. Essa barreira artificial provavelmente se deve a descarga de efluentes domésticos, indicada pelo elevado valor de condutividade observado, variando de 211 – 406 ms/cm. Entre as estações 07 e 10 o índice de similaridade apresentado (28,6%) demonstra uma certa correlação entre as mesmas uma vez que duas espécies capturadas aparecem nestas estações. Todavia, isso não significa existência de intercâmbio entre as populações, uma vez que entre as estações analisadas pode-se observar a presença de outra barreira formada por efluentes domésticos na estação 9 (oxigênio dissolvido baixo 2,40 mg/l e condutividade alta 220 ms/cm). Verificamos ainda que, em relação a quantidade de indivíduos, esta passa a ser maior por se tratar do médio Paraíba, que geralmente é mais piscoso.

Entre as estações 10 e 14 o índice de similaridade obtido (12,5%) demonstra uma baixa correlação entre as mesmas. Neste caso, a similaridade observada se deve ao aparecimento dos gêneros *Hypostomus* e *Hoplosternum*, que são típicos de rios que apresentam fundo rochoso e que é o caso das estações em questão. Quando consideramos a formação de barreira por efluentes domésticos, os parâmetros físico químicos analisados não demonstram sua presença neste trecho.

Quanto ao período chuvoso (28/01/03), observando a captura das 4 estações de coleta verificamos que o gênero *Hypostomus* aparece em todas elas, isso provavelmente se deve a um maior fluxo de água minimizando a ação das barreiras artificiais de descarga de efluentes, evidenciado pelas análises físico-químicas, onde ocorre podemos observar um deslocamento da barreira da estação 5 para a estação 7 e da estação 9 para a estação 10,

em função dos valores de condutividade obtidos (248 ms/cm e 226 ms/cm). Verificamos ainda que os teores de oxigênio dissolvido obtidos estão um pouco acima dos valores do período seco, ao longo do trecho estudado e que, mesmo os teores baixos das estações 6 e 7 (1,55 e 1,87 mg/l) não impedem que os peixes os transponham em função do fluxo da água. Quando consideramos os índices de similaridade apresentados, verificamos que entre as estações 1 e 7 (14,28%), 7 e 10 (14,3%) apresentam uma baixa similaridade e que entre as estações 10 e 14 (62,5%) a similaridade foi maior.

Uma maior diversidade de gênero, assim como uma maior quantidade de indivíduos pode ser observada devido ao fato de ser o período reprodutivo da maioria das espécies de peixes, principalmente as de piracema.

4. Conclusão

No período de seca, a distribuição das diferentes espécies ao longo do Rio Paraíba do Sul – trecho paulista, indica uma forte relação com os parâmetros físico químicos da água. Assim, estes estariam atuando como barreiras ecológicas na distribuição das mesmas.

Quando consideramos o período chuvoso, os índices de similaridade determinados entre as diferentes estações sugerem que estas barreiras tenham sido desfeitas, tendo uma maior distribuição das diferentes espécies ao longo do trecho estudado.

5. Bibliografia

- BRITSKI, H.A. 1972. *Peixes de água doce do estado de São Paulo: Sistemática*. In: Comissão Interestadual da Bacia do Paraná-Uruguaí., 79 – 108.
- DENISEGER, J.; ERICKSON, L.J.; AUSTIN, A.; ROCH, M.; CLARKE, M.J.R. 1990 *Water Research*, 24: 4, 403-416.
- KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. 1981. *Environmental Management* 5: 1, 55-68
- MARTOS, H.L. & MAIA, N.B. 1997. *Indicadores Ambientais*. Sorocaba: s.n., p.266.
- Valverde, P.J.B. 2000. Monografia de graduação, FE, UNIVAP, 41p.

Investimento em polinização e em dispersão em melastomataceae: restrições filogenéticas e ecológicas determinando a utilização de espécies na recuperação de áreas degradadas

Maria Rodrigues Vianna* e Paulo De Marco Júnior
UFV, DBG, Laboratório de Ecologia Quantitativa.
*mvianna@insecta.ufv.br

1. Introdução

A recuperação de uma área degradada é um processo lento, e nem sempre as características ecológicas das espécies envolvidas são consideradas no seu planejamento e execução. Em muitos casos, durante o replantio das áreas, mesmo espécies que inibem o processo de sucessão são utilizadas, como algumas gramíneas. Além disso, a falta de conhecimento a respeito da biologia reprodutiva dessas espécies pode fazer com que a ausência de polinizadores ou dispersores, por exemplo, impeça a fixação e manutenção das populações introduzidas.

A evolução de plantas com flores atrativas, especializadas num mutualismo no ato da polinização, provavelmente foi favorecida pela capacidade dos animais de reconhecer e discriminar as flores, evitando assim um desperdício energético na produção de grãos de pólen (Proctor *et al.* 1996). A presença de dispersores também possui importância, pois sua ausência constitui um problema quando as sementes têm que passar pelo trato digestivo para que partes da semente sejam digeridas e ocorra a germinação (de Figueiredo & Longatti 1997). Outra consequência da ausência de dispersores é a alta concentração de plântulas próximas à planta mãe, o que pode diminuir a sua adaptabilidade e de seus descendentes por competição por luz,

água ou nutrientes.

A Família Melastomataceae possui características como o fato de que são pioneiras nos processos de sucessão em áreas onde o solo é rico em alumínio (Haridasan *et al.* 1986); onde há poluição (Morales *et al.* 2000) e em altitudes acima de 1.000 metros (Aide *et al.* 1996), o que as tornam interessantes para a recuperação de áreas degradadas. O sistema reprodutivo das espécies desta família é muito diversificado, sendo que enquanto algumas são agamospéricas, e produzem frutos e sementes sem que ocorra fertilização (Goldenberg & Shepherd 1998; Goldenberg & Varassin 2001), outras dependem da polinização por abelhas para que ocorra produção de frutos e sementes (Gross & Mackay 1998). Além disso, nessa família, parte das espécies produz frutos secos, cujas sementes são dispersos pelo vento e parte produz frutos carnosos, que são dispersos por animais.

Alguns autores acreditam que existe uma relação filogenética para a ocorrência de agamospermia (Goldenberg & Shepherd 1998), sendo que grande é potencialmente dispersa por animais. Baseado nessas evidências, nosso objetivo foi testar a hipótese de que plantas com grande investimento em dispersão de frutos têm pequeno investimento em polinização e, baseado nas suas características de polinização e dispersão, propor a utilização de espécies nativas dessa família no processo de recuperação de áreas degradadas.

2. Metodologia

Foram utilizadas 30 espécies de Melastomataceae, sendo 23 da Tribo Miconieae e 7 da Tribo Melastomeae. Parte dos dados foi obtida através de revisão bibliográfica (Goldenberg & Shepherd 1998; Goldenberg & Varassin 2001) e parte foi medida em campo. O número de flores e posteriormente o de frutos foi contado em duas inflorescências marcadas numa mesma planta, uma delas na presença de polinizadores (inflorescências expostas, controle) e outra na sua ausência (inflorescências ensacadas, teste de autopolinização espontânea). Foi calculada a proporção de flores que viraram frutos e o investimento em polinização foi considerado como sendo a diferença entre a proporção de frutos formados no controle e no tratamento. O investimento em dispersão foi avaliado de acordo com o tipo de fruto produzido, podendo ser atrativo ou de alto investimento (fruto carnosos) ou não atrativo e de baixo investimento (fruto seco) a dispersores. Utilizamos uma análise de regressão logística para testar a existência de uma relação entre investimento em polinização e em dispersão (Hosmer & Lemeshow 1989).

3. Resultados

As espécies que produzem frutos secos investem muito mais em polinização, ou seja, produzem muitos frutos na presença de polinizadores e quase não produzem frutos na ausência deles e, espécies que produzem frutos carnosos produzem muitos frutos mesmo na ausência de polinizadores ($\chi^2(1)=20,560$, $gl=1$, $p<0,001$).

Todas as espécies desse estudo que produzem frutos carnosos pertencem à tribo Miconieae, e grande parte delas são capazes de se reproduzir por agamospermia. Considerando que pode existir uma tendência filogenética para a ocorrência de agamospermia (espécies de mesmo gênero teriam mesmas características simplesmente por compartilharem o mesmo ancestral), foi feita uma regressão logística para a média do investimento em polinização dos gêneros versus o investimento em dispersão. Essa análise não elimina, obviamente o possível efeito filogenético, mas controla para diferenças dentro dos gêneros estudados. Esse resultado foi também significativo, mostrando que mesmo quando utilizamos os gêneros como réplicas, ainda existe uma relação inversa para o investimento em polinização ou investimento em dispersão (Figura 5; $\chi^2(1)=4,498$; $p=0,034$). A relação entre uma possível alocação de recursos diferenciada pode ter diversas explicações possíveis: i) restrição ecológica ou energética: a quantidade total de energia é limitada e as espécies encontram um ótimo maximizando

ou polinização ou dispersão. Se isto é verdade, as espécies deveriam ficar no meio termo dos dois. ii) restrição histórica ou filogenética: as plantas podem ter estas características por que seus ancestrais tinham essas características e não houve tempo evolutivo suficientemente grande para que as espécies pudessem chegar a uma otimização de investimento energético. O problema é que neste estudo estamos potencialmente tratando de eventos com poucos graus de liberdade na árvore filogenética. As espécies são assim simplesmente porque seus ancestrais também o eram (Renner & Meyer 2001). Se isto for verdade, o número de graus de liberdade para essa comparação é muito pequeno e seriam necessárias pesquisas semelhantes com espécies de outros gêneros de Melastomataceae para um teste formal dessa hipótese.

Se a taxa de germinação das sementes dos frutos agamospérmicos for suficientemente grande, a utilização de espécies dessa família poderá vir a ser uma alternativa barata para a recuperação de áreas degradadas, já que elas são resistentes a condições adversas e habitam naturalmente esses ambientes, não necessitando de manutenção. A produção de frutos carnosos pode auxiliar no retorno da fauna, já que são produzidos em grande quantidade mesmo na ausência de polinizadores, de modo que, a população dessas espécies conseguiria se estabelecer normalmente e, como atraem frugívoros, aves e pequenos mamíferos (de Figueiredo & Longatti 1997; Stiles & Rosselli 1993), aumentariam a taxa de chegada de sementes de novas espécies. Já as espécies da tribo Melastomeae poderiam servir como poleiros para as aves que eventualmente se alimentariam nessa região, como sugerido por Melo (1997). Ninhos de abelhas podem ser introduzidos para aumentar a permitir a fixação de populações de plantas que necessitem de polinização. Além disso, as espécies dessa família se desenvolvem e reproduzem bem em áreas com condições precárias, podendo fornecer condições para que outras espécies se estabeleçam eficientemente, como sugerido pela teoria de sucessão por facilitação, além de naturalmente serem substituídas ao longo tempo como resultado de sua pior capacidade competitiva em ambientes já colonizados (Tabarelli & Mantovani 1999).

4. Conclusão

Existe uma forte relação dentro desta família de que espécies que investem em polinização não investem em dispersão e vice-versa. Devido à alta resistência das espécies dessa família a condições adversas, poder-se-ia utilizar as espécies dessas guildas, que ocorrem naturalmente nos diversos ambientes, em processos de recuperação de áreas degradadas.

5. Bibliografia

Aide T. M., Zimmerman J. K., Rosario M., & Marciano H. (1996) Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. *Biotropica* 28: 537-548.

Baldassari I. B. Flora de Poços de Caldas, Família Melastomataceae. -260. 1988. UNICAMP.

de Figueiredo R. A. & Longatti C. A. (1997) Ecological aspects of the dispersal of a melastomataceae by marmosets and howler monkeys (Primates: Platyrrhini) in a semideciduous forest of southeastern Brazil. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie* 52: 3-8.

Goldenberg R. & Shepherd G. J. (1998) Studies on the reproductive biology of Melastomataceae in "cerrado" vegetation. *Plant Systematics and Evolution* 211: 13-29.

Goldenberg R. & Varassin I. G. (2001) Sistemas reprodutivos de espécies de Melastomataceae da Serra do Japi, Jundiá, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 283-288.

Gross C. L. & Mackay D. (1998) Honeybees reduce fitness in the pioneer shrub *Melastoma affine* (Melastomataceae). *Biological Conservation* 86: 169-178.

Haridasan M., Paviani T. I., & Schiavini I. (1986) Localization of

aluminium in the leaves of some aluminium-accumulating species. *Plant. Soil.* 94: 435-437.

Hosmer D. W. & Lemeshow S. (1989) Applied logistic regression, 1st edn. Wiley, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.

Klumpp G., Furlan C. M., Domingos M., & Klumpp A. (2000) Response of stress indicators and growth parameters of *Tibouchina pulchra* Cogn. exposed to air and soil pollution near the industrial complex of Cubatão, Brazil. *Science of the Total Environment* 246: 79-91.

Melo V. A. Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento no Estado de Minas Gerais. 1997. Universidade Federal de Viçosa.

Moraes R. M., Delitti W. B. C., & Moraes J. A. P. V. (2000) Respostas de indivíduos jovens de *Tibouchina pulchra* Cogn. à poluição aérea de Cubatão, SP: fotossíntese líquida, crescimento e química foliar. *Revista Brasileira de Botânica* 23: 443-449.

Osaki M., Watanabe T., & Tadano T. (1997) Beneficial effect of aluminum on growth of plants adapted to low pH soils. *Soil Science and Plant Nutrition* 43: 551-563.

Proctor M., Yeo P., & Lack A. (1996) The Natural History of Pollination. Timber Press, Portland, Oregon.

Renner S. S. & Meyer K. (2001) Melastomeae come full circle: Biogeographic reconstruction and molecular clock. *Evolution* 55: 1315-1324.

Stiles F. G. & Rosselli L. (1993) Consumption of fruits of the Melastomataceae by birds: How diffuse is coevolution? *Vegetatio* 10: 857-873.

Tabarelli M. & Mantovani W. (1999) A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo, Brasil). *Revista Brasileira de Biologia* 59: 239-250.

(ALCOA/S.A., FAPEMIG/IEL/FIEMG)

Produção de Serapilheira em Mata Nativa e Reflorestamento Ciliares do rio São Francisco, MG

Maria Tereza C. Pinto^a Flávia Peres Nunes^a

^aPrograma de Pós-graduação em Zoologia de Vertebrados de Ambientes Impactados/PUC.Minas (agua@pucminas.br)

1. Introdução

Ao colonizarem as planícies aluvionares sazonalmente alagáveis e por se constituírem em ecossistemas terrestres, as matas ciliares passam a se utilizar eficientemente dos recursos hídricos e minerais, tão abundantes nestas regiões (Junk, Bayley e Sparks, 1989; Junk e Welcomme, 1990; Mitsch e Gosselink, 1993). Assim, durante o verão, elas sintetizam quantidades muito elevadas de biomassa, que despejam sobre o solo na forma de serapilheira, principalmente na fase seca do sistema (Junk, 1982; Junk, Bayley e Sparks, 1989; Pinto, 1992). Além de representar um elo fundamental no fluxo de energia e matéria entre o meio físico e o biótico, a serapilheira produzida pela vegetação confere ao ecossistema do qual faz parte, maior estabilidade dependendo, para tanto, do seu estado sucessional (Olson, 1963; Oliveira, Neto, 1999). No Brasil, estudos relativos à produção de serapilheira em matas ciliares de planícies alagáveis, foram produzidos por Franken (1979) nas várzeas amazônicas, Bonneto (1975) e Neiff (1990) nas planícies alagáveis do rio Paraná e por Pinto (1992) na planície de inundação do rio Mogi Guaçu, em SP. No estado de Minas Gerais, em particular na região de Lagoa da Prata, no alto São Francisco, estudos similares ainda hoje são inexistentes, em especial em reflorestamentos ribeirinhos. Assim, o presente trabalho se propôs a quantificar a produção de serapilheira de matas ribeirinhas uma nativa e outra implantada sobre solos aluvionares em diferentes estádios sucessionais, de forma a subsidiar estudos similares e es-

estratégias de reflorestamentos futuros nas regiões marginais dos cursos d'água no alto São Francisco.

2. Material e Métodos

Área de Estudo- O presente trabalho foi desenvolvido em dois talhões de mata ribeirinha, equidistantes aproximadamente 30 Km, localizados no município de Lagoa da Prata (alto São Francisco) em Minas Gerais. Um deles, utilizado como área-testemunho, foi representado pela mata mesófila semi-decídua, a Mata do Urubu (19° 54' S e 45° 33' W), nativa, secundária, formada por um segmento florestal isolado (11,0 ha) em avançado estado de regeneração, inserido nas margens do rio São Francisco, entre grandes extensões de canaviais e pastagens (Barreto, 2002). Espécies pioneiras (*Cecropia pachystachya*) são observadas em áreas de clareira no seu interior, ao lado de exemplares de grande porte, característicos de estágio sucessional climax (*Hymenaea coubaril*, *Ficus gomeleira*, *Copaifera langsdorffii*), conforme (Costa e Silva, apud Barreto, 2002). A altura do dossel atinge de 12 a 15 m e abriga um grande número de lianas. Dentre as espécies de maior importância (IVI), destacam-se *Alchornea sp.*, *Trichilia clausenii* e *Ficus gomaleira*, (Barreto, 2002). O outro talhão, corresponde ao Reflorestamento da Fazenda Capoeira da Cana (12,5 ha) implantado há 9 anos na margem direita do rio Santana (20°05' S e 45° 35' W), tributário do rio São Francisco, em uma área de propriedade da Usina Açucareira Luciânia, em substituição a canaviais aí existentes. O plantio foi feito com 16 espécies provenientes de viveiros da região, na maioria não pertencentes às matas ciliares (Barreto, op. cit.), (*Anacardium occidentale*, *Caesalpinhia ferrea*, *Delonix regia*, *Mangifera indica*, *Persea gratissima*, *Spondias sp*) além de frutíferas. *Bauhinia variegata* e *Morus nigra* se sobressaem das demais, pelo seu elevado número de representantes. Exemplares com 6 a 8 m de altura e 30 cm de circunferência (CAP), predominam no talhão, mas espécies de 18 m e 80 cm de CAP (valores máximos), podem ser vistos em pontos esparsos no seu interior. Segundo Barreto (2002) o aumento em número de espécies arbóreas do talhão nos dias atuais reflete sua dinâmica de desenvolvimento, com a concomitante introdução e substituição de algumas delas, por outras que não foram utilizadas no plantio. Ambos os talhões localizam-se sobre areias finas e argilas sílticas laterizadas das Coberturas Dentríticas do Super Grupo Bambuí, que formam a planície de inundação na qual se inserem o rio São Francisco e tributários (CETEC, 1983). A topografia da região é caracterizada pela área rebaixada que acompanha a drenagem do rio, com formas aplainadas e superfícies onduladas da Depressão Sanfranciscana, delimitadas nas bordas externas pelos Planaltos Dissecados do Centro-sul e Leste de Minas Gerais. Os solos predominantes Latossolo Vermelho Escuro e Cambissolo, sustentam uma vegetação de cerrado entremeada por grandes extensões de campo, mata capoeira (CETEC, 1983) plantios de pastagens, monocultura de cana-de-açúcar e em menor extensão por áreas cultivadas. Florestas artificiais (reflorestamentos), são observadas ao longo dos cursos dos rios (Pinto, 1996; 2003). Os dados climáticos do período de estudo (set/2001 a ago/2002), fornecidos pela Estação Meteorológica da Rural Canavieira Ltda., situada nas proximidades do Reflorestamento da Fazenda Capoeira da Cana, revelaram uma precipitação total de 1418 mm, com extremos em jun/01 (valor nulo) e dezembro/01 (406 mm; máximo). As chuvas mais intensas ocorreram no verão, entre outubro/01 (152mm) e fevereiro/02 (287 mm), se contrapondo aos baixos valores do inverno (18 mm, em média). A temperatura do ar oscilou entre 10°C (mais baixas) no inverno e 30°C (maiores) no verão, com registros médios de 22°C, enquanto a umidade relativa do ar foi de 75% (média do período). Uma sazonalidade climática foi caracterizada por 2 estações distintas: uma fria e seca (inverno) e outra quente e úmida (verão), o que se justifica pelo clima tropical úmido característico da região (CETEC, 1983).

Local de Coleta e Tratamento das amostras- A área de coleta que conteve os pontos amostrais foi delimitada igualmente no interior

de cada uma das matas estudadas, por um transecto retangular (40x400m) que acompanhou lateralmente o traçado dos rios. Os pontos amostrais foram demarcados por 10 árvores (DAP>10cm) que foram selecionadas inicialmente, através de sorteio na tabela de números aleatórios contida em Fisher & Yates (1979) para a verificação da distância que teriam entre si, como adotado por Pinto (1992). No campo, sob cada uma delas foi colocada uma caixa de madeira de 0,25m² de área interna com fundo em tela de nylon (2 mm de malha) e pés de 15 cm de altura (Pinto, op. cit.). Mensalmente, o material contido no seu interior foi recolhido e levado ao laboratório onde foi limpo com pincel fino e separado nas frações: folhas, ramos e órgãos de reprodução (flor, fruto e semente). À partir de então, as frações foram submetidas à estufa (80°C) até atingirem peso constante. Os resultados expressos em g/m² representam a média mensal dos 10 pontos amostrais.

Tratamento estatístico- A comparação dos valores totais e das médias mensais das diferentes frações entre os dois talhões durante o ano amostral, foi feita através do teste t do pacote Minitab, versão 12 for Windows. O nível estatístico considerado para as diferenças encontradas, foi P<0,05.

3. Resultados e Discussão

A produção total de serapilheira de ambos os talhões de mata ribeirinha (nativa e reflorestamento) foi elevada (Mata=15,1 ton/ha/ano; reflorestamento=11,4 ton/ha/ano) igualando-se somente aos altos registros obtidos por Golley et al (1978), Proctor et al (1986) e Pinto (1992) em matas ciliares localizadas sobre solos aluvionares tropicais. Embora uma sazonalidade não fosse observada nos dois talhões, que apresentaram valores igualmente altos nas duas estações do ano (seca e chuva), na mata, picos de biomassa total foram obtidos no fim da estação seca (set/01=156 g/m²; out/01=192,5 g/m²), como também observado por Pinto (1992) na mata ribeirinha da planície de inundação do rio Mogi Guaçu, em SP. O menor volume de biomassa despejada ao solo pela mata ocorreu no período de janeiro a junho/02 (51,7±24,8 g/m²) e coincidiu com a produção máxima do reflorestamento (96,4±17,9 g/m²), revelando o comportamento antagônico entre ambas. Tal fato poderia estar relacionado à composição em espécies, ao seu comportamento fenológico, assim como ao estágio sucessional dos talhões (Oliveira e Neto, 1999). A comparação da produção total dos talhões, revelou uma diferença significativa entre eles (P<0,05) para o que estariam contribuindo prioritariamente as folhas (Mata: 654,2 g/m² = 67,5% do total; Reflorestamento: 546,4 g/m² = 69,4% do total), seguidas dos ramos folhas (Mata: 185,9 g/m² = 19,1% do total; Reflorestamento: 182,0 g/m² = 23,2% do total) e órgãos de reprodução (Mata: 129,7 g/m² = 13,4% do total; Reflorestamento: 58,5 g/m² = 7,4% do total). Dentre as frações analisadas, somente as folhas foram diferentes entre os talhões (P<0,05), cuja produção acompanhou a da biomassa total. Segundo Pagano (1989) o predomínio do folheto sobre as demais frações da serapilheira, decorre da alta diversidade em espécies das florestas tropicais. Nas planícies sazonalmente alagáveis, os picos obtidos na estação seca, seriam uma consequência do balanço energético expresso pela relação custo-benefício (manutenção da biomassa luxuriante produzida no verão) própria de cada indivíduo (Panitz apud Pinto, 1992). O despejo de órgãos ao solo acompanhou o das folhas nos dois talhões, com picos de biomassa medidos entre o fim da estação seca (ago-out) e início da chuvosa. Resultados mais baixos obtidos durante o verão coincidiram com o registrado por Pinto (1992) em vegetação similar de planície alagável e pareceram decorrer da ação conjunta das chuvas e dos ventos incidentes na região nesta época do ano. A produção contínua de órgãos de reprodução tanto pela mata como pelo reflorestamento ao longo do período amostral, com valores máximos no fim da estação seca, revelou o padrão fenológico das espécies, sua biossíntese hormonal (síntese de ácido abscísico), conforme Joly apud Pinto (1992) assim como as relações mantidas entre as estratégias reprodutivas dos indivíduos e

o balanço hídrico do solo da planície alagável (Junk, 1982).

4. Conclusão

A serapilheira produzida por ambos os talhões de mata nativa e reflorestamento marginais ao rio São Francisco e tributário na planície de inundação da porção alta da bacia, foi elevada, tal como o obtido para as matas ciliares de planícies aluvionares tropicais. O maior despejo de biomassa ao solo na estação seca pela mata nativa, se contrapondo ao reflorestamento, cujos picos foram registrados na estação chuvosa, revelou o comportamento antagônico entre elas. As folhas predominaram sobre os ramos e estes sobre os órgãos de reprodução nos dois talhões, com valores e periodicidades próprios das matas localizadas sobre planícies aluvionares tropicais, para o que estariam agindo de forma conjunta a dinâmica hídrica do solo, o clima (precipitação, ventos), a florística e o estágio sucessional das espécies envolvidas.

5. Referências Bibliográficas

- Barreto, G. F. (2002). *A avifauna como indicador de qualidade de reflorestamentos ciliares no alto São Francisco (Lagoa da Prata, MG)*. Belo Horizonte: PPG em Zoologia de Vertebrados/PUC.Minas, 88 p.
- Bonetto, A. A. (1975). *Hidrologic regime of the Paraná River and its influence on ecosystems*. In: HASLER, A.D. (ed) *Coupling on land and water systems*. Berlin: Springer-Verlag, 309 p.
- CETEC/Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. (1983). *Diagnóstico ambiental do estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte, (Série de Publicações Técnicas, SPT/10).
- Franken, M. (1979). *Major nutrient and energy contents of litter fall of a riverine forest of central amazonia*. *Trop. Ecol.*, 20: 211-224.
- Fisher, R. A.; Yates, F. (1971). *Tabelas estatísticas para pesquisa em biologia, medicina e agricultura*. São Paulo: Polígono S.A. / EDUSP, 150 p.
- Golley, F.B.; MacGinnis, J.T.; Clementes, R.G.; Child, G.I.; Duever, M.J. (1978). *Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida*. São Paulo: EDUSP, 256 p.
- Jordan, C. F.; Kline, J. R. (1972). *Mineral Cycling: some basic concepts and their applications in a tropical rain forest*. *Ann. Ecol. Syst.*, 3: 33-50.
- Junk, W. J. (1982). *Amazonian floodplains: their ecology, present and potential use*. *Verh. Hydrobiol. Trop.*, 13: 283-301.
- Junk, W. J.; Bayley, P. B.; Sparks, R. E. (1989). *The flood pulse conception river floodplain system*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, 106: 110-127.
- Junk, W. J.; Welcomme, R. L. (1990). *Floodplains*. In: Patten, B. C. et al (ed). *Wetlands and shallow continental bodies*. The Netherlands: Academic Publishing, p. 491-524.
- Mitsch, W. J.; Gosselink, J. G. (2nd ed.) (1993). *Wetlands*. New York: van Nostrand Reinhold, 537 p.
- Neiff, J.J. (1990). *Ideas para la interpretacion ecologica del Parana y de otros rios com varzea en la cuenca del Plata*. *Interciência*, 15: 424-441.
- Oliveira, R.R., Neto, A.L.C. (1999). *Produção de serapilheira e transferência de nutrientes em três estádios sucessionais sob manejo caçara (Ilha Grande, RJ)*. In: Congresso de Botânica, 50. Resumos Blumenau, Sociedade Brasileira de Botânica, p. 215.
- Olson, J. S. (1963). *Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological system*. *Ecology*, 44: 322-331.
- Pagano, S. N. (1989). *Produção de folheto em mata mesófila semi-decídua no município de Rio Claro, SP*. *Rev. Brasil. Biol.*, 49: 633-639.
- Pinto, M. T. C. (1992). *Dinâmica de nutrientes na mata galeria da Lagoa do Diogo (Estação Ecológica de Jataí, Luís Antônio, SP)*. São Carlos: CCBS/UFSCAR, 345p. (Tese).

Pinto, M. T. C. (1996). *Proposta de Estudo Ecológico para as áreas alagáveis do alto São Francisco, MG*. Belo Horizonte: ICB/UFMG, 147 p. (Relatório Final/CNPq).

Pinto, M. T. C. (2003). *A importância da recomposição da mata ciliar para a preservação da região ribeirinha e a comunidade plactônica e de peixes do rio Santana, MG*. Belo Horizonte: PPG em Zoologia de Vertebrados/PUC.Minas, 150p. (Relatório Final/FAPEMIG).

Proctor, J.; Anderson, J.M.; Fodgen, S.C.L.; Vallack, H.W. (1986). *Ecological studies in four contrasting lowland rain forests in Gunung Mulu National Park, sarawak*. *J. Ecol.*, 74: 455-463.

Agradecimentos- Os autores do presente trabalho são especialmente gratos ao Fundo de Incentivo à Pesquisa/FIP

da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas

Gerais/FAPEMIG pelo auxílio financeiro e pelas bolsas de estudo concedidas.

A Chuva e o Banco de Sementes na Restauração de Ecossistemas

Marina Bazzo de Espíndola^a, Neide K. Vieira^b & Ademir Reis^a
^a Bolsista CAPES/Pós-Graduação em Biologia Vegetal-UFSC (marinabazzo@yahoo.com), ^b Bolsista CNPq/Pós-Graduação em Biologia Vegetal-UFSC, ^c Professor Pós-Graduação Biologia Vegetal-UFSC.

1. Introdução

A distribuição de propágulos é elemento chave na dinâmica dos ecossistemas, notadamente daqueles em fase de formação ou restauração.

A chuva de sementes natural propicia a chegada de sementes que têm a função de colonizar áreas em processo de sucessão primária ou secundária, formando o banco de sementes e o banco de plântulas (BECHARA, 2003).

O termo banco de semente do solo foi utilizado por ROBERTS (1981) para designar o reservatório viável de sementes atual em uma determinada área de solo. Trata-se de um depósito de elevada densidade de sementes de muitas espécies em estado de latência, armazenando principalmente espécies pioneiras (HALL & SWAINE, 1980; FENNER, 1985; GARWOOD, 1989; DALLING et al., 1998).

A fonte de sementes do banco é a chuva de sementes proveniente da comunidade local, da vizinhança e de áreas distantes, quando as sementes são dispersas através dos distintos processos de dispersão: anemocoria, endozocoria, epizocoria, hidrocoria e autocoria (HALL & SWAINE, 1980).

O entendimento dos processos de regeneração natural de comunidades vegetacionais é importante para o sucesso do seu manejo (DANIEL & JANKAUSKIS, 1989). As principais informações necessárias são o estoque de sementes existente no solo, ou seja, do banco de sementes do solo e a intensidade e riqueza de propágulos que chegam neste ambiente.

A dispersão de sementes para uma área degradada é essencial para a sua regeneração, uma vez que o banco de sementes do solo sofre uma rápida diminuição na sua abundância e riqueza de espécies devido à curta viabilidade de muitas espécies tropicais (GARWOOD, 1989).

JANZEN (1970) e CONNELL (1971) sugeriram que as sementes tendem a se concentrar perto da planta-mãe e se diluem gradativamente, apresentando uma distribuição leptocúrtica, o que condiciona uma rarefação de sementes nas áreas degradadas. A distância de fragmentos florestais significa uma deficiência preocupante no aporte de sementes para a área em processo de sucessão. Reforçando esse argumento, HOLL (1999) considera as

baixas taxas de colonização de sementes como principal fator limitante da regeneração de áreas degradadas.

Existe uma forte relação entre a distância de fragmentos florestais e a abundância e riqueza de espécies da chuva de sementes e, conseqüentemente, do banco de sementes do solo, sendo que, quanto maior a distância, menor a abundância e riqueza de espécies (CUBIÑA & AIDE, 2001). Estes autores consideram que uma das principais razões disto é que a maioria das espécies florestais é dispersada por animais e muitos deles evitam lugares abertos, principalmente se eles não possuem ambientes propícios para abrigo ou alimentação. Por este motivo, criar estas condições atrativas a animais nestas áreas pode significar um aceleração no processo sucessional local.

Técnicas de restauração ambiental recentemente sugeridas consideram a atração de fauna e biodiversidade para o local degradado como prioridade (REIS *et al.*, 2003). McCLANAHAN & WOLFE (1993) observaram que poleiros artificiais atraem aves que os utilizam para forragear suas presas e para descanso, e trazem consigo sementes de fragmentos próximos. HOLL (1998) sugere a implementação destes poleiros para incrementar a chuva e o banco de sementes em locais onde se pretende restaurar.

Este trabalho objetiva descrever o acompanhamento do processo de restauração ambiental na Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental de restinga dominada por *Pinus* sp. no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis-SC, através do monitoramento da chuva e do banco de sementes, avaliando a eficiência das técnicas alternativas de poleiros artificiais lá empregadas.

2. Métodos

A área de estudo foi a Unidade Demonstrativa de Restauração Ambiental (UD) situada no Parque Florestal do Rio Vermelho na Ilha de Santa Catarina. O Parque tem 1465 ha, é originalmente formado por vegetação de restinga e na década de 1960 teve parte de sua área (500 ha) plantada com *Pinus* spp. que, posteriormente, ocupou grande parte da restinga remanescente. A UD consiste em 1 ha de onde foram retirados os *Pinus* spp. e implantadas técnicas de restauração (Poleiros artificiais, transposição de solo e de galharia, sementeira direta e plantio de mudas em ilhas de alta diversidade). Estas técnicas são propostas por REIS *et al.* (2003) e priorizam a atração de fauna e propágulos ao local. São técnicas alternativas baseadas na teoria da nucleação de YARRANTON & MORRISON (1974).

Foram instalados coletores permanentes de sementes (molduras de madeira de 1m² com fundo de sombrite a 1m de altura do solo) dispostos embaixo de quatro poleiros de pinus anelado remanescentes da unidade; sob três poleiros de bambu com cipó; 4 coletores em área de vegetação nativa remanescente, quatro em área aberta e três em área de vegetação dominada por *Pinus* spp., na borda da UD. O material dos coletores foi recolhido mensalmente no período de um ano e as sementes obtidas foram identificadas e quantificadas no Laboratório de Ecologia Florestal da UFSC. O material vegetal mais fino juntamente com as sementes captadas foi colocado em bandejas com substrato arenoso para identificação através da emergência de plântulas em casa de vegetação.

Foram tiradas amostras de solo, separando-se a serapilheira e 5cm da camada de solo abaixo, e levados para montagem em casa de vegetação. Este procedimento foi realizado quatro vezes, correspondendo às quatro estações do ano. Na casa de vegetação cada coleta foi colocada em bandejas plásticas, mantendo-se separadas as porções serapilheira e solo. O método de avaliação adotado foi o de emergência de plântulas, avaliadas a cada 15 dias, identificando e quantificando as plântulas emergidas.

2. Discussão e Resultados

No primeiro mês de coleta, início do processo de restauração na UD, foram captadas poucas sementes em todos os ambientes, sendo somente espécies herbáceas, exceto nos coletores embaixo dos poleiros artificiais, que apresentaram sementes de 5 espécies arbóreas de dispersão zoocórica. Isto sugere, já neste momento, a

utilização dos poleiros por aves dispersoras, como já havia sido descrito por McCLANAHAN & WOLFE (1993) em estudos de regeneração de pastagens. A coleta do mês de dezembro captou sementes somente sob os poleiros, constituindo 7 espécies de arbóreas, 5 espécies de herbáceas e 1 espécie de liana, ressaltando sua importância para a chegada de sementes mesmo quando não ocorre chuva de sementes local. O pico de diversidade e intensidade na chuva de sementes ocorreu em fevereiro (6 meses após a implementação das técnicas de restauração na UD), formando núcleos de contração de sementes sob os poleiros (124 sementes de espécies arbóreas/m²). BECHARA (2003), também constatou uma maior intensidade na chuva de sementes nos meses de fevereiro, março e abril neste ecossistema, o que indica a possibilidade deste aumento da chuva estar associado com a fenologia das plantas locais. Constatou-se que os poleiros foram importantes para a formação núcleos de regeneração que, dentro da concepção da teoria de nucleação de YARRANTON & MORRISON (1974), são extremamente importantes como focos de irradiação de biodiversidade, atraindo consumidores e dispersores secundários para a UD contribuindo, efetivamente para o restabelecimento da diversidade de fauna e da vegetação local. Durante todo o período estudado a chuva sob os poleiros apresentou 15 espécies arbóreas (conjunto de 253,40 sementes/m²), 6 espécies herbáceas (conjunto de 50 sementes/m²) e 1 espécie lianosa (com 4,75 sementes/m²), totalizando 308,15 sementes/m². As espécies dominantes neste ambiente foram: *Ficus* sp., *Pinus* spp., *Alchornea triplinervia* (Spreng.) M. Arg. e *Myrsine coriacea* (Sw.) R. Br. Ex Roem & Schlecht. As coletas em áreas abertas, por sua vez, apresentaram somente 2 espécies arbóreas (compondo 1,5 sementes/m²), 3 espécies herbáceas (conjunto de 10,25 sementes/m²) e 1 espécie lianosa (com 5,25 sementes/m²). A espécie dominante foi *Pinus* spp. que apresenta dispersão anemocórica e caracteriza o processo de reinfestação do local. A baixa intensidade e riqueza da chuva de sementes em áreas abertas devem estar relacionadas com a ausência de atrativos para dispersores (CUBIÑA & AIDE, 2001).

Das sementes viáveis do banco do solo emergidas ao longo do período estudado 29,83% foram espécies arbóreas, 29,20% espécies arbustivas, 40,55% espécies herbáceas e 0,42% de epífitas e lianas. Foi constatado um aumento no número de espécies arbóreas em proporção ao número total de sementes do banco desde o início das avaliações, o que pode significar um maior aporte de propágulos de espécies deste hábito através da chuva de sementes. As técnicas de poleiros artificiais empregadas podem estar oferecendo condições para isto.

3. Conclusões

Este estudo indicou a efetividade dos poleiros artificiais no incremento da chuva de sementes local e, conseqüentemente na composição do banco de sementes do solo. Além disso, ofereceu subsídios básicos para a restauração de áreas degradadas em ecossistemas de restingas ao fornecer dados sobre espécies dominantes na chuva de sementes e hábitos dominantes na chuva e no banco de sementes deste ambiente.

4. Referências Bibliográficas

- BECHARA, F. C. 2003. Restauração Ecológica de Restingas Contaminadas por *Pinus* no Parque Florestal do Rio Vermelho, Florianópolis, SC. **Dissertação apresentada ao programa de pós-graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis - SC.**
- CONNELL, J. H. 1971. **On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and rain forest trees.** in Den Boer, P. J. & Gradwell, G. R. (eds.) Dynamics of populations. Proceedings of the advanced study institute of Dynamics of Numbers in Populations. Oosterbeek: Center for Agricultural Publishing and documentation. Wageningen, pp. 298-310.

- CUBIÑA, A. & AIDE, T. M. 2001. The Effect of Distance from Forest Edge on Seed Rain and Soil Seed Bank in a Tropical Pasture. *Biotropica* 33(2):260-267.
- DALLING, J. W.; SWAINE, M. D. & GARWOOD, N. C. 1998. Dispersal Patterns and seed Bank Dynamics of Pioneer Trees in Moist Tropical Forest. *Ecology* 79(2): 564-578.
- DANIEL, O.; JANKAUSKIS, J. 1989. Avaliação de metodologia para o estudo do estoque de sementes do solo. Série IPEF, Piracicaba, v. 41- 42, p.18-26.
- FENNER, M. 1985. *Seed Ecology*. London. Chapman & Hall. 151 p.
- GARWOOD, N. C. 1989. Tropical Soil Seed Banks: a Review. In: LECK, M.A.; PARKER, T. V.; SIMPSON, R. L. eds *Ecology of Soil Seed Banks*. New York: Academic Press. p. 149-209.
- HALL, J. B. & SWAINE, M. D. 1980. Seed Stocks in Ghanaian Forest Soils. *Biotropica* 12: 256-263.
- HOLL, K. D. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Rest. Ecology* 6, pp. 253-261.
- HOLL, K. D. 1999. Factors limiting rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31. Local indefinido, pp. 229-242.
- JANZEN, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in Tropical Forests. *Amer. Nat.* 104, pp. 501-528.
- MCCLANAHAN, T. R. & WOLFE, R. W. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* 7 (2). Local indefinido, pp. 279-288.
- REIS A.; BECHARA, F. C.; ESPÍNDOLA M. B. de & VIEIRA, N. K. 2003. Restauração de Áreas Degradadas: A Nucleação como Base para os Processos Sucessionais. *Revista Natureza & Conservação*. v. 1, n. 1.
- ROBERTS, H.A. 1981. Seed banks in the soil. *Advances in Applied Biology*, Cambridge, Academic Press, v.6, 55 p.
- YARRANTON, G. A. & MORRISON, R. G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: nucleation. *Journal of Ecology* 62 (2). Local indefinido, pp. 417-428.

Um estudo para subsidiar a conservação da *Sophranitis coccinea* – (lindley, j.) reichenback, (1864) (Orchidaceae)

Martins, L.¹, Martins, M.² & Santos, R. dos³

¹Eng. Agrônoma, Aluna Especial do Curso de Recursos Genéticos Vegetais, CCA/UFSC (e-mail: lltins@netlan.com.br); ² Eng. Agrônoma, Pós-Graduanda em Recursos Genéticos Vegetais, CCA/UFSC (e-mail: maritzamartins@ig.com.br); ³ Graduando em Relações Internacionais, UNIVALI/SC (rafasantos@pop.com.br).

1. Introdução

Botanicamente, as orquídeas pertencem à divisão das MAGNOLIOPHYTAS, à classe das LILIOPSIDAS, e à família da ORCHIDACEAES (CRONQUIST, 1981). A *S. coccinea* é uma orquídea epífita, endêmica a uma estreita faixa do território brasileiro, Suldeste do Brasil (MIRANDA, 2003). Além da beleza singular da *S. coccinea* silvestre, seu maior valor está no seu potencial genético. Esta espécie, através de cruzamentos, confere a seus híbridos a coloração vermelho-intensa das flores e formato floral esteticamente desejado.

Devido ao seu elevado grau de endemismo, a sua restrita dependência das florestas úmidas de altitude e a sua importância econômica ressaltada pela rara coloração vermelha de suas flores, à conservação e, concomitantemente, aos estudos sobre a espécie em seu habitat natural (*in situ*) e em ambientes proporcionados por colecionadores (*ex situ*), são indispensáveis à manutenção da espécie

e das comunidades às quais se relaciona.

A destruição do meio-ambiente, especialmente nas montanhas, o corte de madeiras, a expansão das áreas com cultivos agrícolas, a erradicação da planta com herbicidas aplicados por via aérea e a coleta indiscriminada são as principais causas da ameaça de extinção de muitas espécies, inclusive da *S. coccinea* (CONSTANTINO, 2003).

O entendimento da distribuição natural, abundância, estrutura e dinâmica das populações, e das suas variações na paisagem, torna-se imprescindível para manejarmos uma espécie com sustentabilidade e a própria continuidade desta por gerações futuras. Isto permite estimar os impactos das atividades de extração e coleta, que depende do nosso entendimento das interações entre as populações, espécies nas comunidades e comunidades nos ecossistemas (BAWA & KRUGMAN 1990).

As alterações na distribuição dos indivíduos de uma população podem levar a mudanças na densidade e no comportamento dos polinizadores, com aumento da autofecundação e, conseqüentemente, da endogamia. Este processo pode refletir na redução da diversidade genética das populações de *S. coccinea* (BAWA & KRUGMAN 1990; MURAWSKY, 1995).

O levantamento de informações sobre esta espécie tem como objetivo, fundamentar propostas de conservação e proteção adequadas para a *S. coccinea* e levantar possibilidades de conservação em condições *in situ* nas Unidades de Conservação e *ex situ* em orquidários.

Este estudo surgiu a partir da relevância da espécie *Sophranitis coccinea* – (Lindley J.) Reichenback (1894) (Orquidácea) por apresentar significativa importância ao mercado de plantas ornamentais, ao meio científico e ao meio ambiente.

2. Métodos

O presente estudo baseia-se fundamentalmente numa revisão bibliográfica e foi motivado num seminário realizado em junho de 2003, sobre manutenção de espécies no curso de mestrado em Recursos Genéticos Vegetais (PGRGV), do Centro de Ciências Agrárias, da Universidade Federal de Santa Catarina.

Realizamos um levantamento bibliográfico sobre 'quatro grandes aspectos' para a espécie: 1. Referencial Histórico; 2. Bionomia da espécie (seus aspectos biológicos e suas interações ecológicas); 3. Social (etnologia, potencial econômico e objeto de socialização); 4. Possibilidades de conservação.

O estudo realizou-se no período de 15 de maio a 20 de junho de 2003, sendo consultadas as bibliografias disponíveis no CCA/UFSC, na Empresa de Pesquisa e Extensão Rural de Santa Catarina – Epagri e em acervos pessoais de orquidófilos, filiados à Sociedade de Orquidófilos de Santa Catarina (Florianópolis). Também foram realizadas entrevistas a intelectuais e pesquisas na Internet, sobre alguns aspectos acima mencionados.

O levantamento bibliográfico contemplou os conhecimentos e as informações relacionados à ocorrência da espécie *Sophranitis coccinea* no estado de Santa Catarina.

3. Discussão e Resultados

As orquídeas fascinam o mundo durante séculos. Povos antigos a utilizavam com finalidades medicinais ou como símbolo de virilidade. Entretanto, o interesse europeu para o cultivo das orquídeas promoveu ações destrutivas, desde a metade do século XX (MANARINI, 1994). Naquela época, as orquídeas de melhor qualidade valiam seu peso em ouro. Assim, a destruição sobre as populações de orquídeas nativas foi severa. Para cada planta despachada nos navios, haviam-se destruído mais de dez no campo (CONSTANTINO, 2003). Muitas orquídeas morriam no transporte ou nos viveiros da Europa. As que sobreviveram foram a base para a criação de milhares de cultivares e híbridos que compõem a indústria hortícola da orquidocultura mundial.

A espécie *S. coccinea*, primeiramente identificada como *Cattleya coccinea*, foi identificada por Reichenback, em 1864 (MANARINI, 1994).

Inicialmente as espécies que mais sofreram com a devastação foram as mais atrativas, como as do gênero *Catleya*. Porém esta pressão sobre as espécies silvestres continuou. Atualmente, a demanda é por espécies pequenas de flores atrativas, como as *Sophranitis* (CONSTANTINO, 2003).

Segundo TAYLOR (1985), as orquídeas compreendem uma grande família de plantas floríferas, com cerca de 20.000 espécies silvestres conhecidas. Porém, estima-se um número superior de espécies. Com a hibridação, somam-se mais de 40.000 tipos cultivados e titulados.

Apesar de existir uma estrutura uniforme básica nas orquídeas, existe uma enorme variação quanto à aparência e ao aspecto das mesmas. O labelo e as partes sexuais modificadas são o “segredo do sucesso” reprodutivo das orquídeas e estas diferenças tornam-nas singulares (TAYLOR, 1985).

O maior interesse dos pesquisadores pela família Orchidaceae, está na simbiose com outras plantas e nas interações com seus polinizadores e dispersores, especialmente com os insetos, que se constituem numa coevolução intrínseca (CONSTANTINO, 2003).

S. coccinea é uma orquídea pequena cujas flores apresentam dimensões de 4x4cm e com coloração vermelho-intensa. A altura é, em média de 12cm e sua haste floral a 5cm. Florescem desde o outono até o início da primavera, preferindo temperaturas amenas para completar o ciclo reprodutivo. As flores permanecem túrgidas durante 15 dias em seu habitat natural (DENITIRO, 2002). Para atrair pássaros, como os beija-flores, as flores quase sempre são vermelhas e não exalam perfumes, pois os pássaros geralmente não possuem um bom sentido do olfato. Possivelmente são os pássaros os polinizadores efetivos de *S. coccinea* e a cor vermelha o artifício da reprodução utilizado por esta espécie. No entanto, prevalece a falta de dados científicos na literatura sobre a interação da *S. coccinea* e seu habitat natural.

S. coccinea é uma orquídea epífita, endêmica a uma estreita faixa do território brasileiro, limitando-se às regiões úmidas e de altitude compreendidas desde o norte do Estado do Rio Grande do Sul ao sul do Espírito Santo (MIRANDA, 2003). Esta orquídea afixa-se em árvores (forófitos), nas matas que fazem a transição entre as Florestas Ombrófila Mista (floresta com araucárias) e a Floresta Ombrófila Densa (floresta atlântica). Esta espécie se estabelece em altitudes que variam entre 700 a 1800 metros acima de nível do mar.

Existe, ainda, a *S. coccinea* var. *lobbi* planta rara cujas flores possuem coloração amarela. Para esta variedade foram realizadas reproduções artificiais, que segundo MANARINI (1994), resultaram em pouco sucesso reprodutivo.

Desde o primeiro híbrido, em 1886, a *S. coccinea* tem sido usada em mais de 265 cruzamentos exitosos. No período de 1886 a 1936, foram descritos e catalogados 7 destes cruzamentos, entretanto mais de 200 híbridos foram registrados após o ano de 1960, incluindo os importantes híbridos como *Sophracatleya* Beaufort (*Catleya luteola* “South River” x *S. coccinea*), *Sophrrolaelia Gratixia* (*S. coccinea* x *Laelia tenebrosa*), Potinara (*Brassavola* x *Catleya* x *Laelia* x *Sophranitis*), *Sophracatleya* Boltonii (*Catleya percivaliana* x *S. coccinea*) (MIDGETT, R. J. 2003).

Em seu ecossistema natural, inúmeros espécimes eram encontrados em um único forófito. Entretanto, estes foram colhidos aos milhares, em sacos de anagem, para comercialização nos grandes centros urbanos. MANARINI (1994), em uma visita a Serra dos Órgãos no Estado do Rio de Janeiro, nos meses de junho e julho, chegou a contar mais de 40 plantas numa única árvore.

Assim como o projeto público de viveiros para o Estado de São Paulo, outras iniciativas para a continuidade da conservação de espécies são necessárias. Este projeto foi iniciado na década de 20 e deve figurar entre os projetos pioneiros de preservação no país.

Para conservação *in situ*, destacam-se as Unidades de Conservação no Parque Nacional de Aparados da Serra e no Parque Naci-

onal de São Joaquim, em Santa Catarina. Para a conservação *ex situ* existe viabilidade de conservar a espécie junto aos orquidófilos listados nas Organizações Catarinenses de Orquidófilos. Foram constatados, aproximadamente 820 orquidófilos em Santa Catarina.

4. Conclusões:

A espécie *S. coccinea* sofreu intensa exploração, destruição de habitat e suas populações estão reduzidas.

É uma espécie importante na obtenção de novos cruzamentos.

A espécie apresenta características comerciais notáveis como, aceitação de cruzamentos, apresenta flor de vistosa coloração vermelho-intensa, estético formato floral, resistência ao frio e expressa suas características para as progênes.

Os parques de Aparados da Serra e São Joaquim devem ser os locais prioritários para conservação *in situ* para as populações de *S. coccinea* em Santa Catarina, sul do Brasil. Para a conservação *ex situ* o ambiente proporcionado pelos cultivos nos orquidários apresentam viabilidade.

Os levantamentos gerais sugerem que para se obter uma conservação e uma preservação da espécie, visto que sua ocorrência é endêmica e (se apresenta) fragmentada, e além dessa sua extração foi marcada por ações destrutivas, torna-se imprescindível, discutir e implementar formas adequadas conservação.

5. Referências Bibliográficas

BAWA, K. S. & KRUGMAN, S. L. 1990. Reproductive biology and genetics of tropical trees in relation to conservation and management. In: GOMES-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. Rain forest regeneration and management. Paris: UNESCO-CNPF. 640p.

CONSTANTINO, E.; 2003. Las Orquídeas Andinas. Disponível no site: www.mirandaorchids.com/speciesofthemoth5coccineaVGA.htm

CRÖNQUIST, A. An integrated system of classification of flowering plants. New York: Columbia University Press, 1981, 519 p.

DENITIRO, W. 2002 Orquídeas: manual de cultivo: 506 fatos de espécies. São Paulo: AOSP – Associação Orquidófila de São Paulo.

MANARINI, A. 1994. Orquídeas brasileiras. 1º ed. São Paulo: Rede das Artes. 96p

MIRANDA, 2003. www.mirandaorchids.com/speciesofthemoth5coccineaVGA.htm

MURAWSKY, D. A.; 1995. Reproductive biology and genetics of tropical trees from canopy perspective. In: LOWMAN, M. D.; NADKARNI, N. M. ed. Forest canopies. New York: Academic Press. P.457-493.

TAYLOR, P.; 1985. Fantástico Universo Orquídeas. Ed. Siciliano. 2º edição São Paulo.

Interações entre *apis melifera* e as cochonilhas *tachardiella* sp. (homoptera: lacifferidae) em bracinga (*mimosa scabrella* bentham - mimosaceae) em bom retiro, planalto catarinense.

Martins M.^a; Orth, A. I.^b & Nardi, C.^c

^aAgrônoma, Pós-Graduanda em Recursos Genéticos Vegetais, CCA/UFSC (e-mail: maritzamartins@ig.com.br); ^bProfessor, Ph.D. do Departamento de Fitotecnia, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Rodovia Admar Gonzaga, 1346, cx. postal 476, Itacorubi, Florianópolis, SC, CEP 88040-900 (e-mail: aorth@mbox1.ufsc.br); ^cGraduanda em Agronomia (e-mail: nardicris@hotmail.com).

1. Introdução

O conhecimento da ecologia dos insetos, seus aspectos biológicos, etológicos e a relação inseto-planta, são fundamentais para se obter um sucesso tanto no controle de insetos nocivos quanto para otimizar as vantagens dos insetos benéficos e suas

interações. Cada vez mais se torna evidente que são necessários estudos mais amplos, que privilegiem a verdadeira dimensão ecológica das interações nos ecossistemas em qualquer área.

A bracatinga é uma espécie arbórea chave nas áreas de domínio da Floresta Ombrófila Mista do Sul do Brasil. Ocorre de uma forma mais expressiva e contínua entre as latitudes 23°50' e 29°40'S e longitude de 48°50'W até 53°50'W, atingindo principalmente a região do planalto de Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná. Em Santa Catarina, a bracatinga ocorre preferencialmente em altitudes entre 500 e 1.500m. Esta espécie vegetal, além de ser de rápido crescimento, ajuda a enriquecer o solo pela fixação de nitrogênio e abundante produção de matéria orgânica e tem sido muito utilizada para fins energéticos e como espécie madeirável.

A bracatinga floresce abundantemente no início da primavera e suas floradas são fundamentais para o desenvolvimento inicial das colméias de abelhas a serem utilizadas para a polinização dos pomares de macieira. Além, dos recursos tróficos florais, os troncos e galhos desta espécie, em algumas regiões estão associados a cochonilhas. Na região do Planalto Catarinense, verifica-se uma abundante ocorrência de bracatinga (*Mimosa scabrella*) associadas a cochonilhas secretoras de melato. Estas cochonilhas pertencem ao gênero *Tachardiella* da família Lacifferidae, incluída na ordem Homoptera. Estes insetos liberam secreções açucaradas, as quais são coletadas por *Apis mellifera* L. que produzem o mel de melato. No ano de 2002 o mel de melato foi comercializado pelos apicultores por preços superiores aos méis florais de boa qualidade. Este Mel apresenta teor de nitrogênio superior ao encontrado no mel de origem floral e teores de açúcares em torno de 90 a 95% dos sólidos totais.

A espécie em questão é uma cochonilha que apresenta uma reprodução sexuada e é ovípara. Os ovos são geralmente depositados de baixo do corpo e da carapaça da fêmea, dentro de um ovissaco de cera. Após a eclosão dos ovos, as ninfas de primeiro estágio são móveis com patas funcionais, porém, ninfas de estágios mais avançados e as fêmeas adultas são sedentárias, possuindo carapaças que são fixas sobre o caule das plantas hospedeiras, suas patas ficam reduzidas, e seus longos estiletos são inseridos até os vasos de floema da planta hospedeira. A fêmea adulta não possui asas e é protegida por rígida carapaça de cera enegrecida, devido a presença de fumagina (BEARDSLEY, 1966).

No presente trabalho estudou-se a relação de *Apis mellifera* com as secreções de melato e estas com o estágio de vida das cochonilhas presentes sobre os troncos da bracatinga.

2. Métodos

O estudo foi desenvolvido em um bracatingal de um hectare em uma área sob o domínio da Floresta Ombrófila Mista, no distrito de Caneleira, município de Bom Retiro, Estado de Santa Catarina em uma fazenda orgânica de 49 hectares, constituída de 5ha de pomares certificados pelo Instituto Biodinâmico de Desenvolvimento Rural, sendo o resto da propriedade composta de campos e manchas de floresta. O bracatingal é constituído por indivíduos adultos e jovens em diferentes estágios de desenvolvimento e estão associados a outras espécies nativas da região como o pinheiro brasileiro (*Araucaria angustifolia*). As plantas adultas de *M. scabrella*, apresentam no caule, resquícios de atividade de cochonilhas, devido à intensa presença de fumagina. A área em estudo está a 864m de altitude. Dentro do bracatingal existe um apiário fixo implantado, contendo 12 colméias de *Apis mellifera* padrão Langstrong. O clima da região é o do tipo Cfb.

Os estudos relacionados à abundância de *Apis mellifera* sobre as secreções e as análises qualitativas e quantitativas da produção de melato, foram realizados de fevereiro a abril de 2002, período este de maior secreção de melato. A abundância de abelhas campeiras sobre as secreções foi avaliada em uma face do tronco das árvores numa faixa de 50cm de altura em duas exposições, leste e oeste. Esta contagem foi realizada inicialmente (tempo zero) e depois por

um período de 3 minutos em diferentes árvores e foi realizada nos períodos matutino e vespertino. Também, analisou-se quantitativa e qualitativamente a produção de secreções de melato por essas cochonilhas. As gotas de secreção de melato acumulam-se no ápice dos filamentos cerosos brancos que são emitidos pelas cochonilhas e podem variar desde alguns milímetros até mais de cinco centímetros de comprimento. O volume de melato secretado pelas cochonilhas foi avaliado com tubos microcapilares com capacidade de 5ml de solução e o teor de açúcar foi determinado com o auxílio de um refratômetro portátil da marca Bellingham & Stanley com escalas de 0 a 50% de graus Brix.

A avaliação dos estádios de vida das cochonilhas foi realizada através de observações naturalísticas e coleta de amostras que foram mantidas em álcool 70° para posterior análise em Microscópio Esterioscópico. Esta pesquisa foi desenvolvida durante os meses de fevereiro de 2002 e junho de 2003.

3. Discussão e Resultados

A análise das amostragens de cochonilhas evidenciou que de fevereiro a julho de 2002 as cochonilhas se encontravam em estágio avançado de ninfa (provavelmente no último estágio ninfal) e ativas, ou, seja, secretando muito melato. Já nos meses de agosto e setembro de 2002 foi observada a presença de indivíduos adultos e machos que eram móveis e concomitantemente, ocorreu uma queda na produção de melato. No mês de outubro já não se encontravam mais machos móveis e as cochonilhas sob as carapaças se encontravam muito inchadas (provavelmente já fecundadas) e a partir de novembro do mesmo ano até janeiro de 2003 observou-se que debaixo das carapaças destas fêmeas adultas já mortas, haviam muitos ovos, entretanto, alguns indivíduos ainda continuavam vivos e secretando melato. Devido à frequência de nossas coletas, não conseguimos observar ninfas móveis (ninfas do primeiro instar), mas já a partir de janeiro de 2003, se podiam observar ninfas já afixadas nos troncos e ramos da bracatinga, as quais ainda não apresentavam carapaça e os fios cerosos eram bem menores que os anteriormente observados (0,5 à 1,0cm) e secretavam uma quantidade ínfima de melato a qual não conseguimos mensurar, devido ao baixo volume e à alta viscosidade deste. Deduzimos que a fase móvel (fase da dispersão dos indivíduos) da cochonilha deve ter ocorrido entre a segunda quinzena de dezembro e a primeira quinzena de janeiro.

A disponibilidade instantânea de melato ("nectar standing crop") foi de 1,38ml no período matutino e de 0,90ml no período vespertino. Este volume de secreção foi significativamente maior no período da manhã, talvez em parte pelo acúmulo de secreção de melato no período noturno. Observamos também uma diferença entre os volumes de melato secretados por cochonilhas, associadas a diferentes árvores (P<0,05). A concentração de açúcares no melato foi menor no período matutino (29,6%) do que no período da tarde (45,61%). A concentração maior de açúcares no período vespertino se deve, possivelmente, ao fato de as gotas do melato secretado sofrerem a ação rápida da evaporação por ficarem expostas ao ambiente e pela elevação da temperatura esta evaporação ocorre mais rapidamente no período da tarde. O volume de melato secretado por cochonilha em um intervalo de 10 minutos, foi de 0,37ml e aparentemente se manteve constante durante as 24 horas do dia. Pelos resultados conclui-se, que, a secreção diária de melato é de 53,2ml/dia/cochonilha e a disponibilidade instantânea de melato é elevada (1,14ml) e apresenta altos teores de açúcares no melato (37,6%), se comparado com valores observados em néctar floral.

Nas amostragens de abelhas campeiras em um intervalo de três minutos, foram contadas 4,9(+/-3,2) abelhas, sendo que a densidade de abelhas variou de uma média de 1,5 abelhas para 9,8 abelhas por amostragem. A maior atividade de abelhas se concentrou no período vespertino, se comparado ao período matutino (P<0,05). Houve uma correlação positiva (r=0,84) entre o número de abelhas visitando os troncos da bracatinga e a temperatura ambiente e

entre as abelhas e a concentração de açúcar no melato ($r=0,54$). Já em relação à disponibilidade instantânea de melato (equivalente a "nectar standing crop") ($r=-0,55$), a correlação foi negativa com a atividade das abelhas. Já a partir do final do mês de abril, apesar da elevada produção de secreção pelas coconilhas, ocorreu uma diminuição acentuada da atividade de abelhas, possivelmente associado a uma redução da população de abelhas nas colméias. As abelhas forragearam intensamente nas gotas de melato, desde o amanhecer até o anoitecer. As forrageadoras coletaram as gotas de melato presas nos filamentos cerosos ligados ao abdômen das coconilhas tanto em pleno vôo, pairando no ar, como caminhando ao longo do tronco, por entre as coconilhas. Havia muitas gotas cristalizadas nos troncos, que, possivelmente, se formavam a partir de secreções noturnas e que eram rejeitadas pelas abelhas campeiras. Outros Apoidea como *Bombus*, *Melipona*, *Trigona* e *Plebeia* também foram observados coletando as secreções das coconilhas conforme documentado em Orth & Martins (no prelo).

4. Conclusões

Conclui-se que as épocas em que ocorrem as maiores secreções de melato são nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril e maio em ciclos bianuais. Portanto, nestes meses devem-se migrar as colméias para as regiões de ocorrência da bracatinga que apresentem a associação com a coconilha *Tachardiella* sp. para assim se aproveitar todo este novo potencial apícola. Durante o inverno, apesar da baixa frequência de abelhas campeiras sobre as secreções de melato, este recurso, sem dúvida nenhuma, se constitui numa importante fonte de alimento de subsistência para as colméias.

Considerando a vasta distribuição da bracatinga no Planalto do Sul do Brasil, a rusticidade desta planta para se estabelecer principalmente em áreas cuja vegetação nativa tenha sido devastada, o grande potencial de produção de mel de melato nestas florestas e a boa perspectiva de um mercado externo que é altamente remunerador, a caracterização da produção do melato e do mel de melato se torna muito relevante, pois além de impulsionar o desenvolvimento econômico da região, pode contribuir para a exploração sustentável da Floresta Ombrófila Mista do Planalto Sul Brasileiro.

Além disto é uma espécie com alta interação biológica e ecológica que deve ser recomendada para a conservação de solos e na recuperação e reabilitação de solos degradados, além de ser uma excelente fixadora de nitrogênio em terrenos profundamente alterados, em regiões frias, com efeitos comprovadamente benéficos sobre o solo, já que através da deposição de biomassa fertiliza o solo (CARVALHO, 1994).

A bracatinga também tem uma importância estratégica para fortalecer as colméias utilizadas em pomares de ameixeira, pereira e macieira para realizar a polinização (ORTH & SCHNEIDER, 1997). Pois além deste alimento de melato obtido ao longo do seu tronco, esta planta floresce no início da primavera, suprimindo as colméias com néctar e pólen, importantes fontes alimentares para o desenvolvimento adequado da prole.

5. Referências Bibliográficas

- BEARDSLEY, J. W. Homoptera: Coccoidea. Insects Micronesia. 1966. 6 (7): 377-562.
- CARVALHO, P. E. R. Espécies Florestais Brasileiras: Recomendações Silviculturas, Potencialidades e Uso da Madeira. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Florestas. Colombo: EMBRAPA – CNPF. 1994: 337-343.
- ORTH, A. I. & MARTINS, M.. Diversidade e abundância de insetos sobre as secreções de *Tachardiella* sp. (HOMOPTERA: LACIFFERIDAE) em troncos de bracatinga (*Mimosa scabrella* BENTHAM - MIMOSACEAE) no Planalto de Santa Catarina, Brasil. *Ir. Anais do Congresso de Ecologia do Brasil*, 6. 2003, Fortaleza, CE.
- ORTH, A. I. & SCHNEIDER, L. Plantas apícolas e sua relação

com a polinização. *Ir. Congresso Catarinense de Apicultores*, 2. 1997, Mafra (SC). Anais. Florianópolis, FAASC, (Financiamento: Cnpq/Proc.471016/2001-2)

Produção de serapilheira em bosque de mangue da Ilha Barnabé, Baixada Santista – SP, Brasil.

Menghini, R. P.*; Almeida, R. de; Coelho-Jr, C.; Rovai, A. S.; Schaeffer-Novelli, Y.

Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.

BIOMA - (menghini@usp.br)*.

1. Introdução:

A estrutura e a produtividade dos bosques de mangue são afetados por um grande número de fatores, incluindo hidrologia, disponibilidade de nutrientes, salinidade e tipo de sedimento (Lugo *et al.*, 1988), sendo que a produção tem significado crucial no papel ecológico por ele desempenhado nos ecossistemas estuarinos tropicais (Lugo & Snedaker, 1974).

No ecossistema manguezal, a serapilheira é uma das principais fontes de nutrientes e de detritos orgânicos para as costas tropicais, sendo disponibilizada aos consumidores, principalmente por meio da cadeia de detritos, contribuindo para a fertilidade das águas estuarinas e costeiras (Pool *et al.*, 1975; Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983).

Há um limiar em que o ecossistema pode adaptar-se naturalmente sobre a ação de tensores naturais, entretanto, tensores induzidos pelo homem tendem a ser não seletivos, aleatórios e de grande intensidade, com periodicidade diferente daquelas dos eventos naturais (Lugo & Snedaker, *op cit.*).

Em 3 de setembro de 1998, o bosque de mangue estudado foi severamente impactado por vazamento de produto químico (diciclopentadieno - DCPD), seguido de incêndio, segundo parecer técnico.

O presente estudo tem por objetivo investigar os efeitos de tensores antrópicos sobre a produção de serapilheira em bosque de mangue, a fim de contribuir para o entendimento dos limites de intervenção humana neste ecossistema.

2. Material e Métodos:

A Baixada Santista localiza-se no litoral central do Estado de São Paulo, sob as coordenadas 24°50'S, 46°45'W e 23°45'S, 45°50'W, encontrando-se numa região de clima quente e úmido, registrando temperatura máxima absoluta de 39°C e mínimas absoluta de 10°C, com média anual de 22°C. Trata-se de região chuvosa, sem períodos secos definidos, apresentando médias anuais entre 2000 e 2500 mm. (Santos, 1965; Schaeffer-Novelli, 1986). As marés são semi-diurnas, com alturas máximas de 1,6 m acima do nível médio que é de 0,77 m (DHN, 1984).

A região é intensamente ocupada por processos industriais, urbanos e por atividades portuárias, submetendo-se desta forma a distintas fontes de poluentes, que alteram seriamente a qualidade ambiental da região. A Ilha Barnabé concentra o maior volume de produtos químicos do País, onde estão depositados mais de 170 milhões de litros. Menghini *et al.* (2003) caracterizaram a estrutura do bosque remanescente ao impacto, com finalidade de identificar as alterações ocorridas, registrando altas porcentagens de troncos mortos variando de 24,4 a 67,3%, área basal morta de 28,5 a 61,3%, além de áreas internas do bosque em processo de regeneração.

No intuito de monitorar o impacto na produção do bosque, foram dispostas 9 cestas coletoras, onde a distribuição espacial das cestas relaciona-se às características fisiográficas do bosque de mangue. Devido cuidado foi tomado durante a instalação das cestas coletoras para que não ficassem expostas à ação das premares. As cestas possuem estrutura em PVC (0,25 m² de área) e tela de náilon com 2x2 mm de malha (Schaeffer-Novelli & Cintrón, 1986).

Cada cesta teve o material recolhido mensalmente entre agosto de 2002 à julho de 2003, transportado em sacos de papel até o

laboratório onde as frações folhas, flores e propágulos (frutos) são separados por espécie, além de madeiras, estípulas e detritos não identificáveis. Posteriormente todo material é seco em estufa de circulação forçada QUÍMIS (Mod. Q-314D) à 70°C, até atingir peso constante e pesado em balança digital QUÍMIS (Mod. BG 400, precisão 0,001 g).

3. Resultados:

A produção média de serapilheira do bosque da Ilha Barnabé é de 2,62 g/m²/dia, o maior valor foi registrado em março (7,36 g/m²/dia) e o menor foi registrado no mês de outubro (0,62 g/m²/dia). Estando composta pelas frações propágulos (45%), seguida das frações folhas (41%) e madeiras (10%). As demais frações contribuíram com (4%).

Material foliar apresentou média de 1,07 g/m²/dia, com maior queda no mês de dezembro (2,41 g/m²/dia). *Laguncularia racemosa* apresentou picos de produção nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro, além de ser o principal constituinte da fração folhas na maioria dos meses. *Rhizophora mangle* foi mais representativa nos meses de fevereiro, março e abril. *Avicennia schaueriana* não apresentou estacionalidade marcada. Foram observadas deformações em folhas de *A. schaueriana* e *L. racemosa*.

A fração madeira apresentou picos sem nítido padrão sazonal. Registrou-se para o mês de junho a maior contribuição, com 43% da produção mensal (0,92 g/m²/dia).

Picos de queda da fração flores foram observados entre os meses de dezembro e fevereiro, com os maiores valores no mês de janeiro, onde as flores de *L. racemosa* tiveram grande contribuição, representando 11% da produção mensal (0,28 g/m²/dia).

Março foi o mês com maior contribuição de propágulos, representando 76% (5,54 g/m²/dia) da produção mensal, sendo 40% da espécie *R. mangle* (2,87 g/m²/dia), 25% de *L. racemosa* (1,85 g/m²/dia) e 11% de *A. schaueriana* (0,81 g/m²/dia). Cabe ressaltar a presença de abortos de propágulos deformados de *R. mangle*, principalmente nos meses de novembro e dezembro.

4. Discussão:

A produção de serapilheira da Ilha Barnabé mostrou marcada estacionalidade nas frações folhas, flores e frutos, ocorrendo os maiores valores nos meses de verão. Gill & Tomlinson (1971) observaram picos de queda de folhas durante os meses de verão, quando a temperatura do ar e a luz incidente apresentavam maiores valores. A dominância de folhas de *L. racemosa*, com pouca contribuição das demais espécies, refletem os dados da estrutura do bosque, onde esta espécie é dominante, tanto em área basal, como em número de troncos vivos (Menghini *et al.*, 2003).

A presença de deformações em folhas de *L. racemosa* e *A. schaueriana* pode ser um indicativo de tensores que estejam atuando na região e/ou devido aos efeitos crônicos referentes ao vazamento de dicloropentadieno (DCPD) ocorrido em 1998 na região, onde algum produto químico pode ter contaminado o sedimento, persistindo até os dias atuais, provocando tais deformações. Dados da CETESB (2001) apontam a contaminação do sedimento do estuário de Santos por diversas substâncias, podendo destacar: metais pesados, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos e Alfa, Beta e Gama – BHC. Em Bertioga (Baixada Santista), Ponte *et al.*, (1987 e 1990) e Rodrigues *et al.*, (1989) também encontraram folhas de *A. schaueriana* e *L. racemosa* com deformações, após derramamento de óleo na região.

Cabe ressaltar a baixa contribuição de folhas (41%), quando em condições normais, a queda de folhas é estacional e representa de 70 a 80% dos componentes da serapilheira (Cintrón & Schaeffer-Novelli, 1983).

Tais deformações nas folhas podem afetar a capacidade fotossintética das plantas, que juntamente com a baixa contribuição das mesmas, diminuem o índice de área foliar (IAF), configurando-se num dreno de energia ao seu metabolismo. Lugo *et al.* (1981) concluíram que a condição das folhas é um ótimo indicador

de “stress” nas árvores de mangue, pois as folhas são “locus” de captura de energia do sistema, e a manutenção de um ótimo índice de área foliar é provavelmente determinado pela habilidade das árvores para concentrar e transportar nutrientes e água doce para as folhas. Segundo Clough (1992), o índice de área foliar exerce grande influência na produção primária e no crescimento das plantas de mangue.

A contribuição de madeira está relacionada a episódios esporádicos, onde a grande quantidade de troncos mortos atuam como fonte de galhos e ramos mortos durante eventos de frentes frias ou tempestades. A maior queda de flores entre dezembro e fevereiro pode estar indicando o período de floração das espécies.

Para *R. mangle*, os meses de maior queda de propágulos (dezembro, janeiro e fevereiro) coincidem com os meses de maior queda de folhas. Gill & Tomlinson (1971) concluíram que substâncias responsáveis pela queda dos propágulos são transportados para os ramos, podendo causar a queda de folhas nos mesmos.

A grande contribuição de flores e propágulos (45%) na produção de serapilheira, pode estar evidenciando uma resposta de “stress” da vegetação, onde a maior parte da energia disponível é revertida para fins reprodutivos, visto a grande quantidade de tensores que atuam na região. A presença de frutos de *R. mangle* e abortados pode ser outro indicio de tensores atuando na região.

5. Referências Bibliográficas:

- CETESB. 2001. Sistema estuarino de Santos e São Vicente. Relatório Técnico. Procop: Programa de Controle de Poluição. (CD-ROM).
- CINTRÓN, G. & SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 1983. Mangrove forests: Ecology and response to natural and man induced stressors. In: Ogden, J.C. & Gladfelter, E.H. (Eds.) Coral reefs, seagrass beds and mangroves: Their interaction in the coastal zones of the Caribbean. Unesco Reports in Marine Science, n.23, appendix 1, p.87-110.
- CLOUGH, B. F. 1992. Primary Production and Growth of Mangrove Forests. In: Tropical Mangrove Ecosystems. A. I. Robertson & D. M. Alongi (eds.). Coastal and Estuarine Studies. American Geophysical Union, Washington, D. C., 329p.
- DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO. 1984. Tábuas de marés. Ministério da Marinha.
- GILL, A.M. & TOMLINSON, P.B. 1971. Studies on the growth of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). 3. Phenology of the shoot. Biotropica 3:109-124.
- LUGO, A. E. & SNEDAKER, S.C. 1974. The ecology of mangroves. Annual Review of Ecology and Systematics, (5): 39-64.
- LUGO, A. E.; CINTRÓN, G. & GOENAGA, C. 1981. Mangrove ecosystem under stress. Pp. 129-153. In: G. W. Barret & R. Rosemberg (eds.). Stress Effects on Natural Ecosystems. Jonh Wiley & Sons Ltd.
- LUGO, A. E.; BROWN, S. & BRINSON, M. 1988. Forested wetlands in freshwater and salt-water environments. Limnol. Oceanogr. Vol. 3(4): 894-909.
- MENGHINI, R. P.; COELHO-JR, C.; ROVAI, A. S. & SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 2003. Caracterização estrutural de bosque de mangue impactado localizado na Ilha Barnabé, Baixada Santista, Sp, Brasil. Conference Mangrove 2003: connecting reserarch and participative management of estuaries and mangroves”, Salvador, Bahia, Brasil.
- PONTE, A. C. E.; FONSECA, I. A. Z. & CLARO, S. M. C. A. 1987. Impacto causado por petróleo no manguezal do Canal de Bertioga - Estrutura de vegetação. In: Simpósio Sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira. Síntese dos Conhecimentos, Cananéia, São Paulo: ACIESP, v.2, p.138-47.
- PONTE, A. C. E.; FONSECA, I. A. Z. & CLARO, S. M. C. A. 1990. Produção de serapilheira em bosque impactado por petróleo. In: Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira.

Estrutura, função e manejo, Águas de Lindóia, São Paulo: ACIESP, v.2, p.241-253.

POOL, D.J., LUGO, A.E. & SNEDAKER, S.C. 1975. Litter production in mangrove forests of Southern Florida and Puerto Rico. In: Walsh, G., S.C. Snedaker & H. Teas (Eds) Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of mangroves, Gainesville, 1975. Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida, v.1, p. 213-237.

RODRIGUES, F. de C.; MOURA, D. O. de & LAMPARELLI, C. C. 1989. Efeito do óleo nas folhas de mangue. Revista Ambiente (CETESB). Vol. 3 (1): 36-45.

SANTOS, E. 1965. Características climáticas. Baixada Santista: aspectos geográficos. In: Departamento de Geografia da Faculdade de Filosofia e Letras da Universidade de São Paulo. V. 1.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. 1986. Rompimento de oleoduto. Avaliação de impacto ambiental no Canal da Bertiooga – SP. Perícia de Juízo. Ministério Público do Estado de São Paulo.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. & CINTRÓN, G. 1986. Guia para o estudo de áreas de manguezal, estrutura, função e flora. Caribbean Ecological Research, 1986. São Paulo, 150 p. + 3 apêndices.

Produção de serapilheira e espécies pioneiras em um gradiente florestal na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia – MG

Meyr Pereira Cruz^a, Fernando Pedron^b & Heraldo Luís de Vasconcelos

^aGraduada em Ciências Biológicas – UFU

(meyrcruz@yahoo.com.br) ^bInstituto de Ciências e Letras – UFMT
^cInstituto de Biologia – UFU

1. Introdução

Os ecossistemas dependem de sua capacidade para acumular e circular os nutrientes que existem entre compartimentos internos e de um ecossistema para outro para sua manutenção (Leitão-Filho *et al.*, 1993). Esse fato é de importância fundamental nas regiões tropicais onde, muitas vezes, os solos são pobres em nutrientes e a biomassa vegetal representa a principal reserva de nutrientes. Sendo assim, para compreender o processo de ciclagem de nutrientes é necessário conhecer a biomassa do ecossistema por unidade de área (Montagnini & Jordan, 2002). A serapilheira é constituída pelo material precipitado ao solo pela biota, o qual inclui principalmente folhas, ramos, frutos, raízes, galhos, flores e resíduos animais (Dias & Oliveira Filho, 1997). Alguns estudos relatam diversas funções para o folhedo, entre eles a proteção do solo, atenuando a erosão pelas chuvas (Delitti, 1989) e a proteção mecânica sobre as sementes, criando também boas condições de umidade e temperatura em microsítios para a germinação (Cintra, 1997). Schlittler *et al.* (1993) e outros autores encontraram uma correspondência entre a produção de serapilheira e o grau de perturbação das florestas, representado pela dominância de espécies pioneiras. Estudou-se a produção de serapilheira em um gradiente florestal composto por três fitofisionomias: mata de galeria, mata mesófila semidecídua e cerradão, na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia – MG. Os objetivos deste estudo foram determinar a produção de serapilheira (total e frações) e relacioná-la à densidade absoluta e densidade relativa de espécies pioneiras durante um período de 8 meses.

2. Material e métodos

Foram utilizados 40 coletores de madeira de 1m², forrados com tela sombrite, colocados a 10 cm do solo. As caixas coletoras foram distribuídas em 40 parcelas (10 m² cada) ao longo de oito transectos (que passam pelas três formações vegetais), numa área de 2,11 ha. As coletas foram realizadas mensalmente no período de outubro de 2002 a maio de 2003. A serapilheira foi acondicionada em sacos numerados e conduzida ao laboratório onde, o material

recolhido foi triado nas frações: folhas, ramos (= 2 cm), frutos (incluindo sementes), flores e restos não-identificados (restos de insetos, fragmentos vegetais, fezes, etc.). As frações foram submetidas à secagem a 80°C por 48 horas e pesadas. Com os dados obtidos, foram calculados média e desvio-padrão da serapilheira total e frações, em kg/ha; as médias e desvio-padrão da densidade absoluta e relativa de pioneiras para as três fitofisionomias, correlacionando-as com a produção média de cada formação vegetal. A listagem de espécies presentes na área de estudo (96 espécies no total) foi obtida a partir do trabalho de Schiavini (dados não publicados). Determinou-se quais destas espécies são pioneiras, comparando a listagem referida à literatura (Gandolfi, 1995; Lorenzi, 1998; Pereira, 1997).

3. Resultados e Discussão

A quantidade total de serapilheira produzida durante o período foi de 3038,8 kg/ha ($X = 75,97 \pm 18,63$ Kg/ha), apresentando a seguinte composição: 58,23% de folhas, 30,94% de ramos, 4,59% de frutos, 2,72% de flores e 3,52% de restos. A grande proporção de ramos entre o material coletado deve-se aos ventos fortes (outubro a dezembro) e à ação mecânica das chuvas (de novembro a março). A maior produção do folhedo ocorreu no mês de outubro (651,1 kg/ha). Estes resultados corroboram os dados da literatura (Schlittler *et al.*, 1993; Martins & Rodrigues, 1999) que registram uma maior produção de serapilheira no final da estação seca e início da estação chuvosa.

Os valores médios de produção de serapilheira nas três fitofisionomias foram: $X = 83,3 \pm 14,4$ kg/ha; $X = 75,4 \pm 18,4$ kg/ha e $X = 69,9 \pm 22,1$ kg/ha para a mata de galeria, mata mesófila semidecídua e cerradão, respectivamente. Não houve correlação significativa entre a produção de serapilheira e a densidade absoluta ($r = 0,074$; $p = 0,651$) e densidade relativa de espécies pioneiras ($r = 0,01$; $p = 0,952$). Isto pode ser explicado pelo fato de nenhuma parcela estar localizada em área perturbada. O baixo valor do desvio-padrão ($X = 6,85 \pm 3,95$ indivíduos e $X = 0,37 \pm 0,2$) para estes dois parâmetros indica que há uma certa homogeneidade no que diz respeito à sucessão dentro do gradiente estudado, e por isso a produção de serapilheira não foi afetada. Herbohn & Congdon (1993) e Werneck *et al.* (2001), comparando a produção de serapilheira entre áreas perturbadas e não-perturbadas, também não encontraram diferença significativa na produção de folhedo entre estas áreas, embora outros estudos indiquem o contrário (Leitão-Filho, 1993; König *et al.*, 2002; Martins & Rodrigues, 1999).

4. Conclusões

A produção de serapilheira no gradiente florestal da EEP é determinada pela sazonalidade, com maior produção no final da estação seca e início da chuvosa. Não houve diferença significativa entre a produção de folhedo nas três formações vegetais.

A ausência de correlação entre a produção de folhedo e a densidade absoluta e relativa de espécies pioneiras, é devida ao fato de que nenhuma parcela amostrada está localizada em local perturbado.

5. Referências Bibliográficas

- Cintra, R. (1997). Leaf litter effects on seed and seedling predation of the palm *Astrocaryum murumuru* and the legume tree *Dipteryx micrantha* in Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 13: 709-725.
- Delitti, W.B.C. (1989). Ciclagem de nutrientes minerais em matas ciliares. In: *Simpósio sobre Mata Ciliar* (L. M. Barbosa, coord.). Fundação Cargill, Campinas, p.88-98.
- Dias, H.C.T. & Oliveira Filho, A.T. (1997). Variação temporal e espacial da produção de serapilheira em uma área de floresta estacional semidecídua montana em Lavras-MG. *Revista Árvore* 21: 11-26.
- Gandolfi, S.; Leitão-Filho, H.F. & Bezerra, C.L. (1995). Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de

Garulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia* 55(4): 753-767.

Herbohn, J.L. & Congdon, R.A. (1993). Ecosystem dynamics at disturbed and undisturbed sites in north Queensland wet tropical rain forest: II. Litterfall. *Journal of Tropical Ecology* 9: 365-380.

König, F.G.; Schumacer, M.V.; Brun, E.J. & Seling, I. (2002). Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. *Revista Árvore* 26(4): 429-435.

Leitão-Filho, H.F.; Pagano, S.N.; César, O.; Timoni, J.L. & Rueda, J.J. (1993). Aspectos da ciclagem de nutrientes. In: *Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão*. (H. F. Leitão-Filho, coord.). Editora da UNESP, Editora da UNICAMP, Campinas, p.129-165.

Lorenzi, H. (1998). *Árvores brasileiras manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. v. 1, 2ª ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 352p.

Lorenzi, H. (1998). *Árvores brasileiras manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. v. 2, 2ª ed. Nova Odessa: Editora Plantarum, 352p.

Martins, S.V. & Rodrigues, R.R. (1999). Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecidual no município de Campinas, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 22: 405-412.

Montagnini, F. & Jordan, C.F. (2002). Reciclagem de nutrientes. In: *Ecologia y conservación de bosques neotropicales* (M.R. Guariguata & G.H. Kattan, eds.). Cartago: Ediciones, LUR, p.167-192.

Pereira, K.A.R. (1997). Dispersão de espécies arbóreas em formações florestais da Estação Ecológica do Panga. Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia – *Monografia de Graduação*, 50p.

Schlittler, F.H.M.; Marinis, G. & César, O. (1993). Produção de serapilheira na floresta no Morro do Diabo, Pontal do Paranapanema - SP. *Naturalia* 18: 135-147.

Werneck, M.S.; Pedralli, G. & Gieseke, L.F. (2001). Produção de serapilheira em três trechos de uma floresta semidecidual com diferentes graus de perturbação na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. *Revista Brasileira de Botânica* 24: 195-198.

Fatores abióticos modulam o mutualismo entre formigas e plantas com nectários extraflorais

Mônica Frank Kersch^a & Carlos Roberto Fonseca^b

^a *Graduação Ciências Biológicas Universidade do Vale do Rio dos Sinos (monica_fk@hotmail.com)*

^b *Lab. Interação Animal-Planta, Universidade do Vale do Rio dos Sinos – UNISINOS*

1. Introdução

Interações mutualísticas podem ser moduladas pelos fatores bióticos e abióticos locais (Bronstein, 1994). Em particular, a distribuição dos recursos abióticos e bióticos muda substancialmente no espaço e pode determinar o grau de dependência entre parceiros mutualísticos (Barton 1986, Bronstein 1998). Muitos estudos têm documentado que a extensão dos custos e dos benefícios a cada parceiro mutualístico pode variar em escalas temporais como resultado de variações nas condições locais principalmente, nos recursos disponíveis (Herre *et al* 1999, Del-Claro & Oliveira 2000, Heil *et al* 2001).

O mutualismo entre formigas e plantas têm sido muito investigado, e geralmente o papel das formigas como agentes protetores eficientes das plantas contra herbívoros tem sido evidenciado (Janzen 1966, Bentley 1976, Beattie, 1985, Hölldobler & Wilson 1990, Fonseca 1994, de la Fuente & Marquis 1999). Diversas espécies vegetais desenvolveram estruturas especializadas para atração de formigas. Entre estas estruturas encontram-se as domáceas que fornecem sítios de nidificação, abrigando colônias de formigas no interior de seu corpo. Outras plantas desenvolveram corpúscu-

los alimentares e nectários extraflorais atrativos para formigas que requerem uma alimentação rica em proteínas e carboidratos (Beattie, 1985). As domáceas, os corpúsculos alimentares e os nectários extraflorais se mostram muito eficientes na atração de formigas defensoras (Beattie 1985, de la Fuente & Marquis 1999, Apple & Feener Jr. 2001, Koptur 1984).

O mutualismo entre formigas e plantas é produto de uma complexa rede de interações diretas e indiretas. A intensidade dos custos e benefícios a cada participante é continuamente modulada por fatores bióticos e abióticos (Huxley 1991; Davidson & Fisher). A abundância de predadores, por exemplo, pode modificar o número de formigas disponível para a defesa aumentando o nível de herbivoria (Letourneau & Dyer, 1998; Dyer & Letourneau, 1999). Além disto, a disponibilidade de luz e nutriente pode afetar a quantidade de recursos disponíveis para a defesa da planta (Davidson & Fisher; Heil *et al* 2001).

Neste trabalho é abordado o mutualismo entre *Inga uruguensis* (Fabaceae), uma planta com nectários extraflorais, e suas formigas associadas. Nossos objetivos são: (i) testar a eficiência das formigas como defesa anti-herbivoria e (ii) testar como a disponibilidade de luz e nutrientes modula a interação mutualística entre formigas e plantas.

2. Materiais e Métodos

O experimento foi realizado na estação experimental da Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), São Leopoldo, RS, Brasil. A área é caracterizada por apresentar solo argiloso e vegetação rasteira, onde predominam ervas e gramíneas, sendo o solo pobre e ácido. *Inga uruguensis* (Fabaceae) é uma árvore de crescimento rápido, heliófita e hidrófila. Esta planta pode apresentar de um (quando jovem) a seis (quando adulta) nectários extraflorais por folha, estes se localizam na ráquis da folha. Seus nectários extraflorais se mostram mais ativos em folhas jovens. O néctar produzido por *I. uruguensis* é utilizado como fonte energética e nutricional por uma pequena comunidade de formigas que forrageiam nas plantas.

O experimento segue o desenho de uma anova fatorial de três tratamentos em blocos. Os três fatores manipulados foram: Formiga (com e sem formiga), Nutriente (sem e com nutrientes) e Luz (sol e sombra). As plantas designadas para o tratamento “com formiga” possuíam livre acesso de formigas, no entanto plantas do tratamento “sem formiga” tiveram, na base de seu caule, a aplicação de um gel adesivo (Bryonline - gel repelente americano - Bryonline Ind. e com. de prod. químicos Ltda) que impossibilita o acesso das mesmas às plantas. O fator nutriente foi manipulado através da adição de fósforo e potássio no solo (4 g de Potássio (K), 12 g Fósforo (P) e 100 g de calcário para controlar a acidez do solo), e as plantas “controle” continuaram com suas condições abióticas locais. Sobre as plantas designadas para o tratamento “sombra” foram montadas coberturas de 1m² de área de sombrite 70%, que ficavam a 0,75 cm de altura, as plantas no “sol” permaneceram com as condições solares naturais. Como os três tratamentos possuíam dois níveis, cada um dos seis blocos era composto por oito plântulas, totalizando 48 indivíduos de *Inga uruguensis*.

Em maio de 2001, o trabalho iniciou-se com a coleta e plantio de sementes de seis indivíduos adultos. Com cerca de quatro meses as plântulas foram separadas por similaridade de altura, número de folhas e folíolos em seis conjuntos de oito plântulas. Estes indivíduos foram aleatoriamente designados para uma das oito combinações entre os três fatores. A coleta de dados iniciou-se em Setembro de 2001. Quinzenalmente realizou-se um censo de formigas e um de herbívoros. Mensalmente realizou-se a fenologia, que consiste no acompanhamento do desenvolvimento da planta e nas estimativas dos níveis de herbivorias com a utilização das classes: (0) intacta; (1) 1-5%; (2) 6-25%; (3) 26-50%; (4) 51-75%; (5) 76-99%; (6) ausente (ver Fonseca 1994). Taxas de herbivoria foram estimadas a cada dois meses. A taxa de herbivoria consiste na escolha randômica de seis folíolos maduros por planta, e quando existe

uma folha jovem disponível, seus folíolos são utilizados. A taxa de herbivoria (H) é estimada para cada folíolo usando sua área total (A) e a área total comida (C) no tempo inicial (i) e no tempo final (f), T é o número de dias entre as coletas inicial e final de dados (cerca de 30 dias). Esta taxa pode ser expressa pela expressão: $H = [(Cf/Af - Ci/Ai) \times 100] / T$. A área total do folíolo é estimada pelo produto do comprimento (c) e da largura (l), utilizando a regressão: $A = 0.6741cl + 0.1581$ ($r^2 = 0,996$).

Os dados foram analisados através de ANOVA com medidas repetitivas, já que as variáveis dependentes foram medidas diversas vezes ao longo dos 20 meses do experimento.

3. Resultados e Discussão

Após vinte meses de observações mensais os resultados indicam que as formigas são eficientes na defesa anti-herbivoria de *Inga uruguensis*. A fenologia de características vegetativas da planta, como a altura ($F_{[19,665]} = 4.684$, $P < 0.001$), o número de folíolos ($F_{[19,437]} = 4.100$, $P < 0.001$) e a produção de novos folíolos ($F_{[18,630]} = 2.328$, $P = 0.001$), foi alterada pela interação entre os tratamentos formiga e luz. Sendo que as plantas na sombra e com acesso livre de formigas apresentam uma altura maior, um número e uma produção maior de folíolos. A perda de folíolos está sendo afetada pelas formigas ($F_{[18,450]} = 1.784$, $P = 0.025$). O nível acumulado de herbivoria foi significativamente afetado pela interação entre os três tratamentos ($F_{[19,437]} = 1.706$, $P = 0.032$). A taxa de herbivoria em folíolos maduros foi significativamente afetada pela luz ($F_{[1,22]} = 5.575$, $P = 0.027$). A taxa de herbivoria em folíolos jovens foi significativamente afetada pela luz ($F_{[1,22]} = 8.582$, $P = 0.010$) e também pela interação entre formiga e nutriente ($F_{[1,22]} = 7.254$, $P = 0.017$). A presença de herbívoros nas plântulas foi influenciada pelas formigas ($F_{[19,665]} = 1.750$, $P = 0.025$) e pela luz ($F_{[19,665]} = 5.110$, $P < 0.001$), porém o número de formigas não está sendo afetado por nenhum dos tratamentos aplicados, porém variou temporalmente e espacialmente (respectivamente, $F_{[17,255]} = 13.370$, $P < 0.001$; $F_{[85,255]} = 1.546$, $P = 0.005$).

O efeito significativo dos blocos indica que o mutualismo variou espacialmente. Enquanto que a significância temporal, em todas as variáveis, demonstra que a intensidade do mutualismo pode variar sazonalmente e entre estágios ontogenéticos.

4. Conclusões

Os resultados indicaram que as formigas realmente são eficientes na defesa de plantas com nectários extraflorais. O nutriente agiu como um fator condicional no mecanismo de defesa da planta, afetando o nível de herbivoria sofrido pelo indivíduo, porém não influenciou nas características fenológicas dos mesmos. O segundo fator abiótico analisado, luz, se mostrou de extrema importância, influenciando todas as variáveis estudadas, modificando os caracteres vegetativos das plantas. Os indivíduos na sombra produziram mais folhas, atraindo mais formigas as quais protegeram a planta eficientemente. Portanto, este trabalho testou e comprovou que os fatores abióticos modulam a interação mutualística entre formigas e plantas com nectários extraflorais.

5. Referências Bibliográficas

Apple, J.L.; Feener Jr., D.H. (2001) Ant visitation of extrafloral nectaries of *Passiflora*: the effects of nectary attributes ant ant behavior on patterns in facultative ant-plant mutualism. *Oecologia* 127: 409-416.

Barton, A.M. (1986) Spatial variation in the effect of ants on an extrafloral nectary plant. *Ecology* 67: 495-504

Beattie, A.J. (1985) *The evolutionary ecology of ant-plant mutualisms*. Cambridge University Press, Cambridge. 182 p.

Bentley, B.L. (1976) Plants Bearing extrafloral nectaries and the associated and community: interhabitat differences in the reduction of herbivore damage. *Ecology* 57: 815-820.

Bronstein, J.L. (1994) Conditional outcomes in mutualistic interactions. *Trends in Ecology and Evolution* 9 (6): 214-217.

Bronstein, J.L. (1998) The contribution of ant-plant protection studies to our understanding of mutualism. *Biotropica* 30 (2): 150-161.

Davidson, D.W.; Fisher, B.L. (1991) Symbiosis of ants with *Cecropia* as function of light regime. In C.R. Huxley & D.I Cutler (1991) *Ant-Plant Interactions* Oxford University Press, Oxford, 289-309 p.

De La Fuente, M.A.S.; Marquis, R.J. (1999) The role of ant-tended extrafloral nectaries in the protection and benefit of a Neotropical rainforest tree. *Oecologia* 118: 192-202.

Del-Claro, K.; Oliveira P.S. (2000) Conditional outcomes in a neotropical treehopper-ant association: temporal and species-specific variation in ant protection and homoptera fecundity. *Oecologia* 124:156-165.

Dyer L.A.; Letourneau D.K. (1999) Relative strengths of top-down and bottom-up forces in a tropical forest community. *Oecologia* 119 (2): 265-274.

Fonseca, C.R. (1994) Herbivory and the long-lived leaves of an Amazonian ant-tree. *Journal of ecology* 82: 833-842.

Heil, M., Hilpert, A., Fiala, B.; Linsenmair, K.E. (2001) Nutrient availability and indirect (biotic) defence in a Malaysian ant-plant. *Oecologia* 126: 404-408.

Hölldobler, B.; Wilson, E.O. (1990) *The Ants*. Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, 733p.

Herre, E.A.; Knowlton, U.G.; Mueller, U.G.; Rehner, S. A. (1999) The evolution of mutualisms: exploring and the paths between conflict and cooperation. *Trends in Ecology and Evolution* 14 (2): 49-53.

Janzen, D.H. (1966) Coevolution of mutualism between ants and acacias in Central America. *Evolution* 20: 249-275.

Koptur, S. (1984) Experimental evidence for defense of *Inga* (Mimosoideae) saplings by ants. *Ecology* 65 (6): 1787-1793.

Letourneau D.K.; Dyer L.A. (1998) Experimental test in lowland tropical forest shows top-down effects through four trophic levels. *Ecology* 79 (5): 1678-1687.

Distribuição espacial do tucunaré (*Cichla* sp.) nos

reservatórios de Balbina-AM e Tucuruí-PA

Nascimento, F.A¹, Freitas, C.C² & Siqueira-Souza, F.K³
 1- Engenheira de Pesca - UFAM - fa_aquino@hotmail.com
 2- Professor Titular da Universidade Federal do Amazonas
 2- Engenheira de Pesca - UFAM

1. Introdução

A comunidade de peixes de um reservatório é resultante daquela anteriormente presente no rio. Espécies originalmente pouco frequentes podem encontrar condições favoráveis e proliferar, enquanto outras, antes abundantes, eventualmente não encontram no novo ambiente as condições adequadas para satisfazer suas necessidades ecológicas e se tornam escassas (Agostinho, 1992). A sua distribuição no ambiente recém-formado dependerá da disponibilidade de alimento, abrigo de predadores, substrato, concentração de oxigênio (Lowe-McConnell, 1999). O tucunaré é um exemplo de espécie que encontra condições favoráveis em reservatórios, pois são peixes adaptados a ambientes lenticos, sendo por isso comumente encontrados em lagoas marginais, lagos, reservatórios e, mesmo em rios, em locais de água com pouca velocidade.

Na Amazônia existem cinco represas hidroelétricas em atividade: Coaracy-Nunes, barrando o rio Araguari no Estado do Amapá; Curuá-Una, barrando o rio do mesmo nome, no Estado do Pará; Tucuruí, barrando o rio Tocantins, no Estado do Pará; Samuel, localizada nas proximidades de Porto Velho, capital do Estado de Rondônia, e Balbina, barrando o rio Uatumã, no Estado do Amazonas.

A hidroelétrica de Balbina situada no município de Presidente Figueiredo, a 170 km de Manaus - AM, começou o enchimento do seu reservatório em outubro de 1987 e a usina começou a funcionar em fevereiro de 1989. E a hidroelétrica de Tucuruí, localizada próximo à cidade de Belém-PA, cuja construção foi iniciada em novembro de 1975, teve início de sua operação em novembro de 1984.

Após o represamento, houve um incremento no estoque de tucunaré nos reservatórios de Balbina e Tucuruí e, provavelmente por esse motivo esta espécie tenha adquirido importância econômica para os pescadores destes reservatórios. Uma das importâncias econômicas foi o aumento no desembarque esta espécie nas duas hidrelétricas, onde o tucunaré tornou-se a espécie mais capturada pelos pescadores profissionais de Balbina, e uma das mais capturadas no reservatório de Tucuruí. Outra importância econômica, que nos últimos anos tem ganhado força nestes reservatórios, é a prática da pesca esportiva, pois o tucunaré é uma espécie que tem "agressividade", característica que agrada este tipo de pescadores. E a importância de saber os locais em que o tucunaré se distribui ao longo destes reservatórios é de suma importância para sua preservação, pois conhecendo os locais de maior incidência desta espécie pode-se, a partir daí, estabelecer planos de manejo para estes locais.

2. Métodos

Os dados da UHE de Balbina foram obtidos através de aplicação de questionários aos pescadores profissionais no ano de 2001, enquanto os dados da UHE de Tucuruí foram obtidos através do Sistema de Estatística Pesqueira da Eletronorte, empresa estatal responsável pela geração e distribuição de energia, que obteve estes dados através da aplicação de questionários aos pescadores profissionais, que utilizaram o reservatório de Tucuruí como área de pesca no ano de 1998.

3. Resultados

O ambiente pausada foi muito citado por pescadores profissionais de ambos os reservatórios, sendo o mais citado entre os pescadores de Tucuruí e o segundo mais citado em Balbina. Mas os ambientes margem do rio, praia, ilha e plantas aquáticas tiveram citações significativas no reservatório de Balbina e os ambientes meio da represa, praia, boca do igarapé e entre ilhas também tiveram uma participação significativa nas citações dos pescadores profissionais do reservatório de Tucuruí. Mas é importante salientar que o termo "vários", que designa qualquer ambiente dos reservatórios de Tucuruí e Balbina, foi o mais citado em Tucuruí e o segundo mais freqüente em Balbina.

4. Discussão

O tucunaré pertence à família Cichlidae, é uma espécie mais sedentárias, tem comportamento mais territorial, baixa fecundidade, geralmente apresentam corte nupcial, constroem ninhos e cuidam de sua prole (Ruffino & Issac, 2000) e o fato de comumente utilizarem pausadas e plantas aquáticas como substrato para seus ovos pode levantar a questão de que estes ambientes estão sendo utilizados como refúgio por estas espécies, pois Sedell *et al.* (1990) consideram que todos os habitats ou fatores que proporcionem resistência e/ou resiliência para as comunidades bióticas podem ser chamados de refúgios. Por ser uma espécie predadora, o tucunaré assume uma distribuição predominantemente aleatória em ambos os reservatórios, principalmente em Tucuruí, decorrente da dispersão em sentidos diversos, relacionada provavelmente, com a função de alimentação, isto é, os indivíduos realizam constante mudança de rumo, sem uma direção definida a procura de presas..

5. Bibliografia

Agostinho, A.A. 1992. Manejo de recursos pesqueiros em reservatórios. In Agostinho, A.A. & Benedito-Cecilio, E. [eds.] *Situação Atual e Perspectivas da Ictiologia no Brasil*. Documentos do IX Encontro Brasileiro de Ictiologia. Maringá, Editora da Universidade Estadual de Maringá, p.106-21.

Lowe-McConnel, R.H. 1999. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Editora da Universidade de São Paulo-Coleção Base. 534p.

Ruffino, M.L & Isaac, VJ. 2000. Ciclo de vida e parâmetros biológicos de algumas espécies de peixes da Amazônia brasileira. *Recursos pesqueiros do Médio Amazonas – Biologia e estatística pesqueira*. Brasília: Edições IBAMA, p. 11-30.

Sedell, J.R.; Reeves, G.H.; Hauer, F.R.; Standford, J.A. & Hawkins, C.P. 1990. Role of refugia in recovery from disturbances: modern fragmented and disconnected river systems. *Environmental Management*, v.14,n 5,p. 711-24.

Análise da produção de serapilheira em 2 áreas, manguezal e terra firme, na península de Ajuruteua, Pará, Brasil

Nascimento, R. E. S. A¹; Abreu, M. M. O.¹; Mehlig, U.²; ¹Estudantes do curso de graduação em Biologia, UFPA/Campus de Bragança; (quelaguar@hotmail.com). ²Projeto MADAM/Center for Tropical Marine Ecology (ZMT), Bremen, Alemanha

1. Introdução

O manguezal é um ecossistema costeiro, de transição entre os ambientes terrestre e aquático, característico de regiões tropicais e subtropicais, sujeito ao regime de marés. É constituído por espécies vegetais lenhosas típicas, adaptadas às condições específicas deste ambiente. No que diz respeito à energia e à matéria, são sistemas abertos, recebendo, em geral, um importante fluxo de água doce, sedimentos e nutrientes do ambiente terrestre e exportando água e matéria orgânica para o mar ou águas estuarinas. É um bioma de alta produtividade, por situar-se principalmente na faixa tropical, com radiação solar intensa, recebendo nutrientes e matéria orgânica das drenagens continentais e do oceano (Tomlinson, 1994).

O conhecimento da dinâmica da serrapilheira incluindo produtividade de composição e exportação são importante para o entendimento da estrutura e função de um ecossistema de manguezal (Brown in Reise & Schories, 2000).

A produção de serapilheira é o principal mecanismo de transferência de material orgânico e elementos minerais da vegetação para a superfície do solo (Menezes, G. V. 1995).

O objetivo deste trabalho é quantificar a produção de serapilheira nas áreas de Manguezal e Terra firme que encontram-se adjacentes porém, em elevações diferenciadas onde somente o Manguezal sofre influência das marés.

2. Métodos

O bosque de terra firme encontra-se na Península de Ajuruteua, município de Bragança, Pará, próximo a "salinas dos rochas" (0°55'35,4" s / 46°40'13" w) em uma área elevada que não sofre influência das marés, estando completamente isolada de outras florestas pelos manguezais.

Foram utilizadas 10 cestas coletoras de 0,5m² cada ao longo de um transecto de 270 m em Terra firme/Manguezal, respectivamente distantes entre si 30m.

O material coletado foi recolhido quinzenalmente, separado de acordo com a espécie e submetido a secagem em estufa a 70°C até o peso constante.

3. Discussão e Resultados

A área de manguezal é formada por 3 espécies : *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae), *Avicennia germinans* (Avicenniaceae) e *Laguncularia racemosa* (Combretaceae). Os trabalhos de identificação na Terra Firme estão em andamento e as famílias já identificadas foram: Leguminosae Anacardiaceae, Araceae, Clusiaceae, Arecaceae, Lecythidaceae, Caesalpiniaceae, Burseraceae, Simaroubaceae entre outras.

Entre os resultados obtidos nos primeiros 7 meses de coleta, observamos que a produção do manguezal foi sempre superior ao

de terra firme (máximo manguezal: $4,6 \pm 1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, terra firme: $2,4 \pm 2 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, ambos Janeiro e Junho 2003).

A produção de propágulos foi máxima no mês de Abril, alcançando valor de $\pm 0,4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

De Março a Maio ocorreu um aumento gradativo na produção de estípulas, com um declínio no mês de Junho.

A produção do manguezal foi sempre superior ao de terra firme, com a *M. mangle* obtendo a maior representatividade do material foliar na serapilheira, apresentando similaridades com a produção foliar da terra firme no seu pico máximo no mês de Junho.

Os meses de Janeiro a Março, apresentaram uma produção significativa de frutos e madeiras na terra firme, já no manguezal os valores maiores foram de propágulos e folhas para o mesmo mês.

A queda de serapilheira no bosque de terra firme não deixa reconhecer um padrão distinto, porém a produção foliar deste, mostra uma similaridade com a do mangue onde ambas apresentaram um acréscimo gradativo do mês de Maio a Junho.

A produção de estípulas apresentou similaridades com a produção foliar no manguezal nos meses de Janeiro a Maio.

4. Conclusões

Os estudos realizados nas áreas de Terra firme e Manguezal da Península de Ajuruteua, Bragança, Nordeste do Pará, nos mostra que a produção do Manguezal foi sempre superior ao de Terra Firme, ressaltando sua importância na exportação de matéria orgânica para o estuário e áreas costeiras adjacentes. O entendimento da contribuição da produção de matéria orgânica (serapilheira) do bosque para o ecossistema, auxilia na compreensão da formação dos sistemas costeiros, e a determinar a importância da fração vegetal na produção do ecossistema marinho, uma vez que o estado do Pará possui uma das maiores costas de manguezal do Brasil.

O conhecimento do funcionamento dos bosques de Terra Firme e Manguezal, facilitará o planejamento da exploração dos recursos de fauna e flora. Além de servir de base para futuros trabalhos de recolonização vegetal

5. Referências Bibliográficas

Mehlig, U. 2001. Aspects of tree primary production in an equatorial mangrove forest

in Brazil, Bragança, Pará. Tese de doutorado. Uni-Bremen. Alemanha. 137 páginas

Menezes, G. V., 1995. Produtividade dos manguezais. In: Schaeffer-Novelli, Y. (ed.)

Manguezal: ecossistema entre a Terra e o mar, São Paulo, Caribbean Ecological Research. 63 páginas.

Reise, A ; Schories, D., 2000. Forest structure and litter production in fringe mangroves of North Brazil.

Schaeffer-Novelli, Y. 1995. Manguezal: ecossistema entre a terra e o mar Cap.1: Introdução. São Paulo, Caribbean Ecological Research. 63 páginas Tomlinson, P. B. 1986. The Botany of Mangroves. Cambridge Tropical Biology Series. 404 páginas.

Diversidade e abundância de insetos sobre as secreções de *tachardiella* sp. (homoptera: lacifferidae) em troncos de bracatinga (*mimosa scabrella* bentham - mimosaceae) no planalto de Santa Catarina, Brasil.

Orth, A. I.^a & Martins, M.^b.

^aProfessor, Ph.D. do Departamento de Fitotecnia, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Rodovia Admar Gonzaga, 1346, cx postal 476, Itacorubi, Florianópolis, SC, CEP 88040-900 (e-mail: aorth@mbox1.com.br) . ^bAgrônoma, Pós-Graduanda em Recursos Genéticos Vegetais, CCA/UFSC (e-mail: maritzamartins@ig.com.br).

1. Introdução.

Os estudos relacionados à ocorrência da fauna junto à espécies vegetais ou em ecossistemas possuem grande importância nas discussões que dizem respeito às interações desta fauna com o meio e à possível utilização destes para o benefício do homem como agentes de controle biológico, como recicladores ou como polinizadores. PRADO (1980), sugere que trabalhos com esta abrangência vêm possibilitando a obtenção de informações básicas para estudos mais amplos sobre as características ecológicas de um determinado habitat ou ecossistema.

A bracatinga (*Mimosa scabrella*) é uma espécie heliófita pouco exigente em condições edáficas, que se desenvolve, desta forma, facilmente em ambientes devastados e/ou alterados. A espécie que é nativa do Brasil e que se encontra dispersa por praticamente toda a área dos pinhais (*Araucaria angustifolia*) devastados no Planalto Sul Brasileiro, forma, às vezes, densos agrupamentos puros. A bracatinga ocorre de uma forma mais expressiva e contínua entre as latitudes 23°50' e 29°40'S e longitude de 48°50'W até 53°50'W, atingindo principalmente a região do planalto de Santa Catarina, Rio Grande do Sul e Paraná. Em Santa Catarina, a bracatinga ocorre preferencialmente em altitudes entre 500 e 1.500m, tendo, porém sido verificado sua ocorrência em municípios com altitudes inferiores (KAGEYAMA, 1991; CARVALHO, 1994). Além das utilidades econômicas como um produto madeirável e de excelente fonte energética, a bracatinga é uma importante espécie apícola, fornecendo néctar e pólen durante o período do inverno, que viabiliza a produção de mel floral rico em glicose. Além disso, é rico em melatos ao longo do seu caule. Este melatos, que são exudados de cochonilhas que se alimentam das plantas, são coletados pelas abelhas domésticas (*Apis mellifera* L.) para produzir o mel de melato, que é muito apreciado e valorizado no mercado internacional. A principal espécie de cochonilha que secreta melato em bracatingais é *Tachardiella* sp. (SILVA *et al.*, 1968). Nos meses de maior ocorrência de melatos, de uma forma geral, há pouca disponibilidade na região de néctar floral o que torna este recurso muito nobre para a fauna que depende de dieta líquida a base de açúcares. Neste contexto, este estudo buscou levantar a entomofauna associada ao melato, em dois períodos (matutino e vespertino) ao longo do ano, buscando relacionar as possíveis interações que possam ocorrer entre a abundância de insetos e a secreção do melato, no município de Bom Retiro, SC.

2. Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido em um bracatingal de 10.000m² em área sob o domínio da Floresta Ombrófila Mista, no município de Bom Retiro, distrito de Caneleira, Estado de Santa Catarina numa fazenda orgânica de 49 hectares. O bracatingal é composto por plantas em fase reprodutiva e de indivíduos jovens. As plantas adultas apresentam no caule uma coloração preta devido à presença de fumagina associada às cochonilhas. A área em estudo localiza-se a uma altitude de 864m. Dentro do bracatingal existe um apiário fixo implantado, contendo 12 colméias de *Apis mellifera* padrão Langstrong. O local dista 2Km pela margem direita no Km 6 da SC-430 que liga a rodovia Br-282 ao município de Urubici. O

clima da região é do tipo Cfb da classificação de Köppen. A pesquisa foi desenvolvida em dois períodos (matutino e vespertino) durante os meses de fevereiro de 2002 e junho de 2003.

A metodologia utilizada para a coleta dos visitantes ao longo do tronco da Bracatinga foi similar a de SAKAGAMI *et al.* (1967), e consistia no deslocamento contínuo do coletor ao longo das plantas com ocorrência de melato, escolhidas ao acaso, e eram coletados todos os visitantes associados às secreções destas. As coletas foram realizadas em dois períodos e consistiam de 1 hora de coleta em cada período. Para a coleta dos insetos ao longo do tronco confeccionou-se uma rede entomológica especial com um diâmetro de 20cm que era mais fácil de manejar ao longo do tronco. Os indivíduos coletados e identificados estão depositados no acervo do Laboratório de Entomologia Agrícola do Centro de Ciências Agrárias, UFSC. Com os dados obtidos nos levantamentos foi determinada, a abundância relativa das famílias de insetos associadas ao melato. A espécie *Apis mellifera* foi excluída deste levantamento, dada a sua abundância (presença de um apiário dentro do bracatingal) para não retardar a coleta de outras espécies de visitantes nativos do melato. A família Formicidae, embora muito abundante sobre a secreção de melato, também não foi incluída neste levantamento devido à necessidade de uma metodologia específica para a sua amostragem. Todos os dados de campo foram anotados em planilhas próprias para esta finalidade. Foram calculadas as porcentagens de cada grupo e nos diferentes períodos de coleta. Foi analisada também a flutuação das diferentes famílias de insetos ao longo do ano.

3. Resultados

Foram realizadas, dezesseis coletas durante o período compreendido entre os meses de fevereiro de 2002 e junho de 2003. Destes dias de coleta, em nove oportunidades foram realizadas coletas nos dois períodos (matutino e vespertino), em cinco dias, foram realizadas coletas somente no período vespertino e em dois dias, somente no período matutino. A ausência de duas coletas em alguns destes dias de amostragem se deve principalmente às condições meteorológicas adversas para a atividade dos insetos, como chuva, frio e vento muito forte.

Foram coletados 975 indivíduos pertencentes a oito ordens distintas: Hymenoptera (751), Diptera (182), Coleoptera (19), Hemiptera (15), Lepidoptera (4), Homoptera (2), Blattodea (1) e Isoptera (1). Foram coletadas 44 famílias de insetos que pertencem às seguintes ordens, respectivamente: ordem Hymenoptera (Vespidae, Apidae, Tiphidae, Ichneumonidae, Halictidae, Tenthredinidae, Sphecidae, Formicidae, Pompilidae e Chalcididae); Diptera (Syrphidae, Muscidae, Tachinidae, Sarcophagidae, Calliphoridae, Lonchaeidae, Drosophilidae, Sciaridae, Otitidae, Therevidae, Dolichopodidae, Tephritidae, Tabanidae, Chloropidae, Asilidae e Bibionidae); Coleoptera (Dasytidae, Lagriidae, Chrysomelidae, Lampyridae, Cicindelidae, Coccinellidae, Curculionidae, Elateridae e Tenebrionidae); Hemiptera (Pyrrhocoridae e Pentatomidae); Lepidoptera (Amatidae, Danaidae, e Noctuidae); Homoptera (Fulgoridae e Dictyopharidae); Blattodea e Isoptera (Kalotermitidae).

Os grupos de insetos mais representativos em número de indivíduos capturados por ordem, considerando-se todos os levantamentos foram: Hymenoptera (77%): sendo que a família Vespidae representa 65,1% do total de insetos coletados e 84,55% dos indivíduos da ordem Hymenoptera. Apidae representa 5,84% do total de indivíduos coletados e 12,78% dos himenópteros, sendo que a maioria absoluta (92,71%) foram meliponíneos. Em Diptera (18,67% dos indivíduos) a família Syrphidae, representa 4,5% em relação ao total de indivíduos coletados e 24,17% dos dípteros. A família Muscidae, representa 3,59% do total de indivíduos coletados e 19,23% dos dípteros; a família Tachinidae representa 3,18% do total de indivíduos coletados e 17,03% das moscas; a família Sarcophagidae, representa 2,15% do total de indivíduos coletados

e 11,54%, das moscas; e a família Calliphoridae representa 1,23% dos indivíduos coletados e 6,59% dos dípteros. Coleoptera (1,95%), Hemiptera (1,54%), Lepidoptera (0,41%), Homoptera (0,21%), Blattodea (0,10%) e Isoptera (0,10%) foram ordens raras nas amostragens.

Os visitantes foram igualmente coletados nos períodos matutino e vespertino, indicando que em ambos os períodos havia presença de melato. Análises do fluxo da secreção indicam que este é contínuo durante todo o dia. Em relação aos diferentes meses, observa-se que o pico de ocorrência de insetos associados ao melato ocorre entre abril e maio do segundo ciclo. Esta presença de insetos diminui drasticamente em novembro e acaba em dezembro deste mesmo segundo ciclo, pela ausência de secreção nestes períodos. É oportuno mencionar que o ciclo da cochonilha se completa em dois anos e que no primeiro ano a secreção de melato é baixa pelo fato de as cochonilhas se encontrarem nos estágios ninfaís iniciais e portanto serem muito pequenas.

4. Conclusões

Com os dados obtidos neste nosso levantamento, conclui-se que o caule da Bracatinga (*Mimosa scabrella*) é visitado por uma abundante e diversificada fauna de insetos, em especial das ordens Hymenoptera e Diptera. Estes costumam estar presentes, tanto no período matutino quanto vespertino, ao longo de todo ano, porém, com maior abundância nos meses de intensa secreção de melato. As épocas em que ocorrem as mais expressivas secreções foram nos meses de janeiro, fevereiro, março e abril em ciclos bianuais (ORTH *et al.*, 2002). A abundância e a diversificada fauna de insetos indica que a bracatinga é uma planta que desempenha um importante papel ecológico e que inclusive podem ser utilizados, talhões de Bracatinga para atrairmos insetos polinizadores e predadores para áreas de cultivos comerciais (Ex. famílias Apidae, Vespidae e Syrphidae), em especial em áreas de produção orgânica como no caso desta fazenda de Bom Retiro, onde os métodos naturais de controle de populações devem se sobrepor a métodos artificiais. Em Santa Catarina, o melato ocorre com maior frequência em bracatingais de algumas áreas específicas, abrangendo principalmente as regiões do Planalto Sul (Bom Retiro, Urubici, Lages, Paineira, Bocaina do Sul e São Joaquim), e Alto Vale do Itajaí (Santa Terezinha). Possivelmente complexas interações entre fatores climáticos, a bracatinga, as cochonilhas e sua dispersão e a altitude, predispoem determinadas regiões para uma maior produção destes melatos e com isto também favorecendo a entomofauna associada. Associado às regiões de ocorrência natural da bracatinga também encontram-se a maior parte dos pomares de macieira do Brasil. Esta pomácea necessita de colméias populosas durante a primavera para viabilizar uma adequada polinização. Neste sentido, a bracatinga tem uma importância estratégica para fortalecer as colméias utilizadas nestes pomares de macieira para realizar a polinização (ORTH & SCHNEIDER, 1997). Considerando a vasta distribuição da bracatinga no Planalto do Sul do Brasil, a rusticidade desta planta para se estabelecer em solos pobres e áreas desmatadas e/ou degradadas, o grande potencial de produção de mel de melato e de atrair a entomofauna para as secreções do seu tronco, a bracatinga torna-se muito importante, pois além de impulsionar o desenvolvimento econômico de uma região, pode contribuir para a exploração sustentável e conservação de remanescentes florestais no Planalto Sul Brasileiro.

5. Bibliografias:

CARVALHO, P. E. R. Espécies Florestais Brasileiras: Recomendações Silviculturas, Potencialidades e Uso da Madeira. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Florestas. Colombo: EMBRAPA – CNPF. 1994: 337-343.**

KAGEYAMA, P. Y. *et al.* Diretrizes para reconstituição florestal ripária de uma área piloto da bacia de Guarapiranga. **Piracicaba-SP: 1991, 40 p.**

ORTH, A. I., MARTINS, M., NARDI, C. & BRIÃO, E. Produção de secreção de melato por cochonilhas (*Tachardiella* sp.) em *Mimosa scabrella* BENTHAM (1942) no Planalto catarinense. In: Congresso Brasileiro de Apicultura, 14. 2002. Campo Grande (MS). Anais. Campo Grande, 2002, p. 29.

ORTH, A. I. & SCHNEIDER, L. Plantas apícolas e sua relação com a polinização. In: Congresso Catarinense de Apicultores, 2. 1997, Mafrá (SC). Anais. Florianópolis, FAASC, 1997, p. 22-26.

PRADO, A. P. Importância prática da taxonomia: ou o papel da taxonomia para a entomologia aplicada. *Revista Brasileira de entomologia*, 1980, V. 24, p. 165-167.

SAKAGAMI, S. F.; LAROCA, S. & MOURE, J. S. Wild bee biocenotics in São José dos Pinhais (PR) South Brazil. Preliminary report. J. Fac. Sci. Hokkaido Univ., 1967. Ser. VI Zool. 16 (2): 253-291.

SILVA, A. G. d'A., GONÇALVES, C. R., GALVÃO, D. M., GONÇALVES, J. L., GOMES, J., SILVA, N. D. M. & SIMONI, D. L. Quarto Catálogo dos Insetos que Vivem nas Plantas do Brasil. Seus Parasitas e Predadores. Laboratório Central de Patologia Vegetal. MINISTÉRIO DA AGRICULTURA. Rio de Janeiro. Brasil. 1968. Parte II – 1º Tomo: 183.

(Financiamento: Cnpq/Proc.471016/2001-2)

Decomposição de duas gramíneas invasoras na Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte/MG

Raquel Coelho Loures Fontes (louresrclf@yahoo.com.br)

Ana Cristina Dornas Munhoz, Marcela Oliveira Faria, Patrícia Rosa de Araújo, Paula Fernandes dos Santos
Graduação Ciências Biológicas – Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG)

1- Introdução

As gramíneas invasoras, originárias da África, *Panicum maximum* e *Melinis minutiflora*, assim como outras plantas invasoras, são capazes de invadir locais onde não são nativas. O homem é o principal responsável pela introdução acidental ou deliberada destas plantas, quebrando barreiras biogeográficas. As mudanças acarretadas por esta introdução são bastante impactantes, podendo chegar a causar mais extinção que as mudanças climáticas e o desmatamento causados pelo homem. Estas alterações podem ser reversíveis ao longo de centenas ou milhares de anos, enquanto a quebra de barreiras geográficas quase sempre é irreversível (D'Antonio & Vitousek, 1992).

As plantas invasoras podem alterar o ecossistema de várias maneiras como, alterando a ciclagem de nutrientes do solo e o microclima. Podem, também, competir com espécies nativas por recursos, além de terem a capacidade de alterar o local geomorfológicamente por formar dunas, acumular substratos e/ou formar poças de água (D'Antonio & Vitousek, 1992). Essas e outras alterações causadas pelas plantas podem acarretar um distúrbio na taxa de decomposição, pois este processo depende do ambiente e da susceptibilidade do substrato ao ataque por decompositores especializados (Ricklefs, 1990).

A decomposição é fundamental para a ciclagem de nutrientes nos ecossistemas terrestres. O processo acontece em três etapas: lixiviação de minerais solúveis e de pequenos compostos orgânicos pela água, consumo por organismos consumidores de detritos e posterior ataque microbiano, principalmente fungos, que provocam mudanças físico-químicas nas folhas. Eventualmente há mineralização de elementos como fósforo, nitrogênio e enxofre por bactérias (Ricklefs, 1990).

A perda de peso das folhas pela decomposição é linear nos estágios iniciais e mais gradual em estágios mais tardios. Não há

uma relação muito clara entre a taxa de decomposição e a composição química inicial das plantas. Entretanto, existem pesquisas relatando que espécies com alto conteúdo de nitrogênio inicial se decompõem mais rapidamente que aquelas com baixas concentrações e espécies ricas em lignina e polifenóis decompõem-se mais lentamente. Próximo ao final do processo ainda há perda de peso pela folha, a uma taxa mais lenta do que a perda de componentes solúveis (Magalhães, 2002).

2- Material e Métodos

Este trabalho foi desenvolvido no período de 12/05/2003 a 07/07/2003, na Mata das Borboletas da Estação Ecológica, campus da UFMG em Belo Horizonte, MG, por estudantes de graduação do curso de Ciências Biológicas, durante a disciplina de Ecologia II.

A área utilizada neste estudo é uma mata secundária semidecídua com características mistas entre Cerradão e a Mata Atlântica. É uma Unidade de Conservação urbana intensamente manejada onde houve introdução de espécies de diferentes características, o que dificulta a sua caracterização. Existem na área espécies vegetais de porte acima de 5m e um subbosque desenvolvido com arbustos e subarbustos em grande quantidade, a serrapilheira é espessa e não se observa processos erosivos (Neves, 2002).

Nesta área foram coletadas amostras de folhas inteiras das gramíneas invasoras, *Melinis minutiflora* (capim gordura) e de *Panicum maximum* (capim colônia). Essas foram levadas ao laboratório, onde foram cortadas e secas em estufa a 60°C durante 48 horas. Este material foi, então, separado em dois tipos de sacos de náilon (sacos de litter) que apresentavam diferentes tamanhos, sendo um saco com 25x25 cm e malha de 2mm e outro com 25x20cm e malha de 6mm. Em cada saco foram colocados 7g de folhas e depois foram identificados. Posteriormente, os sacos foram levados a campo e distribuídos sobre o solo.

Semanalmente, durante dois meses, foram coletadas três repetições de cada tipo de saco para cada espécie estudada. Após a coleta dos sacos o material foi levado ao laboratório, seu conteúdo retirado e colocado em um saco de papel. Estas amostras foram secas em estufa a 60°C por 48 horas. Foi tomado o peso seco do material para posterior determinação da taxa de decomposição.

Dados meteorológicos foram obtidos a partir de informações do STH – Sistema de Telemetria Hidrometeorológica da Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG).

3- Resultados e Discussão

No final de oito semanas observou-se uma baixa taxa de decomposição baixa quando comparado com trabalhos similares em áreas próximas (Machado R. M. com. pes.), pois analisando-se a massa remanescente das espécies de gramíneas estudadas, essa oscilou entre 87,7 a 91,4% da biomassa inicial. Esta pequena perda de massa pode estar relacionada às condições climáticas em que as folhas estavam submetidas.

No período de desenvolvimento do estudo, dados meteorológicos indicaram: ausência de precipitação; temperaturas médias oscilando entre 15°C–20°C; e umidade relativa do ar estava com médias entre 64 e 84%. Há uma clara relação destes fatores, direta ou indiretamente, na perda de massa. Baixas temperaturas limitam a ação dos decompositores tornando as taxas de decomposição muito baixas e favorecendo um acúmulo de matéria orgânica (Muoghalu *et al*, 1994). A baixa taxa de precipitação ou sua ausência, diminuem o processo de lixiviação de componentes minerais solúveis e alguns compostos orgânicos levando à retenção da matéria orgânica. A situação é contrária em temperaturas e taxas de precipitação mais elevadas, pois a matéria orgânica é utilizada rapidamente tornando o acúmulo quase inexistente (Muoghalu *et al*, 1994).

Mudanças na porcentagem inicial do peso seco das gramíneas através do tempo foram analisadas pelo modelo exponencial de Olson (1963) que foi escolhido por estar de acordo com o enten-

dimento atual do processo de decomposição (Didham, 1998). A taxa de decomposição (k) foi calculada a partir do modelo exponencial: $X_t/X_0 = X_0 \cdot e^{-kt}$, onde X_t é a quantidade de massa inicial (X_0) remanescente no tempo (t). Os valores de k obtidos para *M. minutiflora* decomposto no saco com malha de 2mm variaram entre 1,79 e 2,04 com média $1,86 \pm 0,006$, enquanto o que foi decomposto no saco com malha de 6mm o k oscilou entre 1,71 e 2,19 com média $1,85 \pm 0,037$. *P. maximum* apresentou valores de k entre 1,84 e 1,99 com média $1,90 \pm 0,003$ quando decomposto no saco de menor malha, e 1,80 e 2,01 com média $1,89 \pm 0,005$ decomposto no saco de maior malha.

Analisando os valores de k para o *M. minutiflora* não foi observado diferença significativa na taxa de decomposição quanto ao tamanho da malha dos sacos de náilon ($0,10 < P < 0,25$). Da mesma forma *P. maximum*, também, não apresentou diferença quanto ao tamanho da malha ($P > 0,25$). Entretanto, quando as duas gramíneas foram comparadas, verificou-se que o *P. maximum* apresentou a taxa de decomposição maior que o de *M. minutiflora* (ambos, $P < 0,05$).

A diferença entre as malhas do saco de náilon poderiam estar atuando seletivamente no tamanho e quantidade de decompositores em contato com o material, de forma que aquele de maior malha pudesse apresentar mais diversidade. Esse, então, teria sua taxa de decomposição aumentada. Porém, com base no valor de k , tal fato não foi verificado para nenhuma das espécies estudadas. Contudo, taxas de decomposição distintas entre as espécies foi verificada. Esta diferença, provavelmente deve-se a composição química de tais gramíneas, sendo que *M. minutiflora* possivelmente apresenta mais substâncias de difícil degradação, tais como polifenóis, lignina e sílica, que *P. maximum*.

4- Conclusão

A diferença da malha dos sacos de náilon não foi significativa para que houvesse diferença na taxa de decomposição. Houve uma diferença significativa entre as espécies, apesar da taxa, no geral, ter sido baixa. Isso pode estar relacionado com suas composições químicas. Baixas temperatura e umidade no período do experimento possivelmente inibiram ou impediram que algumas espécies de decompositores atuassem no processo.

5. Referências Bibliográficas

- D'Antonio C. M. & Vitousek P. M. (1992). Biological invasion by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23: 63-87
- Didham, R. K. (1998). Altered leaf litter decomposition rates in tropical forest fragments. *Oecologia* 116:397-406
- Magalhães S. A. P. (2002). *Efeitos do impacto por esgoto doméstico na decomposição e fauna associada, em três rios do Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ*. Tese de doutorado, Departamento de Biologia Geral, ICB, UFMG.
- Meentemeyer V. (1978). Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. *Ecology*, 58(3): 465-472
- Motiernan K. B., Ineson P. & Coward P. A. (1997). Respiration and nutrient release from the leaf litter mixtures. *Oikos* 78: 527-538
- Muoghalu J. I., Adeleye O. M. & Balogun R. T. (1994). Litter decomposition and inorganic element dynamics in a secondary rainforest at Ile-Efe, Nigeria. *Afr. J. Ecol* 32:208-221
- Neves C.D.A.B. (2002). *Zoneamento ambiental da Estação Ecológica da Universidade Federal de Minas Gerais: subsídio à implantação de unidades de conservação urbanas*. Tese de mestrado, Departamento de Geografia, IGC, UFMG
- Ricklefs R. E. (1990). *Ecology*. 3ª Ed. Editora Freeman, Nova York.

Produção Primária de Littera Fina e o Efeito da Exclusão de Água em uma Floresta Densa de Terra Firme; em Caxiuanã, Melgaço - Pará

Raquel Medeiros¹ & Samuel Almeida²

Bolsista LBA Milênio (rmedeiros@museu-goeldi.br)¹; Pesquisador Associado MPEG/MCT²

1. Introdução

Os estudos sobre ciclagem de nutrientes realizados em florestas têm demonstrado a dinâmica e alta eficiência deste processo natural na manutenção dos ecossistemas tropicais (Golley et al. 1978). A camada de littera que cobre o solo atua como um sistema de entrada e saída de nutrientes, suprindo o solo e as necessidades nutricionais dos vegetais, possibilitando que florestas se desenvolvessem mesmo em solos de baixa capacidade nutricional.

Este processo é de fundamental importância para o entendimento do funcionamento das florestas tropicais, porque a queda de littera é uma via significativa do fluxo de nutrientes e de matéria orgânica do solo (Jordan 1985).

A sazonalidade na queda de detritos vegetais pode estar relacionada a diversos fatores, tais como: fotoperíodo, comportamento da água no solo, condições climáticas, competição intercópulas, dentre outros. Em condições tropicais é comum, no decorrer de cada ano, a intensificação da deposição de material orgânico na estação de menor precipitação, devido ao aumento do componente foliar. Resultados demonstrativos foram apresentados por Klinge & Rodrigues (1968) e Golley et al. (1975).

Os padrões de deposição de serapilheira introduzem heterogeneidade temporal e espacial no ambiente, podendo afetar a estrutura e dinâmica da comunidade de plantas (Facelli & Pickett 1991, Molofsky & Augspurger 1992).

Em geral, a littera é classificada como littera fina, composta por (folhas, gravetos, flores, frutos, inflorescência sementes, cascas) e littera grossa (galhos e troncos).

Este estudo teve por objetivo avaliar o efeito da exclusão de cerca de 80% de água da chuva sobre a floresta, através da produção primária de littera fina e ciclagem de nutrientes.

2. Material e Métodos

2.1. Área de Estudo

O experimento foi realizado em uma floresta primária de terra firme localizada na Estação Científica Ferreira Penna (ECFP), em Caxiuanã, município de Melgaço - Pará, (1° 40' S x 51° 33' W) na bacia do rio Caxiuanã, a cerca de 350 km oeste de Belém.

A ECFP é uma área protegida de 33.000ha, desmembrada da Floresta Nacional de Caxiuanã. Tem como ambiente mais extenso e adverso, a floresta densa de terra firme, ocupando cerca de 85% da área. Crescem sobre latossolos amarelos de origem terciária, com textura argilo arenosa, ácidos profundos e oligotróficos (Almeida et al, 1993). O clima da região é do tipo tropical úmido (Am, Köppen), com temperatura média anual em torno de 26° C; o índice pluviométrico anual está em torno de 3.000 mm e sua umidade relativa média anual é de 85% (Almeida et al., 1993).

2.2. Implantação do Experimento

O experimento consiste de duas parcelas (A - Controle e B - Experimental) de 1 ha (100 m x 100 m) cada, com 100 subparcelas de 10 m x 10 m.

Em cada parcela foram sorteadas aleatoriamente 20 subparcelas. No centro de cada subparcela foi colocado um coletor (aparato) de 1 m² de área, suspenso 30 cm do solo por meio de três piquetes de madeira.

Um ano após ter instalado as parcelas, foi realizada a exclusão de cerca de 80% de água da chuva na parcela B, através de painéis de madeira e lona transparente, cobrindo toda a parcela, impedindo assim a infiltração de água da chuva no solo. Após a instalação dos painéis na parcela B, os aparatos de littera correspondentes a esta parcela foram colocados suspensos acima dos painéis.

2.3. Coleta de Liteira

A cada 30 dias é efetuada a coleta da liteira depositada em cada aparato. Sendo este material armazenado em sacos de papel Kraft, devidamente identificados (parcela e subparcela, indicando também a data de coleta). As coletas se iniciaram em março de 2001 e se estenderam até dezembro de 2003.

O material coletado foi submetido aos processos:

- Secagem: Em estufa à 60° C durante um período de 48 a 72 horas, dependendo do teor de água e densidade da liteira, permanecendo na estufa até obtenção de peso constante.
- Triagem: Depois de seco é realizada a triagem das amostras de liteira, sendo separadas em três frações distintas: Fração Foliar, Fração Gravetos e Fração Reprodutiva (flor/fruto).
- Pesagem: As frações são pesadas em balança analítica de precisão 0,1g e armazenadas separadamente em sacos de papel identificando-se a fração, a parcela e subparcela correspondente.

3. Resultados e Discussões

Estima-se que a floresta esteja produzindo cerca de 0,799 Mg.ha/mês de liteira, nas condições normais de temperatura, umidade e pluviosidade. Porém quando submetida à exclusão de água da chuva, estima-se que apenas 0,575 Mg.ha/mês de liteira esteja sendo produzida. Assim com base nestes resultados, a floresta pode estar reciclando 477,570 Kg.ha/mês de C; 13,138 Kg.ha/mês de N; 0,366 Kg.ha/mês de P e 2,371 Kg.ha/mês de K nas suas condições normais e apenas 68,4 % destes valores quando submetidas ao estresse hídrico.

A produção primária total de liteira foi maior no período de junho a novembro, tanto para a parcela controle (Parcela A) quanto para a parcela experimental (Parcela B) durante todo o experimento. Sendo este período considerado como o menos chuvoso da região. Durante a fase inicial do experimento, antes da exclusão de água, as duas parcelas obedeceram ao mesmo padrão de sazonalidade, apresentando quantidades semelhantes de liteira. Porém após a exclusão de água, a parcela experimental apresentou acentuada redução na produção total de liteira. Supõe-se que isto tenha ocorrido em virtude das plantas não estarem renovando suas folhas, uma vez que as mesmas encontram-se em forte estresse hídrico, devido à exclusão de água nesta parcela.

A produção foliar, assim como a produção total, foi maior no período correspondente a estação menos chuvosa, sendo que as duas parcelas exibiram os mesmos parâmetros de produção na fase inicial do experimento, porém verificou-se uma sensível redução na parcela B quando submetida à exclusão.

A fração gravetos também apresentou uma queda na sua produção após a exclusão, porém esta fração demonstrou comportamentos diferentes em cada parcela depois de realizada a exclusão de água.

A fração reprodutiva foi a que mais sofreu efeito da exclusão de água reduzindo drasticamente a sua produção, tanto quando comparada com a parcela controle como quando comparada com o período antes da exclusão. Diferentes das outras frações, a fração reprodutiva exibiu maior índice de produção no período compreendido entre os meses de dezembro a março, que corresponde à estação úmida da região.

4. Conclusões

A queda de liteira em Caxiuana é sazonal, sendo o maior índice de queda de liteira durante o período seco que corresponde ao verão na região.

O total de liteira produzida e suas frações estão de acordo com outros resultados obtidos em florestas amazônicas de terra firme.

A fração que mais sofreu efeito da exclusão de água foi a fração reprodutiva.

Em condições de estresse hídrico a floresta apresenta uma redução de 28 % na produção primária de liteira fina e 31,6 % na reciclagem de nutrientes.

5. Referências Bibliográfica

ALMEIDA, S.A., LISBOA, P.L.B. & SILVA, A.S.L. 1993. Diver-

sidade Florística de uma comunidade arbórea na Estação Científica “Ferreira Penna”, em Caxiuana (Pará). Bol. Museu Para. Emílio Goeldi, ser. Bot., Belém, 9 (1).

FACELLI, J.M. & PICKETT, S.T.A. 1991. Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. The Botanical Review.

GOLLEY, F.B., MCGINNIS, J.T., CLEMENTS, R.G., CHILD, I. & DUEVER, J. 1978. Ciclagem de minerais em um ecossistema de floresta tropical úmida. EPU-EDUSP, São Paulo.

GOLLEY, F.B., MCGINNIS, J.T., CLEMENTS, R.G., CHILD, I. & DUEVER, J. 1975. Mineral cycling in a tropical moist Forest ecosystem. Athens, University of Georgia Press.

KLINGE, M.; RODRIGUES, W. A. 1968. Litter production in área of Amazonian terra firme forest. Part I: Litter fall, organic carbon and total nitrogen contents de litter. *Amazoniana*, 1 (4).

JORDAN, C. F. 1985. Nutrient cycling in tropical forest ecosystems. Chichester, UK, Wiley Publ.

Esclerofilia em *Ilex microdonta* (aquifoliaceae) em neossolo litólico hístico do morro anhangava, PR

Rodrigo Aquino de Paula¹, Fernanda Noemberg Lazzari¹, *Celina Wisniewski*², Maria Regina T. Boeger³

¹Acadêmicos de Agronomia – UFPR, ² Professora, Departamento de Solos e Engenharia Agrícola – UFPR cewisni@agrarias.ufpr.br; ³ Professora, Departamento de Botânica - UFPR

1. Introdução

Plantas esclerófilas estão relacionadas a ambientes com déficits hídricos sazonais, baixos teores de nutrientes no solo (especialmente N e P), defesa contra herbivoria ou mecanismo de proteção da longevidade das folhas. Apesar da controvérsia sobre o conceito de esclerofilia, que no senso estrito significa “folhas duras”, ROTH (1984) considera esclerófilas as folhas que apresentam grande quantidade de esclerênquima (na forma de fibra ou na forma de esclereídes). A textura coriácea, também característica de esclerofilia, pode ser decorrente do aumento na espessura da parede celular das células epidérmicas ou hipodérmicas, aumento do número de camadas de tecidos como o parênquima paliçádico ou ainda do desenvolvimento do tecido vascular. Essas hipóteses não são excludentes e somam-se para explicar a presença da vegetação esclerófila nas formações florestais tropicais.

Existem diferentes métodos para definir plantas esclerófilas. RIZZINI (1976) definiu que plantas esclerófilas apresentam índice de esclerofilia IE > 0,6 e plantas mesófilas IE < 0,6; já WITKOWSKI e LAMONT (1991) utilizam a área específica foliar (AEF) como referência, porém sem estipular valores para a esclerofilia.

O Morro do Anhangava localiza-se na Serra da Baitaca (25°23' S e 49°00' W), que é a primeira grande elevação da Serra do Mar no seu lado oeste. Constitui-se num “stock” granítico com 1430 m de altitude em cuja face sul, a partir de 1200m encontra-se a Floresta Ombrófila Densa Altomontana sobre solos pouco desenvolvidos predominando os CAMBISSOLOS nas porções inferiores e os NEOSSOLOS LITÓLICOS e os NEOSSOLOS LITÓLICOS hísticos com afloramentos do material de origem nas partes mais altas e nos aclives mais acentuados. No. O clima regional é do tipo Cfa (Koeppen), embora na comunidade altomontana estudadas por RODERJAN (1994), onde *Ilex microdonta* (Reineck) (Aquifoliaceae) foi a espécie de maior índice de valor de importância, tenham sido registradas temperaturas mínimas de até -5°C e temperaturas máximas de até 30°C

As características morfológicas que a espécie apresenta acima de 1.200 m de altitude, são próprias de vegetação altomontana com grande influência do vento, umidade, insolação e variações de temperatura; apresentando nanismo, troncos curtos e tortuosos,

folhas perenes, pequenas e coriáceas, indicativas de esclerofilia.

O objetivo deste trabalho foi:

a) Estimar peso seco, área foliar, área específica foliar, densidade estomática e espessura das folhas novas e velhas de *I. microdonta* para avaliar o índice de esclerofilia segundo RIZZINI (1976) e WITKOWSKI e LAMONT, (1991);

b) Determinar os teores dos macronutrientes nas folhas de *I. microdonta* e no solo;

c) Correlacionar a concentração de nutrientes do solo e das folhas com a possível esclerofilia.

2. Métodos

Foram selecionadas, ao acaso, 5 árvores das quais foram coletadas folhas novas, completamente estendidas, e folhas velhas de ramos ao sol da parte mais alta da copa. Foi analisada a morfologia de 22 folhas novas e velhas de cada árvore. A área foliar foi medida em 20 folhas mediante a imagem digitalizada em scanner de mesa, com o programa Sigma Scan. O peso seco foi obtido através da pesagem de 20 folhas previamente secas em estufa a 65° C.

A superfície da região mediana de 10 folhas novas e 10 folhas velhas foi modelada com esmalte incolor na face abaxial para determinação da densidade estomática através da contagem dos estômatos numa área de 1 mm². Para a análise da anatomia foliar foram feitas seções com 1 cm² da região mediana 2 folhas novas e 2 folhas velhas, que foram fixadas em F.A.A. 50%. O material foi em seguida cortado transversalmente com lâmina de barbear, e a espessura foliar foi medida em microscópio ótico com auxílio de ocular micrométrica.

Folhas novas e velhas foram secas em estufa e moídas em moedor tipo Wiley para a determinação dos teores de N, P, K, Ca e Mg. O material foliar foi digerido com HCl a 10% em mufla a 500°C, e a determinação foi feita em espectrofotômetro de absorção atômica, conforme metodologia descrita por HILDEBRAND (1976). O nitrogênio foi determinado pelo método KJELDAHL.

Amostras compostas do solo foram retiradas a uma profundidade de 0 – 20 cm, e submetidas à análise química de rotina segundo a metodologia proposta pela EMBRAPA (1979).

Os dados de morfologia foliar foram analisados estatisticamente segundo um Delineamento Inteiramente Casualizado através do programa M-stat. As médias foram comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade.

Os dados dos macronutrientes foliares e do solo foram correlacionados estatisticamente através do programa de computador Excel, utilizando-se o fator R² > 0,5 ou 0,6 como indicador de correlação positiva.

3. Resultados

O conjunto de todas as variáveis de morfologia foliar analisadas não deixa dúvidas quanto à presença de alto grau de esclerofilia nas folhas de *I. microdonta*, segundo os dois métodos empregados. As folhas mais velhas apresentaram maior grau de esclerofilia do que as mais jovens.

De acordo com os estudos de BOEGER (2000), o aumento do peso seco das folhas velhas em relação às folhas novas (0,030g e 0,089 g respectivamente) sem o aumento significativo da área foliar (2,0cm² e 3,3cm², respectivamente), mas com um aumento significativo da espessura foliar (316,2µm e 434,5µm, respectivamente) concordam com o aumento do peso devido à lignificação na esclerofilia.

A redução do AEF (área específica foliar) das folhas velhas em relação às folhas novas (de 67,75cm²/g para 43,58cm²/g) indica esclerofilia em maior grau nas folhas velhas.

A espessura foliar, tanto para folhas novas como para folhas velhas foi característica de folhas coriáceas, esclerófilas. O IE superior a 0,6 (7,25 e 10,55 para folhas novas e velhas respectivamente), segundo RIZZINI (1976) é indicativo de esclerofilia.

Todos os solos coletados foram classificados como

NEOSSOLOS LITÓLICOS HÍSTICOS, com uma espessura média de 20cm. Podem ser considerados oligotróficos, extremamente ácidos, com elevados teores de alumínio trocável em função das perdas por lixiviação ocasionadas pela alta declividade (48%) e pobreza do material de origem. Os teores de P (8,9 mg.dm⁻³), no entanto, não são tão baixos, comparativamente a solos florestais onde outras espécies de árvores nativas se desenvolvem sem apresentar sintomas de esclerofilia. Provavelmente neste caso a esclerofilia não esteja relacionada unicamente aos baixos teores de N (8,7 g.Kg⁻¹) ou até do Ca (0,8 cmol_c.dm⁻³) destes solos que apresentam outras características limitantes como a pequena espessura e a constituição essencialmente orgânica que afeta grandemente as relações nutricionais e até hídricas, comparativamente a solos minerais.

As folhas, tanto novas como velhas, também apresentaram baixos teores de nutrientes, embora isso pareça ser comum em ambientes semelhantes e não se tenha muitos dados disponíveis para comparação. Não foram encontradas correlações significativas entre os teores de nutrientes das folhas novas ou velhas e os teores de nutrientes solo.

4. Conclusão

Ilex microdonta apresentou elevado grau de esclerofilia tanto nas folhas novas como velhas, mas relacionar esta característica morfológica apenas aos baixos teores de N e P dos solos que caracterizam a Floresta Ombrófila Densa Altomontana, representa uma super-simplificação dos processos que ocorrem naquele ambiente tão limitante.

Estudos mais aprofundados, incluindo metodologias diferenciadas para a extração de nutrientes deste tipo de solo de constituição eminentemente orgânica (extração com ácido cítrico e nitroperclórica), são essenciais para que se compreenda com mais clareza a atuação do mecanismo de esclerofilia e sua relação com as características químicas dos solos. Num ambiente tão limitante e complexo como este, é pouco provável que somente um fator esteja agindo isoladamente.

5. Bibliografia

- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-SNLCS. Manual de Métodos de Análise de Solo. Rio de Janeiro, 1979.
- BOEGER, M.R.T. 2000. Morfologia foliar e aspectos nutricionais de espécies arbóreas em três estádios sucessionais de floresta ombrófila densa das terras baixas, Paranaguá, PR. Tese de doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba 2000.
- HILDEBRAND, E. C. Manual de análises químicas de solo e plantas. Curitiba, UFPR (mimeo.). 1976. 225p.
- RIZZINI, C.T. Tratado de Fitogeografia do Brasil. Volume 01. EDUSP/HUCITEC. São Paulo. SP. 1976.
- RODERJAN, C. V. O gradiente da floresta ombrófila densa no Morro Anhangava, Quatro Barras, PR – aspectos climáticos, pedológicos e fitossociológicos. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba 1994.
- ROTH, I. Stratification of tropical forest as seen in leaf structure. Tasks for vegetation Science. Hague; Ed. H. Lieth. Junk, 1984
- WITKOWSKI, E.T.F. & LAMONT, B.B.. Leaf specific mass confounds leaf density and thickness. *Oecologia* 88:p 486-493. 1991

Quantificação de impactos ambientais das atividades antrópicas conflitantes a partir do uso de matrizes de impactos e escalas de poderização

Autores: *Rosalve Lucas Marcelino e-mail: rwlucas@uesb.br;*

Roberto Sassi;

_____rsassi@nepremar.ufpb.br;

Universidade Federal da Paraíba e UESB – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – Vitória da Conquista

1.- Introdução

Os Estuários são ambientes costeiros semifechados que mantêm uma ligação livre com o oceano aberto, no interior do qual a água do mar é mensuravelmente diluída pela água doce oriunda da drenagem continental (Camerom & Pritchard, 1963). Por apresentarem, quase sempre, altas concentrações de nutrientes em suas águas, são naturalmente férteis, o que os tornam áreas de grande interesse econômico (University of Miami, 1970; Pollard, 1976). A elevada produtividade biológica que apresentam (Ryther, 1969; Mann, 1972) faz com que esses ambientes sejam considerados como berçários de inúmeras espécies de peixes e outros animais de interesse comercial, que usam esses locais para o desenvolvimento das primeiras fases de seus ciclos de vida (Korringa, 1973; Chao et al, 1986). Suas águas apresentam-se, com frequência, muito turvas, devido à presença de grande quantidade de material particulado em suspensão, notadamente silte e argila. Apesar de sua importância, os estuários são áreas naturalmente estressadas e sujeitas a diferentes tipos de pressão antrópica Odum (1970). Neste contexto, ressalta-se o fato de que esses ambientes têm servido ao despejo de esgotos domésticos e/ou industriais de grandes metrópoles, além de abrigarem portos e empresas de navegação, e servirem a inúmeros usos conflitantes (Vidal, 1999). O Estuário do rio Paraíba do Norte, no município de Cabedelo – Paraíba, foi objeto de pesquisa sobre quantificação dos impactos ambientais das atividades conflitantes, que têm se constituído um grande obstáculo à produtividade biológica, à sobrevivência de espécies de animais e vegetais, que vem sendo gradualmente reduzidas em função da intensidade dessas interferências antrópicas, tais problemas vem sendo objeto de estudos direcionados ao planejamento dessas áreas, no sentido de atenuar os efeitos negativos sobre a economia, na produção pesqueira e no ordenamento das atividades ali instaladas. Assim, este trabalho vem como um instrumento para o gerenciamento de áreas críticas, fornecer dados científicos aos gestores públicos.

2.- Material e Métodos

Para realizar este trabalho utilizou-se os seguintes passos metodológicos:

1. a)- Delimitação da área de influência, seleção do material cartográfico; b) Levantamento bibliográfico sobre o tema escolhido; c)- Observação direta e indireta da área estudada, com visitas ao campo, utilizando fotografias, cartas topográficas e imagens de satélite; d) Aplicação de questionários e matrizes de impactos, utilizando-se escala de ponderação de Rohde para as medições, contagem, pesagem e medidas de indicadores das interferências humanas no ambiente (lixo e esgotos); e) Plotagem dos pontos de coleta e amostragens com GPS portátil (Global Position System). Em seguida foi realizado o tratamento estatístico dos dados coletados. 2. A compartimentação do estuário do rio Paraíba do Norte foi feita de modo a facilitar a análise das diferentes magnitudes dos impactos, e permitir que os indicadores, fatores e parâmetros da qualidade ambiental pudessem ser listados 3. Utilizou-se ainda neste trabalho, as listagens de controle descritiva utilizadas por Caanter (1983) e o método do Patamar de tolerância ou Limite de interesse ("Threshold of Concern"), onde se incorpora o grau de importância de cada impacto. Em relação à caracterização dos impactos, adaptada da metodologia de Rohde, foram atribuídos valores de 0, 1, 2 e 3 correspondentes à intensidade dos impactos

conforme a classificação e magnitude. Em relação à escala universal de valores da paisagem, utilizou-se a o método da subjetividade compartilhada e controlada. A partir desses dados coletados foi possível obter os índices de qualidade ambiental (IQA) das localidades, obtidos a partir da equação: $IQA = (Pt - Pi) / Pt$; onde: Pt = Somatório dos pesos de todos os impactos, em caso de, hipoteticamente apresentassem o seu nível máximo, e Pi = Somatória dos pesos dos diversos fatores de impacto ambiental em cada compartimento. Os índices assim obtidos podem variar entre 0 e 1 (ou 0 e 100%), sendo que zero "0" indica a máxima degradação ambiental e 1, a máxima qualidade ambiental.

3.- Discussão e Resultados

A partir dos resultados obtidos, verificou-se que o número de habitantes está associado à intensidade dos impactos verificados nas áreas estudadas, assim nas duas margens analisadas encontrou-se resultados que confirmam esta associação. As áreas mais densamente povoadas estão concentradas na margem direita 6,5 (pessoas por unidade domiciliar), e também onde foram encontrados os menores índices de qualidade ambiental (maiores quantidades de lixo e esgotos e queda da produção pesqueira), os resultados mostraram ainda que existe um vínculo bem menor entre o homem e o meio. As diferenças evidenciadas entre as duas margens do estuário refletem o tipo de ocupação do espaço, uma vez que na margem esquerda as populações ocorrem em pequenos núcleos urbanos com menor densidade (5,5 habitantes por unidade residencial). Os locais com menores índices de população existentes nas margens do estuário, foram registradas em Costinha, Forte Velho, Ribeira e Livramento (margem esquerda), que somam no conjunto, 23,5% do total de moradores. O mais elevado (19,3%) foi constatado apenas em uma localidade, Manguinhos, onde também se evidenciou um maior número de residências na margem do estuário (125 unidades domiciliares). Ressalta-se que os ambientes com características de favelas foram registradas nas localidades de Bayeux e Manguinhos, sendo esta, a mais populosa. Computou-se um total de 3.496 habitantes em todas as unidades domiciliares existentes nas margens do estuário, distribuídas ao longo dos seus 22 km de extensão, desde o Rio Sanhauá até Cabedelo, sendo que na margem direita foram contabilizadas 2.092 pessoas e na esquerda, 1.404. Essa ocupação diferencial das margens do estuário se reflete no ambiente social, na estrutura urbana, na qualidade de vida e na exploração dos recursos estuarinos, resultando, em consequência, em diversas interferências no ambiente. Diferença marcante entre as duas margens também foi observada quanto ao tempo de permanência das pessoas em cada área, evidenciando-se que os moradores da margem esquerda fixam-se nos locais por muito mais tempo, denotando, assim, um vínculo tradicional mais profundo com o estuário. As localidades da margem esquerdas (Ribeira, Livramento e Bayeux), têm maior capacidade de fixação do habitante no lugar do que as demais áreas do estuário, pois o tempo médio em anos de residência dos moradores nesses locais chega a ser mais do que o dobro dos outros locais. Nesses locais, a pessoa mantém residência por mais de 20 anos, em média, chegando até 32 anos, como foi constatado em Livramento. A margem esquerda mostra, um predomínio de pessoas cuja principal fonte de renda é baseada na exploração dos recursos pesqueiros, contrastando com a margem direita que têm suas rendas baseadas em outras atividades. Em Forte Velho, por exemplo, a maior parte dos entrevistados é composta por pescadores há mais de 20 anos, contrastando com Manguinhos e Jacaré, onde praticamente nenhum vínculo existe entre os moradores da área e a tradição pesqueira. Ressalta-se, no entanto, que a importância direta e indireta do estuário não se restringe apenas à sua área de influência mas estende-se para além de suas margens. Vários produtos e serviços que o ambiente oferece (lazer, turismo, atividades portuárias, transporte fluvial, comércio de pescados em geral, carcinocultura, etc.) muitas vezes são explorados por pessoas que residem distante das margens do estuário.

ário, as quais não foram registradas nessa pesquisa. Diferenças profundas entre cada margem do estuário foram observadas no que concerne às formas de uso do estuário, das margens e das áreas de manguezal. Na margem esquerda desenvolvem-se predominantemente atividades como o turismo, a pesca esportiva, a pesca de subsistência, atividades de lazer, contrastando com a margem direita, onde os espaços são mais utilizados para aqüicultura (carcinocultura), navegação, deposição de lixo e lançamento de esgotos domésticos. Na margem esquerda, as localidades onde se observa uma maior diversidade de usos do espaço estuarino são Costinha e Forte Velho e, na margem direita, Jacaré e Cabedelo, enquanto que as localidades com menor diversidade de usos são Livramento, na margem esquerda, Porto do Capim e Manguinhos, na margem direita. Com relação às condições infra-estruturais encontradas nas diferentes localidades estuarinas, constatou-se que a margem direita é muito mais bem servida do que a margem esquerda, as localidades mais assistidas são Mandacaru e Cabedelo, enquanto que na margem esquerda, Bayeux é que mostra melhores condições de infra-estrutura urbana. As localidades menos servidas são Ribeira e Livramento. Os resultados dos índices de Qualidade Ambiental obtidos das localidades mostraram que quase todos pontos críticos concentram-se na margem direita, (abaixo de 0,5) e que em apenas 3 localidades da margem esquerda (Livramento, Ribeira e Forte Velho) os índices foram superiores a 0,7, demonstrando, assim, melhores condições ambientais.

4. Conclusões:

A utilização das matrizes de impactos e escala de ponderação para mensurar os impactos ambientais das atividades conflitantes com o equilíbrio ambiental, mostrou-se bastante eficaz na classificação das atividades conforme seu uso e intensidade. Assim, no caso do estudo do estuário do rio Paraíba do Norte, pôde-se listar quais as atividades incompatíveis com a qualidade ambiental, identificar os pontos críticos: localidade de Manguinhos, Cabedelo e Porto do Capim, onde foram registrados os menores índices, e suas atividades conflitantes expressivas: lançamento de esgotos e deposição de lixo sólido. Nesses locais, praticamente não existe nenhum vínculo entre o meio e o homem, e conforme relatos de moradores, essa situação era bastante diferente há 25 anos atrás. E o grande vilão da história é a ocupação desordenada e superpopulação. Nesses locais as interferências humanas reduziram substancialmente os recursos do estuário. Esses problemas induziram homem à procura de outras fontes de renda, como o comércio e serviços, decaindo assim a qualidade de alimentos. A margem direita, mantém-se produtiva graças à baixa densidade populacional, porém, já há indícios de redução em alguns tipos de produtos como o camarão. Tais fatores negativos sobre o ambiente remetem à reflexão sobre o ordenamento das atividades ali exercidas, a questão da produtividade ecológica está estreitamente ligada à economia, à qualidade de vida dos habitantes do lugar. Aos gestores públicos, resta o alerta, e os métodos de identificação e quantificação dos problemas como forma de criar mecanismos para atenuar os efeitos negativos das atividades incompatíveis com o ambiente e porque não com a própria sobrevivência?

5. Bibliografia

CAANTER, L. W. et al.; *Impact of growth – a guide for socio-economic assesment and planning*. Chelsea, Michigan: Lewis Publisher 1983.

CAMERON, W. M. & PRITCHARD, D. W. Estuaries. In: The sea 2. Wiley-Interscience, London. 1963. p. 306-324

CHAO, N. L., VIEIRA, J. P. & BARBIERI, L. R. R. *Lagoa dos Patos as a nursery ground for shore fishes of southern Brazil*. In: IOC/FAO Workshop on Recruitment in Tropical Coastal Demersal Communities. UNESCO, Workshop Report n. 44, Supplement. Ciudad del Carmen, México. 1986.

DIEGUES, A. C. *Ecologia Humana e planejamento em áreas costeiras*. São Paulo: NUPAUB-USP. 1995. 190 p.

KORRINGA, P. *The edge of the North Sea as a nursery ground and shellfish area*. In: GOLDBERG, E. D. (Ed.), North Sea, Science. MIT Press, Cambridge, Massachusetts. 1973.

MANN, K.H. - *Macrophyte production and detritus food chains in coastal waters*. In: MELCHORRI, U. & HOPTON, J. (Eds.), *Detritus and its role in aquatic ecosystems*. Memoir Ist. Italiano Idrobiol. 1972. Suppl. 29: 325p.

ODUM, W.E. *Utilization of the direct grazing and plant detritus food chains by the striped mullet Mugil Cephalus*, p. 222-224. In: J.H. Steele (ed). *Marine food chains*. University of California Press, Berkeley. 1970.

POLLARD, D. A. *Estuaries must be protected*. Aust. Fish. 1976. p. 6.

ROHDE, G. M.; *Estudos de impactos Ambientais*. Porto Alegre: CIENTEC, 42p Boletim técnico. 1988. N° 4

RYTHER, J. H. *Photosynthesis and fish production in the sea*. Science, 166: 72. 1969.

SASSI, R. & MELO, G.N., - *Contribuição ao conhecimento da fauna de protozoários do estuário do Rio Paraíba do Norte: Tintinoíneos do Rio Mandacaru*. Rev. Nordestina Biol., João Pessoa, 1982. 5(2): 141-155.

UNIVERSITY OF MIAMI - *South Florida's mangrove bordered estuaries: their role in sport and commercial fish production*. Univ. Miami Sea Grant Vnf. Bull. N.º 4. 1970.

VIDAL, W.C.L. & SASSI, R. *Influência do manguezal na região marinha adjacente à laguna de Jacarapé, João Pessoa, Paraíba, Brasil*. V Encontro de Iniciação Científica da UFPB. 1998. p. 89-105.

Níveis de resíduos de organoclorados em leite humano, na região de Piracicaba, SP.

Rosana Maria de Oliveira Freguglia^a & Valdemar Luiz Tornisielo^a
^a Centro de Energia Nuclear na Agricultura - Universidade de São Paulo (rmofregu@cena.usp.br)
 Projeto Financiado pela FAPESP

1. Introdução

O uso indiscriminado de pesticidas e a contaminação ambiental originada destes composto têm preocupado pesquisadores e órgãos governamentais, principalmente os envolvidos com saúde pública e sustentabilidade dos recursos naturais. O Brasil destaca-se por ser um grande produtor e consumidor de pesticidas. Apesar da diversificação dos pesticidas no mercado internacional, os organoclorados como o DDT, DDE, Heptacloro ainda podem estar sendo utilizados, devido à versatilidade de ação contra várias pragas e o baixo custo de aquisição por vias clandestinas. Trabalhos efetuados com suporte da FAO (2000) em diferentes partes do mundo tem evidenciado a presença de organoclorados no homem e em animais.

Os organoclorados são altamente persistentes e fortemente lipofílicos, com tendência a acumular na gordura animal, incluindo o leite (Mukherjee & Gopa, 1993; Picó et al., 1995). Seus resíduos podem permanecer no ambiente por anos, podendo assim, atingir espécies de organismos que são usados como alimento pelo Homem (Paasivirta, 1983). Sendo assim, a população recebe doses mínimas, porém constantes de produtos tóxicos, já que, além do consumo de alimentos contaminados, a grande maioria dos mananciais de abastecimento público vem sendo poluído por pesticidas diversos. As pequenas doses ingeridas constantemente, principalmente de compostos organoclorados, vão se acumulando em nosso organismo, podendo causar, ao longo do tempo, agravos à saúde como câncer, distúrbios hormonais, comportamentais, nervosos, etc. (Contreras et al., 1998; Cocco, 2002; Vassilief & Guerreiro, 2002).

Devido aos prováveis riscos de intoxicação da população através da ingestão de alimentos contaminados por pesticidas, a

Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) tem sugerido a implantação e implementação de laboratórios para a determinação de resíduos de pesticidas em produtos alimentícios. Estas medidas constituem a base para discussão dos perigos que ameaçam a coletividade, pois a ação de substâncias tóxicas pode alterar os fenômenos bioquímicos e fisiológicos dos organismos, podendo na maioria das vezes, ser responsável por diferentes tipos de doenças, inclusive óbito. O estudo dos fluidos biológicos e do tecido adiposo tem sido usado como índice do nível de contaminação das populações e o leite humano, em especial, tem sido considerado como importante bioindicador para o monitoramento da exposição de populações humanas a poluentes ambientais.

O presente estudo teve por objetivo determinar os níveis de resíduos de pesticidas organoclorados em leite humano, na região de Piracicaba-SP e, também, gerar um banco de dados sobre a contaminação de leite humano por organoclorados.

2. Metodologia

As amostras de leite humano foram obtidas de mães voluntárias em processo de lactação. Foram coletados cerca de 30 g de leite, em frascos de vidro de boca larga com tampas de plástico (capacidade 50 mL). Os frascos receberam identificação, foram acondicionados em caixas térmicas com gelo e transportados para o laboratório. As amostras foram processadas junto ao Laboratório de Ecotoxicologia do Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP, em Piracicaba – São Paulo.

Foram rastreados os seguintes organoclorados: Hexaclorobenzeno, Lindane, Heptacloro, Aldrin, Heptacloro epóxi, *o,p'*DDE, Endosulfan I, *p,p'*DDE, Dieldrin, Endrin, Endosulfan II, Endosulfan sulfato e Metoxicloro.

Na extração utilizou-se procedimento descrito por Mañes et al. (1993). Como coluna para extração da amostra foram utilizados cartuchos C₁₈ (Sep-Pak Vac - 1g, Waters Corporation) com capacidade de 6 mL. As extrações (filtração e eluição) das amostras foram feitas com auxílio de câmara de vácuo. A Testemunha e Branco seguiram o mesmo procedimento de extração.

As análises cromatográficas foram realizadas através de cromatógrafo gasoso (Chrompack CP 9001) equipado com detector de captura de elétrons (DCE). Na confirmação de identificação foi utilizado cromatógrafo gasoso (Finnigan CGQ) acoplado a um espectrômetro de massa (CG/EM).

Para quantificação foi utilizado o método do padrão externo, usando-se a curva analítica, obtida nas mesmas condições de análise das amostras.

Os resultados foram avaliados segundo CODEX ALIMENTARIUS – Resíduos de pesticidas em alimentos/Limites máximos de resíduos (FAO/WHO, 1996) utilizando-se a recomendação de Ingestão Diária Aceitável (IDA), expresso em $mg\ kg^{-1}$ de massa corporal⁻¹, estabelecida por longa avaliação toxicológica em animais experimentais. Foi calculada a taxa de ingestão diária (TID) de cada doadora e o resultado comparado com a IDA.

3. Resultados e discussão

Foram detectados resíduos de pesticidas organoclorados em 60% das amostras de leite humano coletado de 40 doadoras. Das doadoras avaliadas, 16 não apresentaram níveis detectáveis dos organoclorados monitorados. Algumas amostras apresentaram mais de um resíduo organoclorado, sendo em média de 1,5 por doadora (mínimo=1; máximo=6). A letra E identifica doadora considera Exposta e NE, Não Expostas, segundo critério estabelecido para grau de exposição das doadoras aos pesticidas.

O organoclorado encontrado com maior frequência foi o Heptacloro epóxi, presente em 35,4% das doadoras. Apenas uma doadora identificada por NE08 apresentou concentração do contaminante acima dos limites estabelecidos pelo IDA. Avaliando o Heptacloro, 10,4% das doadoras apresentaram resíduos deste organoclorado. A doadora NE08 apresentou resulta-

dos acima da IDA também para este organoclorado. A IDA estabelecida para resíduos destes organoclorados corresponde a $0,0001\ mg\ kg\ de\ peso\ corporal^{-1}$, que se refere à soma dos níveis toleráveis de Heptacloro e Heptacloro Epóxi. A doadora NE08 apresentou níveis acima dos aceitáveis para ambos os compostos (TID=0,00031 $mg\ kg\ de\ massa\ corporal^{-1}$), sendo este valor 3 vezes maior que o aceitável. A doadora E19 apresentou valor de TID=0,000123 $mg\ kg\ de\ massa\ corporal^{-1}$ para Heptacloro Epóxi, 23% acima do determinado pelo CODEX (FAO/WHO, 1996).

O Dieldrin foi detectado em 25,0% das doadoras avaliadas. As doadoras NE25 e NE26 apresentaram valores acima dos estabelecidos pela legislação vigente (29% e 98%, respectivamente) nas demais, os níveis detectados foram abaixo LMRE ou em nível de traços. O Aldrin e o Endrin não foram detectados nas amostras analisadas. O Aldrin é metabolizado rapidamente no corpo humano, passando para Dieldrin, de modo que, não existe muita probabilidade de se encontrar este resíduo na forma original, se não houver indícios de exposição recente ao composto.

O organoclorado Hexaclorobenzeno foi encontrado em 14,5% das doadoras sendo que, duas doadoras apresentaram concentração de resíduo acima do permitido (E36 e NE33). Já o Lindane apareceu em 5% das amostras e abaixo dos limites estabelecidos para este organoclorado.

A doadora E36 apresentou resultado 36% acima do aceitável. A TID de Hexaclorobenzeno encontrado em NE33 foi 3,4 vezes maior que a IDA, determinada pelo CODEX. Os dados levantados não permitem explicar porque esta amostra apresentou resíduo de Hexaclorobenzeno em níveis elevados.

Foram encontrados os organoclorados *p,p'*DDE e *o,p'*DDE, em 4,2% das doadoras, 2,1% apresentaram Metoxicloro.

Em estudos realizados com leite humano em diferentes regiões do Brasil (Matuo et al. 1990; Matuo et al., 1992 Oliveira & Carvalho-Dores, 1998) observou-se que, devido a grande diversidade de pesticidas e a variedade de culturas e costumes, dificilmente se consegue traçar um perfil epidemiológico ou avaliar o que está acontecendo com os resíduos de organoclorados no país, ao longo dos anos. O perfil tem mais um caráter regional, muito ligado ao tipo de agricultura que se praticou e da cultura predominante na região.

Avaliando os resultados levantados com este estudo e as informações da literatura, é recomendável um acompanhamento do nível destes resíduos nos alimentos, como também estudos toxicológicos para esclarecimento dos possíveis agravos à saúde proveniente destes resíduos. São também de extrema importância os estudos epidemiológicos e avaliação de impacto dos resíduos de compostos organoclorados à saúde e ao ambiente.

Com relação ao leite humano, diante dos valores apresentados e as vantagens do aleitamento natural é indiscutível a importância da amamentação. Cabe às autoridades de vigilância sanitária e de saúde, aumentar a fiscalização e o controle, para garantir à população uma alimentação saudável.

4. Conclusões

Os resultados obtidos apontam para uma contaminação de 60% das doadoras, sendo detectados, principalmente, resíduos dos pesticidas Heptacloro epóxi, Heptacloro, Dieldrin e Hexaclorobenzeno. Das doadoras que participaram do estudo 10% apresentaram resultados de IDA acima do estabelecido pela FAO/WHO. O contaminante mais freqüente foi o Heptacloro epóxi presente em 35,4% das doadoras. Isto reflete uma realidade desta região, voltada para a cultura de cana-de-açúcar e, onde este organoclorado foi utilizado em larga escala.

Quanto ao Hexaclorobenzeno, encontrado em 14,5% das doadoras, o fato de uma delas apresentar nível 3,4 vezes acima do limite estabelecidos pelos órgãos ligados a saúde, foi tratada como um caso isolado, pois, pelos dados levantados não foi possível estabelecer causas para esta contaminação.

Ficou evidente a necessidade de maiores estudos sobre os

organoclorados na região para evitar o agravamento do problema. Faz-se necessário também o estabelecimento de programas de educação voltados à comunidade e medidas de prevenção à saúde humana e ao ambiente.

Diante dos níveis de contaminação e das vantagens associadas ao aleitamento materno fica um alerta às autoridades sobre a presença de contaminantes que, apesar de dentro dos limites, não poderiam estar presentes no leite humano. Avaliando sob o aspecto da importância do aleitamento, num balanço risco-benefício, a amamentação natural ainda é a mais recomendada.

5. Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. **Toxicologia**. <http://www.anvisa.saude.gov.br> (último acesso em 19 de dezembro de 2002).

COCCO, P. **On the rumors about the silent spring. Review of the scientific evidence linking occupational and environmental pesticide exposure to endocrine disruption health effects**. *Cadernos de Saúde Pública*, v.18, n.2, p.379-402, 2002.

CONTRERAS, P.O.; VILLAMIL, J.R.; VALENCIA, H.J.P.; CORTEZ, J.E. **Organochlorine exposure and breast cancer risk in Colombian women**. *Cadernos de Saúde Pública*, v.14, p.125-132, 1998.

FAO. **Pesticide residues in food: 1999 Report**. In: JOINT MEETING OF THE FAO PANEL OF EXPERTS ON PESTICIDE RESIDUES IN FOOD AND THE ENVIRONMENT AND THE WHO EXPERT GROUP ON PESTICIDE RESIDUES. Roma, 2000. Roma: FAO; WHO, 2000.

FAO/WHO. **Codex Alimentarius. Pesticide residues in food – Maximum residue limits**. Roma, 1996. v.2B.

MAÑES, J.; FONT, G.; PICÓ, Y. **Evaluation of a solid-phase extraction system for determining pesticide residues in milk**. *Journal of Chromatography*, v.642, p.195-204, 1993.

MATUO, Y.K.; LOPES, J.N.C.; LOPES, J.L.C. **DDT levels in human milk from Ribeirão Preto**. *Revista Brasileira de Biologia*, v.40, n.20, p.293-296, 1990.

MATUO, Y.K.; LOPES, J.N.C.; CASANOVA, I.C.; MATUO, T.; LOPES, J.L.C. **Organochlorine pesticide residues in human milk in the Ribeirão Preto region State of São Paulo, Brazil**. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v.22, p.167-175, 1992.

MUKHERJEE, I.; GOPAL, M. **Organochlorine pesticide residues in dairy milk in and around Delhi**. *Journal of AOAC International*, v.76, n.2, p.283-286, 1993.

PAASIVIRTA, J. **Food chain enrichment and identification of Endrin and Heptachlor degradation products**. *Journal of AOAC International*, v.54, n.2, p.239-252, 1983.

PICÓ, Y.; VIANA, Z.; FONT, G.; MANES, J. **Determination of organochlorine pesticides content in human milk and infant formulas using solid phase extraction and capillary gas chromatography**. *Journal of the Agricultural and Food Chemistry*, v.43, n.6, p.1610-1615, 1995.

VASSILIEFF, I.; GUERREIRO, C.R. **Relatório da Avaliação do Impacto na Saúde dos Moradores do Recanto dos Pássaros, referente a Contaminação Ambiental do Antigo Site Shell – Química, Município de Paulínia – SP**. Paulínia: Secretaria de Vigilância Sanitária, 2002. 26p.

Forrageamento e alimentação em operárias de *Dinoponera quadriceps* (Hymenoptera, Formicidae, Ponerinae) em ambiente natural

Rosiane Elvina Sousa de Andrade, Hiélia Costa dos Santos & Arrilton Araújo
Setor de Psicobiologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal – RN.
(rosiane_elvina@yahoo.com.br)

1. Introdução

O gênero *Dinoponera* é formado por 6 espécies reconhecidas e descritas como carnívoras (Kempff, 1971; Dantas de Araújo, 1987, 1995; Fourcassié *et al.*, 1999; Caetano *et al.*, 2002). Sua distribuição é restrita à América do Sul, sendo encontrada no sudoeste da Colômbia, oeste do Peru, oeste da Bolívia, Paraguai, nordeste da Argentina e em todo o Brasil (Kempff, 1971; Brandão, 1991). *Dinoponera quadriceps* (Hymenoptera: Formicidae: Ponerinae), conhecida popularmente como tocandira ou formigão é endêmica do nordeste brasileiro além de ser uma das maiores formigas do mundo, medindo cerca de 3cm (Overal, 1980). *Dinoponera quadriceps* é uma espécie monomórfica que apresenta sociedade sem divisões de castas, daí a ausência da indicação de seu status dentro da colônia. O posto de reprodutora (fêmea a) é defendido através de interações agonísticas e indicado pela presença do hidrocarboneto 9-hentriaconteno, em maior quantidade na cutícula desta fêmea (Monnin *et al.*, 1998; Monnin e Peeters, 1998).

Forrageio é a busca por alimento sobre um determinado substrato, onde algumas espécies podem construir trilhas, (Beugnon *et al.*, 1996), ou forragear de forma difusa (Oliveira e Hölldobler, 1989), e há ainda as que forrageiam de modo solitário como *D. quadriceps* (Monnin e Peeters, 1998; Beugnon *et al.*, 1996). O recrutamento é considerado quando o indivíduo (operária exploradora), localiza uma fonte de alimento, retorna à colônia recrutando todas as outras residentes, tanto no caminho quanto na própria colônia (Broussut, 1996). As trilhas podem ser permanentes, usadas anos após anos, ou temporárias, dependendo da quantidade e da renovação ou não da fonte de alimento (Beugnon *et al.*, 1996). Nestas espécies que utilizam trilhas, raramente uma operária volta à colônia sem um item alimentar (Gordon, 1995). Se a fonte de alimento é pequena, a formiga continua buscando por outras fontes adicionais e não constrói trilha para recrutamento, sendo então, o volume do alimento determinante no estímulo ao recrutamento. Em algumas espécies, as operárias não fazem recrutamento, forrageiam de forma solitária e difusa (Fowler, 1997).

Pouco se conhece sobre as formigas do gênero *Dinoponera* (Ponerinae), que inclui as maiores representantes da família Formicidae. Tais formigas apresentam certo grau de especiação em sua alimentação e mais especificamente na captura de presas. Formigas Ponerinae se alimentam predominantemente de artrópodes do solo, sendo presas inteiras ou partes delas (Leal e Oliveira, 1998). No presente estudo nosso objetivo é verificar o modo de forrageio e a origem do alimento capturado pelas operárias.

2. Metodologia

Uma colônia de *Dinoponera quadriceps* (Hymenoptera, Formicidae, Ponerinae) foi escolhida de forma aleatória. As observações foram feitas no turno matutino e vespertino utilizando-se da técnica “focal time sampling” durante 10 min com registro instantâneo a cada minuto. A colônia não foi manipulada, sendo as operárias observadas desde o momento em que saiam do ninho até sua volta. A colônia apresentou 2 entradas, próximas de 1 a 2 m.

O estudo foi realizado na Floresta Nacional (FLONA) de Nísia Floresta/IBAMA, em Nísia Floresta (06° 05’S, 35° 12’W), distante 3 Km da sede do município e 45 Km de Natal, RN – Brasil. A FLONA é uma reserva natural com aproximadamente 175 ha, sendo 80 ha ocupados por mata atlântica secundária, com árvores entre 5 e 14 metros, como a cupiúba (*Tapirira guianensis*), murici-

casudo (*Birsonima* sp), amescla-de-cheio (*Protium brasiliense*), cumichá (*Allophylus puberalus*), cauçu-preto (*Coccoloba* sp), embaúba (*Cecropia adenobus*), cajueiro (*Anacardium occidentale*) (Freire 1995). Cinquenta hectares são formados por mata de tabuleiro, constituída de arvores e gramíneas, 40 ha ocupados com plantação experimental onde se encontram plantas nativas e exóticas como mangueira (*Mangifera indica*), siriguela (*Spondias purpurea*), mogno (*Swietenia* sp) e eucalipto (*Eucalyptus* sp) entre outras. O estudo foi realizado na área de mata atlântica secundária, caracterizada pela forte presença de cipós, bromélias, orquídeas além vegetação arbustiva. O sub-bosque estava presente em todos locais onde se encontrava a colônia e suas áreas de forrageamento. O substrato na área é constituído de folhas, galhos, gravetos e húmus.

No período entre novembro de 2002 e maio de 2003 foram coletados os dados inerentes ao comportamento alimentar dos indivíduos desta colônia. Em função da ocorrência não sistemática de alguns comportamentos como marcação, encontros agonísticos e comunicação, eles foram registrados também pela técnica de "todas as ocorrências" (Martin e Bateson, 1994). Tais comportamentos foram registrados em cadernos de campo e posteriormente foram repassados para o computador. As principais características comportamentais registradas dentro deste período foram as seguintes: a) interações sociais – comunicação tátil quando duas ou mais operárias do ao se encontrarem apresentam o toque de suas antenas; interações agonísticas quando dois animais, ao se encontrarem demonstram alterações em seu padrão de locomoção e forrageamento, deixando claro o incômodo e estresse sofridos pelos animais onde empurrões e a união das mandíbulas são características deste comportamento; b) marcação química nestes casos a operária fricciona a parte distal de seu abdome no substrato; c) alimentação – no forrageio a operária se movimenta lentamente, tocando suas antenas no substrato, vasculhando a área a procura de alimento; locomoção, correspondendo à movimentação mais acentuada do animal sem que ocorra toque das antenas ao substrato; captura de alimento; transporte do alimento; d) limpeza do corpo, em que a operária limpa patas, mandíbulas e/ou abdome; e) inatividade do animal.

3. Resultados e discussão

As operárias apresentaram um padrão de atividade extra-ninho praticamente constante ao longo do período de estudo. Estas ocuparam em torno de 94,5% do seu tempo em atividades de alimentação, 4,5% em marcação química, 4,3% em limpeza, 2,2% parada e 2,6% em interação social. O forrageamento de tocandiras operárias é caracterizado pelos toques de antenas no material e/ou no ambiente em volta, estes episódios podem ou não terminar em captura de alimento, dentro desta atividade, a operária captura, transporta e pode perder o alimento no trajeto de volta a colônia em obstáculos do substrato ou para outros indivíduos. Ao se aproximar de uma fonte de alimento, a operária intensifica o movimento das antenas e abre suas mandíbulas de modo a capturar, o mais rapidamente possível, a presa.

Observamos que a dieta foi composta de alimentos de origem animal com 74% do total capturado pelas operárias, e 8% alimentos de origem vegetal. Em 18% das vezes não foi possível identificar o tipo de alimento capturado, devido ao seu pequeno tamanho e forma, e ainda pelo rápido deslocamento da operária em direção ao ninho. As presas de origem animal consistiam em insetos (86,5%), aranhas (5,4%), diplópode (2,7%), miriápode (2,7%) e pequenos moluscos terrestres (2,7%). Os alimentos de origem vegetal eram pequenos frutos de *Eugenia* sp em sua maioria, e pequenas sementes não identificadas taxonomicamente.

Alguns modelos de forrageio social, negligenciam ou não enfatizam a frequência randômica natural da descoberta de alimento (Giraldeau e Caraco, 2000), bem como sua forma de utilização, se imediata ou não como no modelo de forrageio clássico.

Tal modelo é questionado por Ydenberg e Schmid-Hempel (1994), quando se refere a insetos sociais, pois daí, os alimentos coletados e entregues por cada operária não é de exclusivo uso para seu consumo, e sim para as residentes e crias. Sendo assim, custos e benefícios do forrageamento são compensados e recebidos de diferentes partes. Esses modelos não levam em consideração o armazenamento de alimentos nas colônias, pois o aprisionamento é fundamentalmente um comportamento social, sendo assim, a taxa de auto-alimentação influencia a taxa de entrega de alimento na colônia. Isto foi observado em alguns casos isolados que ocorreu alimentação por parte da operária fora do ninho, e nestes momentos as presas eram pequenos mosquitos (*Culicidae*).

4. Conclusão

Dinoponera quadriceps são predadoras e possuem hábitos alimentares preferencialmente carnívoros, com uma pequena proporção da dieta composta por frutos de *Eugenia* sp, dedicando a maior parte do tempo fora do ninho à busca e transporte de alimentos.

5. Bibliografia

- BEUGNON, G., PASTERGUE-RUIZ, I., SHAT, B. LAUCHAUD, J-P., 1996. Cognitive approach of spatial and temporal information processing in insects. *Behavioral Process* 35:55-62.
- BEUGNON, G., PASTERGUE-RUIZ, I., SHAT, B. LAUCHAUD, J-P., 1996. Cognitive approach of spatial and temporal information processing in insects. *Behavioural Process* 35:55-62.
- BROUSSUT, R., 1996. *Phéromones. La communication chimique chez les animaux*. CNRS Editions. Paris.
- BRANDÃO, C.R.F., 1991. Adendos ao catálogo abreviado das formigas da região neotropical (Hymenoptera, Formicidae). *Revista Brasileira de Entomologia* 35: 319-412
- CAETANO, F.H., JAFFE, K. e ZARA, F.J., 2002. *Formigas: Biologia*. Araras, SP. Topázio Editora.
- DANTAS DE ARAÚJO, C.Z., 1987. *Résultats preliminaires sur la biologie et l'éthologie de Dinoponera quadriceps (Hymenoptera, Formicidae)*. Mémoire de DEA, Université Paris XIII, 31pp.
- DANTAS DE ARAÚJO, C.Z., 1995. Duração dos estágios e longevidade de operárias e machos de *Dinoponera quadriceps* Santschi (Hymenoptera: Formicidae) no campo e em cativeiro. *Anais da Sociedade de Entomologia do Brasil*, 24 (1), 33-38.
- FOURCASSIÉ, V. HENRIQUES, A. e FONTELLA, C., 1999. Route fidelity and spatial orientation in the ant *Dinoponera gigantea* (Hymenoptera, Formicidae) in a primary forest: a Preliminary study. *Sociobiology*, 34 (3) 505-524.
- FOWLER, H. G., 1997. Foraging, diet and community structure in an epigeic ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblage: The role of recruitment. *Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 49(3), 199-202.
- GIRALDEAU, L-A. e CARACO, T., 2000. *Social foraging theory*. Princeton, New Jersey, Princeton University Press.
- GORDON, D. M., 1995. The development of an ant colony's foraging range. *Animal Behaviour*, 49, 649-659.
- KEMPE, W.W., 1971. A preliminary review of the ponerine ant genus *Dinoponera* Roger (Hymenoptera, Formicidae). *Studia Entomologica* 14: 369-392.
- LEAL, I.R. e OLIVEIRA, P.S., 1998. Interactions between fungus-growing ants (Attine), fruits and seeds in cerrado vegetation in Southeast Brazil. *Biotropica*, 30 (2), 170-178.
- LUCAS, Z.R.S., 2002. *Padrões de Forrageamento e Dieta em Dinoponera quadriceps Santschi (Hymenoptera, Formicidae) em ambiente natural*. Dissertação de Mestrado em Psicobiologia apresentada à Universidade Federal do Rio Grande do Norte.
- MARTIN, P. e BATESON, P., 1994. *Measuring behavior. An introductory guide*. 2ª ed. Cambridge, Cambridge University Press.

MONNIN, T., MALOSSE, C. e PEETERS, C., 1998. Solid-phase Microextraction and cuticular hydrocarbon differences related to reproductive activity in queenless ant *Dinoponera quadriceps*. *Journal of Chemical Ecology*, 24 (3), 473-490.

MONNIN, T., PEETERS, C., 1998. Monogyny and regulation of worker mating in the queenless ant *Dinoponera quadriceps*. *Animal Behavior* 55:299-306.

OLIVEIRA, P.S. e HÖLLDOBLER, B., 1989. Orientation and communication in the neotropical ant *Odontomachus bauri* Emery (Hymenoptera, Formicidae, Ponerinae) *Ethology*, 83, 154-166.

OVERAL, W.L., 1980. Observations on colony founding and migration of *Dinoponera gigantea*. *Journal of Georgia Entomological Society* 15: 467-469.

YDENBERG, R. e SCHIMID-HEMPEL, P., 1994. Modelling social insect foraging. *Ecology & Evolution*, 9(12), 491-493.

Financiamento: CAPES, CNPq, UFRN, IBAMA

Resposta Funcional por *Nesticoides rufipes* (Araneae: Theridiidae) Sobre Adultos de *Musca domestica* (Diptera: Muscidae)

Rossi, M. N.¹; Godoy, W. A. C.¹; Faria, L. D. B.¹; Rosa, G. S.¹; Reigada, C.¹

¹Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Departamento de Parasitologia, Botucatu-SP. rossilife@fca.unesp.br

1. Introdução

A regulação de populações de presas por predadores é um processo bastante freqüente em sistemas biológicos em que a densidade populacional é um fator essencial (Stiling, 1999). Nesse sentido, uma variedade de modelos populacionais tem sido propostos na tentativa de se compreender melhor, aspectos relacionados à dinâmica populacional do sistema predador-presa (ex. Rosenzweig & MacArthur, 1963). O efeito da população de predadores sobre a população de presas tem sido bem documentado, principalmente através da investigação de sistemas em que flutuações cíclicas ou regimes caóticos ocorrem freqüentemente (Taylor, 1984; Case, 2000).

O conceito de resposta funcional foi originalmente introduzido por Solomon (1949) e desenvolvido posteriormente por Holling (1959). A resposta funcional é definida como a mudança na taxa de captura de presas por um predador, com a mudança na densidade de presas. Três tipos básicos de resposta funcional foram definidos por Holling (1959). Na resposta funcional do tipo I, o número de presas capturadas pelo predador aumenta linearmente com o aumento na densidade de presas. Na resposta funcional do tipo II, o número de presas capturadas pelo predador aumenta, mas com uma taxa de captura decrescente com o aumento da densidade de presas, gerando uma resposta curvilínea, que atinge uma assíntota na parte superior. A resposta do tipo III é também conhecida como resposta sigmoidal, e nela o número de presas capturadas por predador, por unidade de tempo, aumenta de forma acelerada dentro de um determinado limite de densidade de presas. A partir deste ponto, o tempo de manuseio da presa e/ou a saciação dos predadores, influenciarão de forma a promover o declínio no número de presas capturadas por predador, em função do aumento da densidade de presas, até que uma assíntota superior seja atingida. Este último tipo é o único que pode produzir mortalidade dependente da densidade na ausência de resposta numérica.

No que diz respeito ao tipo de resposta funcional apresentado por aranhas, não parece haver um único padrão exibido por todo o grupo. Riechert & Lockley (1984) concluíram que diversas espécies de aranhas apresentam a resposta funcional do Tipo III. Entretanto, os estudos desenvolvidos por Mansour *et al.* (1980) revelam a resposta do Tipo II. Segundo Nakamura (1977), a resposta funcional do Tipo III em aranhas surge mais em função do resultado

da grande atividade da presa quando em altas densidades, do que do aprendizado ou modificações no comportamento de obtenção de alimento. Döbel (1987), estudando a predação de gafanhotos por aranhas Salticidae e Lycosidae em condições de laboratório, observou que seus dados tendiam tanto ao modelo de resposta do Tipo II como do Tipo III. Investigando a predação destes gafanhotos por *Pardosa* (Araneae: Lycosidae), notou-se que quando um refúgio para presas era introduzido no sistema, a resposta funcional mudava do Tipo II para o Tipo III (Döbel, 1987).

Holling *et al.* (1980), estudando a predação por *Pardosa vancouveri* (Araneae: Lycosidae) sobre *Drosophila melanogaster* (Diptera: Drosophilidae), demonstraram que as aranhas privadas de alimento por um determinado período de tempo apresentam ampla variação no número de presas capturadas e na quantidade de alimento necessário a saciação. Segundo Wise (1993), a resposta funcional do Tipo II é predominante nos estudos envolvendo aranhas, sendo o Tipo III pouco comum. De qualquer forma, pouco é conhecido a respeito do impacto das populações de aranhas em populações de insetos.

No presente estudo avaliou-se o tipo de resposta funcional do predador *Nesticoides rufipes* (Araneae: Theridiidae) sobre *Musca domestica* (Diptera: Muscidae), quando submetido a três condições de jejum e a estrutura do habitat experimental foi modificada.

2. Métodos

Três tipos de habitats experimentais foram utilizados, sendo estes constituídos por recipientes plásticos transparentes de 900 ml, como se segue: 1º tipo) Uma pequena tela de nylon foi colocada dentro de cada recipiente, fixada internamente, mas não chegando a dividi-lo completamente a metade, ou seja, possuindo a largura igual ao raio do recipiente. Esse habitat permitiu a circulação das presas e do predador por um amplo espaço no interior do recipiente. Um espaço de aproximadamente 3 cm na parte inferior, entre a tela e a base, e, outro espaço, entre a tela e a tampa, também foram fornecidos. 2º tipo) Dentro de cada recipiente plástico foi colocada uma tela de nylon dividindo-o a metade, com um espaço de aproximadamente 3 cm na parte inferior, entre a tela e a base, e, outro espaço livre, entre a tela e a tampa, permitindo a circulação das presas e do predador por ambas as partes. 3º tipo) Neste caso, foram colocadas duas telas de nylon dentro de cada recipiente, dividindo o volume interno em quatro partes aproximadamente iguais. Novamente, espaços livres foram deixados entre as telas e a base e entre as telas e a tampa.

Após a preparação dos habitats experimentais, adultos de *M. domestica* foram aleatoriamente retirados da criação de manutenção e separados na densidade de 3 moscas por recipiente plástico. Quarenta e cinco recipientes foram utilizados, sendo 15 para cada tipo de habitat experimental, totalizando 135 presas. Dentre os 15 recipientes de cada habitat experimental, 5 destes receberam aranhas com 5 dias de jejum, outros 5 receberam aranhas com 10 dias de jejum e, os cinco restantes, aranhas com 20 dias de jejum. Portanto, quarenta e cinco fêmeas adultas de *N. rufipes* foram distribuídas nos recipientes, sendo uma por recipiente. Água e açúcar foram fornecidos constantemente às moscas para a manutenção dos espécimes. As aranhas foram colocadas dentro dos recipientes 24 horas antes da introdução das moscas. Imediatamente antes da introdução das aranhas nos recipientes, estas foram individualmente pesadas em balança semi-analítica.

As avaliações foram feitas a cada 24 horas, registrando-se o número de presas consumidas [(através da observação do número de carcaças de moscas depositadas na base dos recipientes (Fox, 1998)]. No momento da avaliação, quando moscas mortas por outras causas exceto a predação eram encontradas, estas eram repostas por moscas provenientes da criação de manutenção. A avaliação foi feita durante 7 dias (168 horas).

Todo o procedimento descrito acima foi novamente realizado, mas adotando-se as densidades de 5, 10, 15 e 20 moscas por

recipiente, totalizando 225, 450, 675 e 900 moscas, respectivamente. Como anteriormente, as avaliações do número de presas consumidas foram feitas a cada 24 horas durante 7 dias, para cada densidade. Portanto, avaliou-se que tipo de resposta funcional foi apresentado por *N. rufipes* em densidades variáveis de *M. domestica*, bem como se tal resposta variou em função do jejum e do habitat experimental. As aranhas que não se alimentaram durante o período de avaliação não foram consideradas.

Primeiramente, comparou-se o peso médio das fêmeas de *N. rufipes*, aos pares, segundo o jejum, aplicando-se o teste *t*-Student. Após a comparação dos pesos médios, análises de variância foram feitas, em esquema fatorial 5 X 3 X 3, comparando-se o número médio de presas consumidas (variável resposta), levando-se em conta a densidade, o habitat, o jejum e suas interações. Estas análises foram feitas comparando-se o número médio de presas consumidas ao longo dos sete dias de experimentação, procedendo-se uma nova análise a cada 24 horas de consumo. Após constatar-se em qual(is) momento(s) e qual(is) variável(eis) independente(s) foi(ram) importante(s), o teste *t*-Student foi aplicado comparando-se as médias da variável resposta entre os diferentes tratamentos da(s) variável(eis) independente(s).

A resposta funcional foi determinada através da observação do número médio de presas consumidas em função da densidade de presas. Para ajudar no entendimento de qual tipo de resposta funcional o sistema predador-presa estudado se assemelha, análises de regressão linear entre a porcentagem média de presas consumidas e a densidade de presas, foram feitas.

3. Resultados

O peso médio das fêmeas de *N. rufipes* decresceu com o aumento do jejum, para todas as densidades de presas. De qualquer forma, segundo o teste *t*-Student para a comparação de médias, em todas as densidades estudadas, as diferenças entre os pesos médios foram significativas entre 5 e 20 dias de jejum. Considerando apenas o jejum de 10 dias, os pesos médios não diferiram estatisticamente dos pesos médios das aranhas submetidas a 5 e 20 dias de jejum levando em conta as densidades de 3, 5, 15 e 20 presas, mas, para a densidade de 10 presas, houve diferença para com o jejum de 20 dias, mas não para com o jejum de 5 dias.

A análise de variância, em esquema fatorial 5 X 3 X 3, comparando-se o número médio de presas consumidas (variável resposta) após 24 horas de consumo, levando-se em conta a densidade, o jejum, o habitat e suas interações, indicou resultados significativos considerando os efeitos da densidade e jejum. Já as demais análises de variância (com o mesmo esquema fatorial), comparando-se o número médio de presas consumidas após 48, 72, 96, 120, 144 e 168 horas de consumo, apresentaram resultados significativos apenas considerando-se o efeito da densidade. É interessante ressaltar que na densidade de 20 presas, o consumo médio de presas foi menor do que nas densidades de 10 e 15 presas ao longo das 168 horas de avaliação, sendo este decréscimo mais intenso no jejum de 20 dias.

Como a análise de variância mostra apenas que existe diferença significativa entre os tratamentos, o teste *t*-Student para comparação de médias foi aplicado, onde se comparou, aos pares, o número médio de presas consumidas entre os jejuns, após 24 horas de consumo. O efeito do habitat não foi considerado. Constatou-se que o número médio de presas consumidas, quando as aranhas foram submetidas à cinco dias de jejum, diferiu daqueles em que as aranhas foram submetidas a 10 e 20 dias de jejum. No entanto, o número médio de presas consumidas pelas aranhas que foram submetidas a 10 dias de jejum, não diferiu do número médio de presas consumidas pelas aranhas submetidas a 20 dias de jejum. Assim, curvas de resposta funcional representando o número médio de presas consumidas por aranhas submetidas a 5 e 20 dias de jejum, foram as mais representativas do sistema, pois mostram os opostos das condições de jejum. O número médio de presas consumidas foi

maior em aranhas submetidas a 5 dias de jejum do que naquelas submetidas a 20 dias de jejum. As curvas de resposta funcional praticamente se sobrepõem após 168 horas de consumo, demonstrando grande semelhança no número médio de presas consumidas entre os diferentes jejuns.

Análises comparando-se as médias de presas consumidas entre os diferentes jejuns dentro de cada densidade, foram feitas. Aplicou-se novamente o teste *t*-Student para a comparação das médias, aos pares. As médias de presas consumidas pertencentes às densidades de 5 e 10 moscas não diferiram entre os diferentes jejuns. Nas densidades de 3, 15 e 20 moscas, as médias de presas consumidas entre os jejuns de 5 e 10 dias, bem como as de 10 e 20 dias, não diferiram estatisticamente. Mas, as médias de presas consumidas entre os jejuns de 5 e 20 dias diferiram significativamente nestas densidades. O maior consumo de presas pelas aranhas em cinco dias de jejum, quando comparadas às aranhas que foram submetidas a 20 dias de jejum, pode ser, em parte, explicado pelo maior peso que estas possuíam no início dos experimentos.

De acordo com os resultados das análises de regressão linear entre a densidade de presas (variável independente) e a porcentagem média de presas consumidas (variável dependente), houve um decréscimo linear significativo na porcentagem média de presas consumidas em função da densidade de presas. Quando ocorre um decréscimo na porcentagem de mortalidade exercida por um predador em função da densidade da presa, mesmo nas densidades mais baixas, a resposta funcional é tida como do tipo II (Holling, 1959; Wise, 1993). Portanto, no presente sistema, a resposta funcional do tipo II é aparentemente predominante.

4. Conclusão

Diferentes condições de jejum podem influenciar a intensidade da resposta funcional apresentada por *N. rufipes* tendo *M. domestica* com presa, sendo este efeito constatado apenas nas primeiras 24 horas de consumo, onde a resposta funcional do Tipo II é predominante.

5. Referências bibliográficas

- Case, T. J. (2000) *An illustrated guide to theoretical ecology*. Oxford University Press, New York, NY.
- Döbel, H. G. (1987) The role of spiders in the regulation of salt marsh planthopper populations. Master's Thesis, University of Maryland.
- Fox, I. (1998) Predation on *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) by *Theridion rufipes* (Araneae: Theridiidae) in Puerto Rico. *Journal of Medical Entomology*, 35, 611-613.
- Holling, C. S. (1959) The components of predation as revealed by a study of small-mammal predation of the European sawfly. *Canadian Entomologist*, 91, 293-320.
- Holling, C. S., Hardman, J. M. & Turnbull, A. L. (1980) Functional response of the wolf spider, *Pardosa vancouveri*, to changes in the density of vestigial-winged fruit flies. *Researches on Population Ecology*, 21, 233-259.
- Mansour, F., Rosen, D. & Shulov, A. (1980) Functional response of the spider *Chiracanthium mildei* (Arachnida: Clubionidae) to prey density. *Entomophaga*, 25, 313-316.
- Nakamura, K. (1977) A model for the functional response of a predator to varying prey densities based on the feeding ecology of wolf spiders. *Bulletin of the National Institute of Agricultural Science of Japan, Series C*, 31, 28-89.
- Riechert, S. E. & Lockley, T. (1984) Spiders as biological control agents. *Annual Review of Entomology*, 29, 299-320.
- Rosenzweig, M. L. & MacArthur, R. H. (1963) Graphical representation and stability conditions of predator-prey interactions. *American Naturalist*, 97, 209-223.
- Solomon, M. E. (1949) The natural control of animal populations. *Journal of Animal Ecology*, 18, 1-35.

Stiling, P. D. (1999) *Ecology: theories and applications*. Prentice Hall, New Jersey, NJ.

Taylor, R. J. (1984) *Predation*. Chapman & Hall, London, UK.

Wise, D. H. (1993) *Spiders in Ecological Webs*. Cambridge University Press, Cambridge.

(Pesquisa financiada pela Fapesp. Proc. n° 01/06368-2)

Utilização de tanques de aquicultura como mesocosmos: características metabólicas de um ecossistema lântico alterado por pesticidas

Ruy Bessa Lopes^a, Luiz Fernando Charbe^b, Rosana Maria Fregaglia^a, Valdemar Luiz Tornisielo^a

^a Laboratório de Ecotoxicologia (rbessa@cena.usp.br), Centro de Energia Nuclear Na Agricultura - CENA/USP

^b Laboratório de Ecologia Isotópica, Centro de Energia Nuclear Na Agricultura - CENA/USP

1. Introdução

Tanques escavados em terra construídos para a aquicultura que possuem uma amplitude de área entre 0,01 e 0,1 hectare e profundidades entre um e 2 metros, tem sido empregados como mesocosmos para a observação de ambientes aquáticos alterados (Weber et al., Johnson et al., e Mayasich et al., citados por Rand, 1995). Os testes com mesocosmos retêm elementos de experimentos controlados, mas não isolam de modo estrito todas as variáveis ambientais. Segundo Voshell (1989) os mesocosmos potencializam o realismo experimental no que diz respeito à análise de agentes tóxicos. O objetivo deste estudo foi traçar um cenário metabólico temporal de seis tanques utilizados como mesocosmos.

O metabolismo de um ecossistema aquático compreende três etapas principais, produção, consumo e decomposição. De acordo com Stumm & Morgan (1981) o ciclo do carbono está interrelacionado com o ciclo de todos os outros elementos. Esteves (1988) também cita que o ciclo do carbono engloba todos os aspectos limnológicos desde a produção primária até a sucessão biológica. As formas carbônicas executam interações entre o ambiente inorgânico do ecossistema e os organismos vivos. A dinâmica do carbono orgânico é central para os estudos do ambiente aquático porque este fator pode contribuir com uma taxa de entrada energética da ordem de 30 a 75% no ecossistema (Kaplan & Newbold, 1993). O carbono orgânico dissolvido (DOC) está diretamente relacionado com o estado trófico do corpo d'água e com o tipo de influência à qual o mesmo está submetido. O DOC também atua como precipitador de nutrientes importantes para a produção primária e é utilizado para estimar a quantidade de matéria orgânica presente no ecossistema. Os principais componentes do DOC são proteínas, carboidratos, lipídeos e compostos húmicos. O carbono inorgânico dissolvido (DIC) se caracteriza pela soma das diferentes formas de carbono inorgânico (CO_2 , HCO_3^- e CO_3^{2-}). A distribuição vertical do CO_2 , HCO_3^- e CO_3^{2-} ao longo da coluna de água é fortemente influenciada por fatores bióticos e abióticos. Destaca-se entre os fatores bióticos a atividade dos organismos fotoautotróficos e heterotróficos e entre os abióticos, o pH e a temperatura do meio. Esteves (1988) ressalva que lagos tropicais, mesmo rasos, podem apresentar acúmulos de CO_2 no hipolimnio. Nestes lagos curtos períodos de estratificação térmica já são suficientes para que ocorra acentuado gradiente de concentração de CO_2 . Isso se deve às altas temperaturas que ocorrem nesses ecossistemas e que favorecem a rápida decomposição da matéria orgânica, sobretudo aquela acumulada sobre o sedimento. Segundo Stumm & Morgan (1981) a respiração consiste na taxa biodegradabilidade e na decomposição da matéria orgânica pelos microorganismos.

2. Métodos

O estudo foi realizado em seis tanques escavados com área de

0,03 hectare com profundidade média de 1,50 m. Este estudo teve início em dezembro de 2001 e término em abril de 2002. Foram realizadas cinco coletas para o monitoramento do metabolismo e uma coleta com os tanques contaminados com dois inseticidas normalmente utilizados pelos piscicultores paulistas para o controle de ectoparasitas são eles o Dimiliná (diflubenzuron) e o Masotená (triclorfon). Sendo em três tanques aplicados o dimilin e em outros três o masoten. O primeiro é classificado como um benzoiluréia e o segundo um organofosforado. A dose única aplicada para o dimilin foi de $0,07\text{gL}^{-1}$ e para o masoten a dose foi de $0,08\text{gL}^{-1}$. O pesticida dimilin possui a propriedade de inibir a produção de quitina e o masoten atua como inibidor da produção de acetilcolinesterase nos artrópodos. A coleta de água para determinação da taxa de respiração dos tanques experimentais foi realizada no período da manhã em frascos de vidro com capacidade de 300 mL transparentes e de tampa esmerilhada. Foram coletados quatro frascos por tanque, sendo o primeiro frasco preservado com 300mL de cloreto de mercúrio (HgCl_2) sendo os outros três incubados por três dias. Os frascos incubados foram inteiramente recobertos com papel alumínio, a fim de evitar aumento de produção biológica, e mantidos em temperatura ambiente. Ao final de três dias, foi determinado o consumo de oxigênio com auxílio de um oxímetro YSI MODEL 58 monido de um sensor YSI 5905/5010. Por diferença entre o frasco preservado (tempo inicial) e os incubados (tempo final) foi determinada a taxa respiratória encontrada nos tanques, procedimento adaptado de APHA, (1995).

Para as coletas de DOC e carbono inorgânico dissolvido (DIC), as amostras foram coletadas em frascos plásticos de 60 mL e conservadas em gelo, por um período máximo de quatro horas, até serem conduzidas ao laboratório. O preparo das amostras segue o seguinte protocolo. Foram preparadas três alíquotas de 20 mL, retiradas do frasco de coleta de campo por uma seringa de 60 mL. Previamente os frascos e os filtros foram calcinados em mufla a 550°C por um período de seis horas para a descontaminação de qualquer resíduo de matéria orgânica presente. As alíquotas foram então filtradas em filtros GF/F com porosidade de 0,7mm e diâmetro de 25 mm com auxílio de um suporte com diâmetro de 25 mm e distribuídas nos frascos de 20 mL com tampas revestidas de teflon. O procedimento para o tratamento das amostras de DIC é semelhante ao de COD com exceção de que o filtro utilizado é de acetato de celulose com porosidade de 0.45 mm e diâmetro. Realizado esses procedimentos de tratamento das amostras esta foram levadas ao equipamento de leitura para determinação de carbono orgânico total Shimadzu TOC 5000 A. Os valores encontrados para CO_2 livre, HCO_3^- e CO_3^{2-} refere-se a especiação química do DIC. O modelo estatístico utilizado para a análise dos parâmetros de metabolismo dos tanques foi o de parcelas subdivididas no tempo.

$$y_{ijk} = m + t_i + b_j + b_j + e_{ij} + s_k + ts_{ik} + e_{ijk}$$

3. Discussão e Resultados

No tanque um notou uma média para DOC entre os períodos de pré-contaminação de 3.89 mg/L, no sexto momento de coleta (contaminação com dimilin) esse valor cai a 1,27 mg/L. Para o tanque 2 o valor médio pré-contaminação foi de 3,75 mg/L e o de contaminação de 1,44 mg/L. Situação semelhante ocorreu no tanque 3 onde os valores foram 5,28 mg/L na pré-contaminação e 1,52 mg/L na contaminação. Nos tanques quatro, cinco e 6 observou-se respectivamente os seguintes valores 2,74 mg/L e 1,20 mg/L, 3,75 mg/L e 1,23 mg/L e 2,95 mg/L e 1,17 mg/L. Para todos os seis tanques, no sexto momento de coleta, percebe-se uma nítida redução na matéria orgânica o que mostra uma queda no estrato primário da cadeia trófica do ecossistema aquático frente ao estressamento a que foi submetido, quando comparado com as épocas de coleta do pré-tratamento.

O modelo estatístico foi utilizado como uma estratégia

exploratória dos dados desse ensaio, mais já mostra algumas tendências como, por exemplo, valores significativos entre blocos para os parâmetros CO₂ livre e bicarbonato. Os quadrados-médios para as diferentes épocas de coleta apresentam diferença significativa para todos os parâmetros à exceção da taxa respiratória e do DIC. O quadrado-médio para *tratamento x época* não apresentou nenhuma diferença significativa entre os parâmetros avaliados.

4. Conclusões

Entre os meses de coleta a matéria orgânica oscilou significativamente para todos os tanques experimentais. No último houve uma redução drástica da matéria orgânica frente ao estressamento ocasionado pela ação do emprego de pesticidas nos tanques.

5. Referências Bibliográficas

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods. (1995) 190 ed. Washington, DC, v.1

Esteves, F. A (1988) Fundamentos de Limnologia. Editora Interciência. Rio de Janeiro. 1ª ed. 575 p.

Kaplan, L. A., Newbold, J. D (ed.) (1993) Biogeochemistry of dissolved organic carbon entering streams. In.: Ford, T. E (ed.) Aquatic Microbiology: An Ecological Approach. Blackwell Scientific Publications

Rand, G. M (ed) (1995) Fundamentals of aquatic toxicology: Effects, environmental fate, and risk assesment. Taylor & Francis. Washington, D. C.

Stumm, W., Morgan., J. J. (1981) Aquatic chemistry: an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters. John Willey & Sons. 2ª ed. 780 p

Voshell, J. R (ed.) (1989) Using mesocosms to assess the aquatic ecological risk of pesticides: theory and practice. Entomological Soc. Of Am., 88p (Misc. Publication n. 75)

Macroecologia de formigas cortadeiras *atta* e *acromyrmex* (hymenoptera: formicidae) - avaliação da regra de rapoport.

Sandra Aparecida Benite-Ribeiro^a, Harold Gordon Fowler^b & Daniel Ferreira Silveira^c -^a UFG/CAJ/CCAB, Jataí - GO (danielfsilveira@yahoo.com.br) ^bUNESP/RC/SP^c graduação UFG/CAJ/CCAB

1. Introdução

A macroecologia avalia as relações entre os organismos e o seu ambiente caracterizando e explicando padrões estatísticos de abundância, distribuição e diversidade numa larga escala geográfica e entre grandes grupos taxonômicos (Brown e Maurer, 1989; Taylor e Gotelli, 1994; Brown, 1995). Modelos gerais são utilizados na busca de explicações para a composição das comunidades locais e para prever suas mudanças após perturbações regionais do ambiente. As variáveis do estudo são características ecologicamente relevantes dos organismos, tais como massa corpórea, densidade populacional e distribuição geográfica que afetam o uso do espaço e de recursos nutricionais (Brown e Maurer, 1989; Brown, 1995).

Os limites para as distribuições geográficas das espécies são condicionados por fatores bióticos (e.g. competição intra e interespecífica, predação e mutualismo, parasitismo e doença etc.) (Connell, 1961, Brown 1971; Paine, 1974) e abióticos (Nobel, 1980; Repasky, 1991). Um dos componentes abióticos relacionado à distribuição é a latitude.

Rapoport foi o primeiro a notar uma correlação entre distribuição e latitude. O padrão foi então denominado por Stevens em 1989 de "Regra de Rapoport". Essa regra estabelece que "quando o grau latitudinal da área geográfica de organismos, que ocorre a uma dada latitude, é plotado contra a latitude uma correlação positiva é encontrada".

Vários taxa Norte Americanos, como mamíferos, moluscos

marinhos, peixes, répteis e anfíbios exibem esse padrão (Stevens, 1989; Pagel et al. 1991). Apesar disso, há controvérsias a respeito da validade e da universalidade da "Regra da Rapoport" (Lyons e Willing, 1997). Além disso, poucos estudos têm testado a regra na América do Sul (Ruggiero, 1999), que possui formato inverso à América do Norte. Vale ressaltar que, uma das hipóteses para explicar da regra é o próprio formato do continente Norte Americano, pois sua área aumenta com o aumento da latitude.

As formigas cortadeiras (saúvas e quenquéns) (Hymenoptera: Formicidae) são restritas a regiões Neotropicals, com tendências biogeográficas de serem mais diversificadas nas latitudes subtropicais (Benite-Ribeiro, 2002). Elas são amplamente descritas na literatura, o que proporciona dados suficientes para as análises macroecológicas. Assim, no presente estudo foi testada a validade da Regra de Rapoport para as formigas cortadeiras *Atta* e *Acromyrmex* (Hymenoptera: Formicidae) da região Neotropical.

2. Métodos

Os dados para as análises de distribuição das formigas cortadeiras foram extraídos de Borgmeier (1959) para o gênero *Atta*, de Gonçalves (1961, 1964) e de Fowler (1988) para o gênero *Acromyrmex*, suplementados por dados da literatura disponível num banco de dados computadorizado (Fowler et al., 1995). Foram usados dados da descrição de ocorrência geográfica das seguintes espécies: *Acromyrmex*: *A. ambiguus*, *A. aspersus*, *A. balzani*, *A. coronatus*, *A. crassispinus*, *A. diasi*, *A. disciger*, *A. evenkul*, *A. fracticornis*, *A. heyeri*, *A. hispidus*, *A. hystrix*, *A. landolti*, *A. laticeps*, *A. lobicornis*, *A. lundii*, *A. niger*, *A. octospinosus*, *A. pulvereus*, *A. rugosus*, *A. silvestrii*, *A. striatus*, *A. subterraneus*, *A. versicolor*. *Atta* - *A. bisphaerica*, *A. capiguara*, *A. cephalotes*, *A. columbica*, *A. goiana*, *A. insularis*, *A. laevigata*, *A. mexicana*, *A. opaciceps*, *A. robusta*, *A. saltensis*, *A. sexdens*, *A. texana*, *A. vollenweideri*.

As coordenadas geográficas de cada localidade foram pesquisadas num banco de dados computadorizado do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) e na Encyclopaedia Britannica (1977), obtendo-se, assim, as latitudes e as longitudes de distribuição de cada espécie. Essas coordenadas foram expressas em graus e décimos de graus. As amplitudes geográficas foram calculadas pela subtração das latitudes máximas pelas latitudes mínimas. Elas expressam a extensão de ocorrência de cada espécie (*sensu* Gaston, 1996). As áreas de distribuição (em Km²) foram determinadas pelos cálculos das elipses formadas pelas distâncias entre as latitudes mínimas e máximas e as longitudes mínimas e máximas.

As variáveis avaliadas foram as interações entre amplitude da latitude, área de distribuição e as variáveis geográficas latitudinais (latitudes máximas, médias e mínimas de ocorrência). A regra de Rapoport foi testada pelo teste de Regressão Linear do programa STATISTICA[®] (4.3D, STASOFT, Inc. 1993). As correlações foram feitas com dados de distribuição do norte e do sul agrupados, só do sul e só do norte do equador, dados das espécies *Atta* e *Acromyrmex* agrupadas e separadas.

3. Resultados e Discussão

Nas análises de regressão linear entre as variáveis geográficas e área de distribuição dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex* e dos gêneros agrupados (*Atta* + *Acromyrmex*) não foi detectada nenhuma correlação significativa. As regressões mais próximas da significância estatística encontradas foram a) no gênero *Acromyrmex* - entre área e latitude média no Sul (R= 0,33, P= 0,06, N= 23), apesar de não ser significativa no nível de p= 0,05, esse resultado sugere um padrão inverso ao previsto pela Regra de Rapoport; b) nos gêneros agrupados (Sul) - entre latitude média com área e amplitude da latitude (R= 0,33, P= 0,06, N= 33), esse resultado também foi marginalmente positivo reforçando o padrão descrito acima; e c) nos gêneros agrupados (Sul) - a amplitude e latitude mínima foi negativa (R= -0,31, P= 0,07, N=33), opondo-se ao resultado anterior, apesar da correlação significativa entre área e amplitude da

latitude ($R=0,78$, $p<0,00001$). Apesar dos resultados próximos ao nível de significância de $p=0,05$, quando analisamos a distribuição dos pontos no espaço gráfico (ver Benite-Ribeiro, 2002) não detectamos padrão algum de aumento ou redução da área de ocupação das espécies com o aumento ou a redução da latitude e não pudemos aceitar a validade da regra de Rapoport para as formigas cortadeiras analisadas.

Na busca de mecanismos subjacentes ao padrão, Stevens (1989) sugeriu que a correlação negativa entre riqueza de espécies e área de ocupação (quanto maior a riqueza de espécies menor a área de ocupação) explica a regra, pois quanto mais próximo ao equador, maior é a riqueza de espécies e menor a área de ocupação dos organismos. Se de fato há relação entre riqueza de espécies e área de ocupação, provavelmente a regra de Rapoport não tenha sido evidenciada porque a maior riqueza de espécies é subtropical, concentrando-se em latitudes distantes do equador entre 15-30°S (Benite-Ribeiro, 2002), assim, é nesse intervalo latitudinal que deveriam estar as menores áreas e a regra seria evidente somente a partir dessas latitudes. Porém, de forma geral (nessas ou outras latitudes) há tanto espécies com grandes quanto espécies com pequenas áreas de ocupação.

É sugerido também que a regra de Rapoport seja válida somente para a América do Norte, pois há aumento da área do continente com o aumento da latitude (Rapoport, 1982). Dessa forma, essa regra teria sua generalidade comprometida e não poderia ser considerada uma regra universal. Como no presente estudo a regra não foi evidenciada nem ao sul nem ao norte do equador, não há como avaliar essa hipótese.

4. Conclusões

A Regra de Rapoport não foi validada para formigas cortadeiras neotropicais. Além disso, nenhum mecanismo pôde ser sugerido para explicar a ausência do padrão, haja visto que o delineamento experimental só permitiu testar conclusivamente a validade da regra.

Ruggiero (1999) discute sobre vários estudos nos quais a regra foi ou não corroborada. Um dos problemas apontados por Ruggiero para a divergência de resultados é a metodologia empregada para o teste da regra. Em análises feitas com gêneros de aranhas de teia neotropicais, o padrão foi evidenciado tanto em latitudes ao sul quanto ao norte do equador (Benite-Ribeiro, 2002). Como a avaliação da regra tanto para as aranhas de teia quanto para as formigas cortadeiras seguiu os mesmos procedimentos metodológicos, sugerimos que pôde-se excluir a questão experimental e aceitar que, de fato, não há padrão latitudinal de ocupação geográfica para as formigas.

5. Referências Bibliográficas

- Benite-Ribeiro, S.A. 2002. *Macroecologia de formigas cortadeiras (Hymenoptera: Formicidae) e aranhas de teia (Araneae: Araneidae)*. 85 f. Tese (Doutorado) - UNESP, Botucatu.
- Borgmeier, T. 1959. Revision der Gattung *Atta* Fabricius (Hymenoptera, Formicidae). *Stud. Entomol.*, Rio de Janeiro, v. 2, p. 321-89.
- Brown, J.H. 1971. Mechanisms of competitive exclusion between two species of chipmunks *Eutamias*. *Ecology*, Washington, v. 52, p. 306-11.
- Brown, J.H. 1995. *Macroecology*, Chicago: The University of Chicago Press. 269p.
- Brown, J.H.; Maurer, B.A. 1989. Macroecology: the division of food and space among species on continents. *Science*, Washington, v. 243, p. 1145-50.
- Connell, J.H. 1961. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution in the barnacle, *Balanus balanoides*. *Ecology*, Washington, v. 42, p. 410-23.
- Fowler, H.G. 1988. Taxa of the neotropical grass-cutting ants, *Acromyrmex* (*Moellerius*) (hymenoptera: Formicidae: Attini). *Ciêntífica*, São Paulo, v. 16, p. 281-95.

Fowler, H.G.; Schilittler, F.M.; Schindwein, M.N. 1995. Attine: a computerized database of leaf-cutting ants (*Atta* and *Acromyrmex*) literature. *J. Appl. Entomol.*, Berlin, v.119, p. 255.

Gaston, K.J. 1996. Species-range size distributions: patterns, mechanisms and implications. *Tree*, v. 11, p. 197-201.

Gonçalves, C.R. 1961. O Gênero *Acromyrmex* no Brasil (Hymenoptera: Formicidae). *Stud. Entomol.*, Rio de Janeiro, v.4, p. 113-80.

Gonçalves, C. R. 1964. As formigas cortadeiras. *Bol. Campo*, v. 181, p. 7-23.

Lyons, S.K.; Willing, M.R. 1997. Latitudinal patterns of range size: methodological concerns and empirical evaluation for New World bats and marsupials. *Oikos*, Copenhagen, v. 79, p. 568-80.

Nobel, P.S. 1980. Morphology, surface temperatures, and northern limits of columnar cacti in the Sonora Desert. *Ecology*, Washington, v. 61, p. 1-7.

Pagel, M.D.; May, R.M. Collie, A.R. 1991. Ecological aspects of the geographical distribution and diversity of mammalian species. *Am. Nat.*, Chicago, v. 137, p. 791-815.

Paine, R.T. 1974. Intertidal community structure: experimental studies on the relationships between a dominant competitor and its principal predator. *Oecologia*, Berlin, v. 15, p. 93-120.

Rapoport, E.H. 1982. *Areography: Geographical strategies of species* Oxford: Pergamon, 269pp.

Repasky, R.R. 1991. Temperature and the Northern distribution of wintering birds. *Ecology*, Washington, v. 72, p. 2274-85.

Ruggiero, A. 1999. Searching for patterns in macroecology: Rapoport's rule. *Ecol. Austr.*, Buenos Aires, v. 9, p. 45-63.

Stevens, G.C. 1989. The latitudinal gradient in geographical range: how so many species coexists in the tropics. *Am. Nat.*, Chicago, v. 133, p. 240-56.

Taylor, C.M.; Gotelli, N.J. 1994. The macroecology of *Cyprinella*: correlates of phylogeny, body size and geographic range. *Am. Nat.*, Chicago, v. 144, p. 549-69.

Efeitos de uma Tempestade Tropical sobre a Disponibilidade de Frutos Zoocóricos e seus Consumidores em um Remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do Paraná, Brasil

Sandra Bos Mikich

Laboratório de Ecologia, Embrapa Florestas, Estrada da Ribeira km 111, C.P. 319, 83411-000 Colombo - PR, Brasil
(sbmikich@cnpf.embrapa.br)

1. Introdução

Períodos de escassez de alimento podem ser regulares (sazonais) ou irregulares em função de alterações climáticas de diversos tipos e intensidades. Apesar destas alterações provocarem efeitos profundos na estrutura e funcionamento dos ecossistemas, suas consequências são pouco entendidas (Willig & Camilo 1991).

Numerosos estudos têm analisado o impacto de furacões e tempestades nas populações de aves e morcegos, revelando que um dos grupos mais afetados são os frugívoros e nectarívoros. Segundo Pascarella (1998), os efeitos ecológicos de furacões sobre as interações planta-animal, fundamentais para a regeneração florestal através dos processos de polinização e dispersão de sementes, têm recebido pouca atenção. Os efeitos gerais dos furacões na vegetação, porém, foram amplamente relatados (*vide* revisão apresentada por Tanner *et al.*, 1991).

O objetivo deste estudo é analisar os efeitos de uma tempestade tropical com granizo sobre a disponibilidade de frutos zoocóricos de um remanescente florestal do sul do Brasil e avaliar suas consequências sobre a comunidade de frugívoros.

2. Métodos

2.1. Área de Estudo

O Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo (PEVR) está localizado no município de Fênix, Paraná, Brasil, entre 23°54' S e 51°56' W. Possui 354 há, cercados por terras cultivadas e os rios Ivaí e Corumbataí. O clima é do tipo Cfa ou sub-tropical úmido mesotérmico, com precipitação anual média de 1.500 mm, com pico entre dezembro e fevereiro (ITCF, 1987). A vegetação é do tipo Floresta Estacional Semidecidual, formação florestal que ocorria em praticamente todo o trecho médio e inferior da bacia do rio Ivaí. Atualmente, esta distribuição está bastante descaracterizada pelas atividades antrópicas, mais especificamente pela agricultura intensiva e pecuária. A relação de espécies vegetais encontradas no PEVR e dados fenológicos podem ser encontrados em Mikich & Silva (2001).

2.2. Tempestade

O dia 20 de outubro de 1995 amanheceu encoberto por nuvens escuras e com descargas elétricas contínuas. Pouco depois seguiu-se uma tempestade com chuva, granizo, trovoadas, raios e muito vento. A estação meteorológica da SUREHMA em São Pedro do Ivaí, município vizinho a Fênix, registrou um índice de precipitação de 114 mm, o maior do ano de 1995. Em alguns pontos do Parque o vento foi devastador, formando uma espécie de ciclone, que derrubou árvores de até 30 metros de altura e trepadeiras, destruindo também o subosque. A queda de granizo durou aproximadamente 20 minutos, mas foi tão intensa que desfolhou a maioria das plantas arbóreas e arbustivas.

2.3. Dados fenológicos

O PEVR possui 190 espécies de plantas com frutos zoocóricos, cuja presença de flores e frutos e o estágio de maturação destes foram acompanhados mensalmente ao longo de oito anos (1990-1997) (Mikich & Silva, 2001). A dieta da comunidade de frugívoros (aves e mamíferos) foi estudada no mesmo período pela análise de amostras fecais e registros visuais de consumo de frutos (Mikich, 2001).

3. Resultados & Discussão

Das 23 espécies que continham frutos maduros no mês de outubro de 1995, apenas quatro apresentavam disponibilidade desse recurso (mas em quantidades extremamente baixas) no dia seguinte à tempestade e no mês de novembro de 1995. Assim, embora algumas espécies tenham voltado a frutificar após alguns meses, o final do mês de outubro e o mês de novembro de 1995 foram marcados pela ausência quase total de frutos, o que deve ter afetado negativamente as populações dos animais frugívoros, principalmente os especialistas.

Os danos causados pela tempestade a algumas espécies podem ter tido efeitos mais significativos sobre a fauna do que o esperado, como a interrupção da frutificação de *Nectandra megapota mica* e *Ocotea puberula* (Lauraceae). Esses frutos apresentam alto valor nutricional devido às altas concentrações de lipídeos e proteínas (Snow, 1981) são amplamente consumidos por frugívoros especialistas. A indisponibilidade de frutos dessas espécies deve ter provocado sérios impactos no sucesso reprodutivo de algumas espécies de aves, como os tucanos, que os utilizam para alimentar seus filhotes (Mikich, 1994).

A disponibilidade pós-tempestade de frutos das espécies-chave da área (Mikich, 2001) também deve ter produzido efeitos profundos, positivos ou negativos, sobre a comunidade de frugívoros. Em dezembro de 1995 *Morus nigra* (Moraceae), que havia perdido seus frutos e folhas em pleno pico de produção, apresentou nova frutificação abundante, contribuindo significativamente para a sobrevivência da maioria dos animais da área que incluem frutos na sua dieta, já que é muito consumida por mamíferos e aves de qualquer tamanho. *Euterpe edulis* (Arecaceae), cujos frutos são consumidos pelos frugívoros de grande e médio porte, entrou em frutificação em janeiro de 1996, um mês antes do período normal, garantindo uma fonte de alimento com alto valor nutricional (Snow,

1981) pelos nove meses seguintes. *Trema micrantha* (Ulmaceae), que também apresenta frutos nutricionalmente ricos (Snow, 1981) e serve basicamente às aves de pequeno porte, porém, somente voltou a frutificar em março de 1996 e este grupo de consumidores deve ter sido mais afetado que os anteriormente citados.

Embora ao longo de 1996 várias espécies de plantas tenham voltado a frutificar normalmente, outras, como *Citharexylum solanaceum* (Verbenaceae) e *Chrysophyllum gonocarpum* (Sapotaceae), cujos frutos são consumidos respectivamente por aves e mamíferos, a alteração foi tão profunda que, após perderem suas flores em outubro de 1995, não frutificaram naquele ano e nem no ano seguinte. Aparentemente este não é um fenômeno incomum, pois Haney *et al.* (1991) relataram a suspensão da floração e frutificação de espécies de floresta de altitude por até três ou mais anos após a passagem de furacões.

Nem todas as espécies zoocóricas, porém, foram prejudicadas pela tempestade. Algumas espécies de plantas pioneiras, como *Solanum americanum* e *S. atripurpureum* (Solanaceae), aumentaram significativamente de densidade com a formação de clareiras de diferentes tamanhos provocadas pela queda de árvores de grande porte. O gênero *Solanum* é importante para os mamíferos, principalmente para alguns morcegos frugívoros da família Phyllostomidae (Mikich, 2002).

4. Conclusões

Tempestades podem ter um efeito profundo sobre a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas florestais. Apesar disso, não existem estudos anteriores sobre os seus efeitos no comportamento fenológico de plantas zoocóricas no sul do Brasil. Na realidade, mesmo na região supra-equatorial, comumente atingida por tempestades tropicais de diversas naturezas e intensidades e coberta por vasta literatura sobre o assunto, a maioria dos estudos trata dos efeitos sobre a fauna, principalmente sobre as populações e comportamento das aves. Estes estudos, porém, indicam que as espécies frugívoras são seriamente afetadas devido a redução acentuada na disponibilidade de frutos zoocóricos. Os efeitos tendem a ser mais drásticos logo após a tempestade e tendem a diminuir a medida em que as plantas voltam a produzir frutos em alguns meses ou após um ou dois anos. Logo, a avaliação dos danos das tempestades às plantas é fundamental para entender alterações nas populações e comunidades de frugívoros, bem como seus efeitos na manutenção e recuperação de ecossistemas florestais.

5. Referências Bibliográficas

- Haney, J.C.; Wunderle, J.M., Jr.; Arendt, W.J. (1991). Some initial effects of Hurricane Hugo on endangered and endemic species of West Indian birds. *American Birds*, 45(2): 234-236.
- ITCF (1987). *Plano de manejo do Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo, Fênix, PR*. Instituto de Terras Cartografia e Florestas, Curitiba, 86p.
- Mikich, S.B. (1994). *Aspectos de comportamento, frugivoria e utilização de habitat por tucanos de uma pequena reserva isolada do Estado do Paraná, Brasil (Ramphastidae: Aves)*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 198 p.
- Mikich, S.B. (2001). *Frugivoria e dispersão de sementes em uma pequena reserva isolada do Estado do Paraná, Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 145 p.
- Mikich, S.B. (2002). A dieta dos morcegos frugívoros (Mammalia, Chiroptera, Phyllostomidae) de um pequeno remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19(1): 239-249.
- Mikich, S.B.; Silva, S.M. (2001) Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas de remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasílica*, 15(1): 63-86.
- Pascarella, J.B. (1998). Hurricane disturbance, plant-animal

interactions, and the reproductive success of a tropical shrub. *Biotropica*, 30(3): 416-424.

Snow, D.W. (1981). Tropical frugivorous birds and their food plants: a world survey. *Biotropica*, 13(1): 1-14.

Tanner, E.V.J.; Kapos, V.; Healey, J.R. (1991). Hurricane effects on forest ecosystems in the Caribbean. *Biotropica*, 23(4a): 513-521.

Willig, M.R.; Camilo, G.R. (1991). The effect of Hurricane Hugo on six invertebrate species in the Luquillo Experimental Forest of Puerto Rico. *Biotropica*, 23(4a): 455-461.

Comunidades de espécies lenhosas sob a ação do fogo em vegetação campestre no Morro Santana, Porto Alegre, RS.

Sandra Cristina Müller^a, Gerhard Ernst Overbeck^b, Valério DePatta Pillar^a & Jörg Pfadenhauer^b

^aLaboratório de Ecologia Quantitativa, Programa de Pós-graduação em Ecologia, UFRGS, Porto Alegre, RS, Brasil
(smuller@ecologia.ufrgs.br)

^bChair of Vegetation Ecology, Technische Universität München, Freising-Weihenstephan, Germany

1. Introdução

Em algumas áreas do sul do Brasil, mosaicos de floresta e campo caracterizam a vegetação, sob condições climáticas favoráveis ao predomínio de formações florestais (Pillar & Quadros, 1997). Explicações para a existência desses mosaicos têm sido buscadas desde os primeiros relatos sobre a cobertura vegetal na região (Lindman, 1900; Rambo, 1954).

A região de Porto Alegre, inserida na porção mais setentrional do Escudo Cristalino Sul-Riograndense, é caracterizada por vários morros graníticos (Menegat *et al.*, 1998). A cobertura vegetal natural dos morros é constituída, de modo geral, por florestas e campos, sendo os últimos mais freqüentes nas áreas de topo e encostas norte e nordeste (Porto *et al.*, 1998).

A hipótese do avanço florestal sobre o campo é sustentada tanto em estudos paleopalinológicos (Behling, 2002), quanto em estudos da atual vegetação campestre no Rio Grande do Sul, em áreas experimentais com exclusão do fogo (Eggers & Porto, 1994) e do pastejo (Boldrini & Eggers, 1996). Entretanto, os processos, a intensidade da dinâmica, bem como os padrões deste avanço florestal ainda não estão claramente definidos.

Este trabalho objetiva caracterizar as comunidades de espécies lenhosas em áreas de ecótono entre vegetação florestal e campestre, considerando os efeitos de uma queimada experimental realizada no campo. Os resultados apresentados a seguir são da primeira análise da vegetação após o distúrbio. O trabalho integra um projeto maior que abranje vários aspectos relacionados ao estudo de mosaicos floresta e campo.

2. Material e Métodos

A área de estudos se localiza no Morro Santana (30°07'S, 51°07'W), em Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Com uma área aproximada de 1000 ha, o Morro Santana atinge uma altitude máxima de 311 m e apresenta 2/3 de cobertura florestal atlântica e 1/3 de campos (Porto *et al.*, 1998). O clima local é do tipo Cfa, segundo a classificação de Köppen, com médias anuais de 19°C de temperatura e 1307 mm de pluviosidade (Nimer, 1990). Os solos predominantes são litólicos e podzólicos vermelho-amarelo, sendo freqüentes os afloramentos rochosos.

O levantamento da vegetação foi realizado em 12 transecções de 31,5 m de extensão por 4,5 m de largura, partindo da borda florestal campo adentro, em 3 áreas de campo distintas fisionomicamente, em exposições topo/sul, topo/noroeste e norte. As transecções foram demarcadas aos pares, tendo sido em cada par uma transecção submetida à queimada e outra não; ambas distando aproximadamente 5 m entre si. As queimadas foram

conduzidas em outubro de 2002. Cada transecção foi subdividida em parcelas contíguas de 4,5 x 4,5 m ("grandes"), sendo estas subsequentemente divididas em três parcelas contíguas de 1,5 x 1,5 m ("pequenas") na faixa central. Os levantamentos da vegetação foram realizados em janeiro e fevereiro de 2003, primeiramente nas transecções não queimadas.

O critério de inclusão dos indivíduos lenhosos variou de acordo com o tamanho da parcela. Para este trabalho, foram avaliados somente os dados amostrados nas parcelas pequenas, os quais se referem a todos os indivíduos lenhosos com pelo menos 10 cm de altura. Cada indivíduo foi medido quanto à altura total, altura do fuste e diâmetro basal e, para a espécie, foi avaliada a porcentagem de cobertura na parcela pela escala de Londo (Londo, 1976). Para análise de padrões, as três parcelas pequenas foram agrupadas, formando uma única parcela de 4,5 x 1,5 m.

Os dados foram analisados com auxílio dos programas MULTIV (Pillar, 2001) e SYNCSA (Pillar, 2002), utilizando métodos de ordenação e agrupamento e testes de aleatorização.

3. Resultados e Discussão

Ao todo foram amostrados 3037 indivíduos de 66 espécies lenhosas, pertencentes a 21 famílias. Destas, Asteraceae apresenta maior número de espécies (20) e performance (58% de densidade relativa), seguida por Myrtaceae, Euphorbiaceae e Fabaceae (6, 4 e 3 espécies, respectivamente). Quanto às síndromes de dispersão, 45% das espécies são zoocóricas, 38% anemocóricas e 17% autocóricas. Entretanto, considerando a representatividade das síndromes em termos de número de indivíduos, as anemocóricas são mais abundantes.

A distribuição espacial das espécies ao longo do gradiente da borda para o campo demonstra que há espécies típicas de borda (maioria das zoocóricas e *Dodonaea viscosa*), espécies preferenciais do campo (*Baccharis* spp.) e outras que ocorrem ao longo de toda a transecção (e.g. *Myrciaria cuspidata*, *Heterothalamus psiadioides*).

As análises consideraram tanto os valores da escala de cobertura quanto o número de indivíduos nas parcelas, não havendo diferença nos resultados. As comunidades formaram grupos de acordo com a posição das transecções, ou seja, houve diferença significativa ($P=0,001$) entre as comunidades de topo/sul, topo/noroeste e norte. Nesta escala, não houve diferença entre as transecções quanto ao fator distúrbio da queimada. Na ocasião da realização do experimento, duas transecções não queimaram, pois não havia biomassa seca suficiente para manutenção do fogo. Essas transecções estão numa área queimada (provavelmente pelos moradores do entorno) em janeiro de 2001, ou seja, 10 meses antes do experimento. Para avaliar a associação entre queimada e composição da comunidade, fez-se uma análise considerando o fator exposição como bloco, envolvendo somente as transecções de topo/sul e norte, nas quais a queimada foi possível. Neste caso, o teste de aleatorização revelou diferença significativa ($P=0,003$) entre transecções queimadas e não queimadas. As trajetórias observadas pelas análises de ordenação, considerando o gradiente borda-campo, apresentaram maior correlação entre transecções mais próximas, ou seja, de mesma exposição e não em vista do distúrbio da queimada.

Não há dados quantitativos anteriores a este trabalho sobre a vegetação lenhosa dos campos na região de Porto Alegre, tampouco sobre a dinâmica de avanço a partir de bordas florestais. Descrições fisionômicas e florísticas foram feitas por Rambo (1954), sobre as formações edáficas dos morros graníticos da Serra do Sudeste, distinguindo campos "limpos" e "sujos" e os vassourais, e por Brack *et al.* (1998) sobre as formações de butiazais, vegetação arbóreo-arbustiva de campos pedregosos e vassourais. A ocorrência destas formações foi relacionada à característica de solos litólicos nos topos dos morros e à ação antrópica do fogo. O presente trabalho demonstra que a ocupação dos campos por espécies lenhosas está relacionada com a ocorrência de distúrbios. As diferenças entre as comunidades estudadas, quanto à exposição predominante do ter-

reno, coincidem com diferenças estruturais da vegetação arbórea-arbustiva presente no campo, provavelmente associadas à história de distúrbios pelo fogo na área de estudos.

Entre as espécies encontradas nas comunidades, as mais frequentes têm a capacidade de rebrotar após a queimada, de forma surpreendentemente rápida, inclusive com a emissão de flores e frutos. Por outro lado, espécies tidas como comuns em áreas sob influência do fogo, como *Dodonaea viscosa*, *Heterothalamus psiadioides* e *Baccharis dracunculifolia* (Brack *et al.*, 1998), não apresentam rebrote e, provavelmente por isso, têm maior densidade junto às bordas ou nos locais há mais de cinco anos sem fogo. Outro dado interessante é a presença massiva de indivíduos jovens de *Croton nitriariaefolius*, *C. thernarum* nas transecções queimadas, bem como *H. psiadioides* nas áreas com um ano após o fogo. Essa observação sugere a importância do recrutamento de novos indivíduos após o distúrbio para espécies que não rebrotam.

Espécies zoocóricas, tais como *Myrciaria cuspidata*, *Gomidesia palustris* e *Symplocos uniflora* (todas com capacidade de rebrote) foram encontradas ao longo das transecções, geralmente junto de rochas, ou seja, em locais que, possivelmente, funcionam como atratores para os dispersores e onde a intensidade do fogo é menor, pela menor disponibilidade de biomassa inflamável (gramíneas). Estes indivíduos podem dar início à formação de pequenos núcleos de expansão arbórea-arbustiva (capões) em meio a matriz de campo (Forneck *et al.*, neste volume; Cabral *et al.*, 2003).

4. Conclusões

As comunidades de espécies lenhosas nos campos do Morro Santana, localizadas em diferentes exposições, diferem quanto à composição. Numa escala local (da exposição), as comunidades queimadas e não-queimadas diferem significativamente. Porém, acredita-se que esta diferença seja basicamente em relação à participação quantitativa das espécies logo após o distúrbio e que, em um prazo mais longo, as comunidades retornem à estrutura original. As comunidades podem ser consideradas resilientes ao fogo (ver também Overbeck *et al.*, neste volume).

As estratégias de adaptação das espécies, seja pela tolerância ao distúrbio ou recrutamento pós-distúrbio, permitem a ocorrência e a manutenção dos mosaicos de floresta e vegetação campestre, sob a ação das queimadas antrópicas. A frequência e a intensidade de queimadas proporcionam variações fisionômicas-estruturais nas formações campestres locais, bem como nos tipos de borda florestal observados nos mosaicos (abrupta ou gradual). Este estudo corrobora a hipótese de que espécies lenhosas avançam sobre o campo, porém este avanço varia de acordo com a frequência e a intensidade das queimadas.

5. Referências Bibliográficas

- Behling, H. (2002). South and southeast Brazilian grassland during Late Quaternary times: a synthesis. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, v.177, p. 19-27.
- Brack, P.; Rodrigues, R.S.; Sobral, M.; Leite, S.L.C. (1998). Árvores e arbustos na vegetação natural de Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia, Sér.Bot.*, 51(2):139-166, Porto Alegre.
- Boldrini, I. I.; Eggers, L. (1996). Vegetação campestre do sul do Brasil: resposta e dinâmica de espécies à exclusão. *Acta Botanica Brasílica* 10: 37-50.
- Cabral, A.C.; De Miguel, J.M.; Rescia, A.J.; Schmitz, M.F.; Pineda, F.D. (2003). Shrub encroachment in Argentinean savannas. *Journal of Vegetation Science* 14: 145-152.
- Lindman, C.A.M. (1906). *A vegetação no Rio Grande do Sul*. Livraria Universal, Porto Alegre.
- Londo, G. (1976). The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61-64.
- Menegat, R.; Hasenack, H.; Carraro, C.C. (1998). As formas da superfície: síntese do Rio Grande do Sul. In: Menegat, R.; Porto,

- M.L.; Carraro, C.C.; Fernandes, L.A.D. (coords.) *Atlas ambiental de Porto Alegre*. Porto Alegre, Ed. Universidade/UFRGS, pp. 25-34.
- Nimer, E. (1990). Clima.. In: IBGE (eds.). *Geografia do Brasil - Região Sul*, v.2, IBGE, pp.151-187.
- Pillar, V.D.; Quadros, F.L.F. (1997). Grassland-forest boundaries in southern Brazil. *Coenoses* 12:119-126.
- Pillar, V.D. (2001). *MULTIV software para análise multivariada, testes de aleatorização e autoreamostragem "bootstrap"*. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.
- Pillar, V.D. (2002). *SYNCSA software for character-based community analysis*. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.
- Porto, M.L.; Meira, J.R.; Mohr, F.V.; Oliveira, M.L.A.A. (1998). Unidades de conservação ambiental. In: Menegat, R.; Porto, M.L.; Carraro, C.C.; Fernandes, L.A.D. (coords.) *Atlas ambiental de Porto Alegre*. Porto Alegre, Ed. Universidade/UFRGS, pp. 79-92.
- Rambo, B. (1954). Análise histórica da flora de Porto Alegre. *Sellowia* 6:9-111, 1954.

Crescimento de *Bacopa monnieri* (L.) Pennell (Scrophulariaceae) sob submersão e alagamento do solo.

Santos, F.L.^{1,2}; Rocha, J. A.; Carvalho, V.S.^{1,3}; Julião, L. S.⁴; Reinert, F.⁵

¹Graduação em Biologia/UFRJ, ²bolsista FAPERJ, (fernandals@ufrj.br), ³bolsista PROFAG, ⁴bolsista PIBIC, ⁵Departamento de Botânica/UFRJ,

1 Introdução

A grande diversidade florística das restingas e o avançado grau de degradação torna estudo dessas áreas de grande relevância e interesse geral, inclusive devido a presença de espécies potencialmente medicinais. Pesquisas anteriores dedicaram-se a abordar o efeito da disponibilidade de água e da alta incidência luminosa em vegetações costeiras (FRANCO *et al.*, 1984; GUTIERREZ *et al.*, 1993; REINERT *et al.*, 1997; 1998; SCARANO, *et al.*, 2002), contudo, esses estudos são ainda em pequeno número.

Dentre as espécies de interesse farmacológico de restinga, encontramos *Bacopa monnieri* (L.) PENNELL, muito utilizada na medicina tradicional indiana, em doenças como epilepsia, histeria, neurastenia e insanidade (MALHOTRA *et al.*, 1960; MARTIS *et al.* 1992). *B. monnieri* cresce em áreas baixas entre cordões arenosos, é classificada como heliófila de solos úmidos a inundáveis, o que a caracteriza como seletiva higrófila, já que suporta variações que vão desde o ressecamento intenso até o alagamento, chegando a submersão das plantas (ICHASO & BARROSO, 1970).

O alagamento interfere na taxa de crescimento dependendo do tipo de adaptação à anoxia. A redução da difusão dos gases (CO₂ e O₂) na água afeta aspectos do crescimento da planta, como abertura de estômatos e fotossíntese (ARMSTRONG *et al.*, 1994). Disfunções fisiológicas associadas ao alagamento são ainda complexas e envolvem vários fatores, como deficiência de O₂, excesso de CO₂, componentes tóxicos produzidos pelo estresse e alterações no nível dos reguladores de crescimento.

O interesse por pesquisas do ecossistema de restinga aliado às características fisiológicas de *B. monnieri* justificam o estudo da influência das condições ambientais, no que tange o excesso de água, em seu crescimento. Os objetivos desta investigação são avaliar a tolerância *B. monnieri* à anoxia através da análise de crescimento nas condições de alagamento do solo e submersão total da planta.

2 Metodologia

As coletas de *Bacopa monnieri* foram feitas na Praia das Dunas, Cabo Frio (RJ). Segmentos apicais com 8 nós (aproximadamente 8cm) foram plantados individualmente em copos plásticos de 100mL com o solo arenoso do próprio local de coleta. Os segmentos apicais plantados foram mantidos em casa de vegetação (PBV/

UFRJ) para enraizamento por 15 dias essas plantas posteriormente submetidas aos tratamentos de alagamento e submersão. Exicatas foram depositadas em herbário (RFA-23910).

(a) Alagamento – Foram selecionadas 80 plantas de tamanho semelhante a serem submetidas a alagamento a nível do solo por períodos de 10, 20, 30 e 40 dias. A cada 10 dias, 20 plantas eram selecionadas aleatoriamente para saírem da condição de alagamento e voltarem a receber rega diária (20ml de água), de forma a avaliar a capacidade de recuperação do crescimento após diferentes períodos de alagamento. O crescimento da parte aérea e radicular separadamente foi determinado para cada tratamento ao final do experimento.

(b) Submersão - Foram selecionados aleatoriamente dois grupos de 96 plantas a serem submetidas aos tratamentos: CONTROLE - disponibilidade de água controlada por rega diária (20ml de água) e SUBMERSÃO - plantas totalmente submersas em aquário (36L). Após 15 dias sob submersão em intervalos de 3 a 4 dias entre cada amostragem., 10 plantas eram selecionadas aleatoriamente e determinado o crescimento da parte aérea e radicular separadamente durante aquele período. Este experimento permitiu avaliar o impacto de diferentes períodos de submersão completa sobre o desenvolvimento de *B. monnieri*. O último grupo a ser retirado permaneceu sob submersão por 48 dias.

Determinação do crescimento - Para determinação do crescimento, as plantas foram secas em estufa a 65°C por 2 dias (até peso constante) e o peso seco da amostra aferido em balança analítica com precisão de 0,001g.

Tratamento estatístico: As médias foram comparadas através da ANOVA, após terem passado pelo teste de normalidade. Foi utilizado o programa GraphPad InStat para Windows.

3 Resultados e discussão

(a) Sob alagamento do solo – O peso seco médio da raiz correspondeu a um sexto do peso total da planta nos quatro tratamentos e não houve diferenças significativas entre o crescimento da parte aérea e radicular, nem do total (raiz + aérea) entre os quatro tratamentos. A razão entre o peso seco da parte aérea e do sistema radicular de *B. monnieri* sob diferentes tratamentos, que indica a alocação de recursos da planta durante o crescimento, não diferiu entre os tratamentos 1, 3 e 4. Os valores de peso seco das plantas sob o tratamento 2 não foram incluídos na análise estatística (ANOVA) porque apresentaram um desvio padrão significativamente diferente dos demais. A grande variação de peso seco entre as plantas do tratamento 2 se deu por um investimento maior na parte aérea em duas das 20 plantas amostradas, as quais investiram três vezes mais que a média das demais.

(b) Sob submersão da planta – As plantas submetidas a submersão apresentaram ao final do experimento peso seco aproximadamente três vezes menor que as do tratamento controle. As médias de peso seco final da população submersa sugerem que as plantas estariam entrando em processo de senescência. O acúmulo de peso seco se apresenta com aspecto de curva sigmóide típica, com três fases características de crescimento. É observado um desenvolvimento inicial lento, seguido de um aumento exponencial, tendendo, por volta do 13º dia, a estabilidade. No início da fase exponencial de crescimento, o sistema radicular desenvolveu-se prioritariamente em relação a parte aérea, que apresentou taxa de crescimento mais homogênea durante toda esta fase. O sistema radicular alcançou 96% do peso seco final já nos 6 primeiros dias contra 78% da parte aérea durante o mesmo período.

O excesso de água pode vir a provocar sérios prejuízos às plantas, onde a morte pode ocorrer em função da baixa aeração do solo que dificulta a difusão do oxigênio do substrato às raízes, limitando a respiração e a captação de nutrientes. Quando essa situação se estende até a submersão total do vegetal, a precariedade das condições de sobrevivência são ainda maiores (DREW &

STOLZY, 1991). O estresse de anoxia em raízes é acompanhado de um declive de energia, em função de um consumo mais rápido das reservas de carboidratos, de alterações do pH citoplasmático e de mudanças ultraestruturais. Como consequência desses e outros fatores, a manutenção das atividades fisiológicas das células é rompida, a aquisição de nutrientes é dificultada e há mudanças na indução hormonal (ARMSTRONG *et al.*, 1994).

BRÄNDLE (1990) observou que o sistema radicular de espécies de alagado são mais sensíveis à deficiência de oxigênio do que seus ramos e rizomas. Este autor verificou que em todos os rizomas em anoxia apresentaram consideráveis quantidades de carboidratos e proteínas de reserva, que são requeridos pelo prolongado processo de fermentação. A quantidade de substâncias de reserva determina a extensão da tolerância à anoxia, pelo desenvolvimento de órgãos totalmente submersos e até a capacidade de regeneração dos rizomas após uma subsequente aeração. Algumas espécies com rizoma sobrevivem alguns meses em anoxia e mostram extensão do caule no começo do tratamento, outras sobrevivem a algumas semanas sem crescimento caulinar.

Além das diferenças na alocação de recursos entre parte aérea e radicular, é comum encontrarmos também variações morfológicas e anatômicas em plantas submetidas a estresse. BRÄNDLE (1990) relatou que as primeiras folhas a crescerem após um período de estresse são mais finas e vulneráveis e que é observado um aumento de aerênquima. No caso de *B. monnieri*, foi observado alterações na área e espessura foliar, embora não no tecido de aerênquima (ROCHA, *et al.*, 2000).

Os dados de crescimento obtidos durante o tempo amostral, com plantas de solo alagado e submersas, indicam alta capacidade de sobrevivência de *B. monnieri* por tolerância à anoxia. Porém, estudos futuros são necessários para que possa ser esclarecido em que se baseia essa tolerância, se trata-se de adaptação metabólica, ação hormonal ou uma combinação desses fatores.

4 Conclusão

Bacopa monnieri não teve seu crescimento afetado por períodos de até 40 dias de alagamento sob as condições experimentais aqui utilizadas e resistiu, embora com o crescimento interrompido, a um longo período de submersão, superior àqueles que normalmente ocorrem em condições naturais, quando do aumento de nível do lençol freático.

5 Referências Bibliográficas

- ARMSTRONG, W., BRÄNDLE, R.A., JACKSON, M. B. Mechanisms of flood tolerance in plants. Acta Botanica Neerlandica v. 43, p. 307-358, 1994.
- BRÄNDLE, R. A. Flooding resistance of rhizomatous amphibious plants. In Plant life under oxygen deprivation: ecology, physiology and biochemistry. pp326, 1990.
- DREW, M.C., STOLZY, L.H. Growth under oxygen stress In: WAISLEY, Y., ESHEL, A., KAFKAFI. Plants roots. Nova York. Marcel Dekker, p. 331-350, 1991.
- FRANCO, A. C., VALERIANO, D.D. M., SNATOS, F.M., HAY, J.D., HENRIQUES, R.P.B., DE MEDEIROS, R.A. Os microclimas das zonas de vegetação da praia da restinga de Maricá, Rio de Janeiro. In Restingas: origem, estrutura e processos pp.413-423, Ed. by Lacerda et al. CEUFF, Rio de Janeiro, 1984.
- GUTIERREZ, J.R., MESERVE, P.L., CONTRERAS, L.C., VASQUEZ, H., JAKSIC, F.M. Spatial distribution of soil nutrients and ephemeral plants underneath and outside the canopy of *Porlieria chilensis* shrubs (Zygophyllaceae). Oecologia 95: 347-352, 1993.
- ICHASO, C. L. F., BARROSO, G. M. Escrofulariáceas in Reitz P.R.. Flora Ilustrada Catarinense v. 1-114, 1970.
- MALHOTRA, C. L., DHALLA, N. S. Some neuro-pharmacological actions of hersaponin - an active principle from *Herpestis monniera*, Linn.. Arch. int. pharmacodyn. v. 129, n. 3-4, p. 290-302, 1960.

- MARTIS, G., RAO, A., KARANTH, K. S. Neuropharmacological activity of *Herpestis monniera*. *Fitoterapia* v. 63, n. 5, p. 399-404, 1992.
- REINERT, F., ROCHA, J. A., FERNANDES, J., RIBAS, L. L. Effect of changes in light and humidity on CAM activity in *Tillandsia stricta* Soland. (Bromeliaceae). *Leandra*. Rio de Janeiro: , v.13, p.7 – 15, 1998.
- REINERT, F., ROBERTS, A., WILSON, J.M., RIBAS, L.DE, CARDINOT, G., GRIFFITHS, H. Gradation in nutrient composition and photosynthetic pathways across the restinga vegetation of Brazil. *Bot. Acta* 110: 135-142, 1997.
- ROCHA, J.A., TAVARES, E. S., CARVALHO, V., REINERT, F. Análise farmacognóstica de *Bacopa monnieri* (L). *Pennell* (Scrophulariaceae) *Revista Brasileira de Farmacologia*, 81(3/4): 76-80, 2000.
- SCARANO, F. R., DUARTE, H. M., RÔÇAS, G., BARRETO, S. M. B., AMADO, E. F., REINERT, F., WENDT, T., MANTOVANI, A., LIMA, H. R. P., BARROS, C. F. Acclimation or stress symptom? An integrated study of intraspecific variation in the clonal plant *Aechmea bromeliifolia*, a widespread CAM tank-bromeliad. *Botanical Journal of the Linnean Society*. Londres: , v.140, n.4, p.391 – 402, 2002.
- Agradecimentos**

Os autores gostariam de agradecer aos programas de bolsas de iniciação científica da FAPERJ, PIBIC e PROFAG, cedidas às alunas-autoras desse trabalho.

Interactions of fire and vegetation structure in subtropical grasslands near Porto Alegre, RS, Brazil
Sebastian Klebe^a, Gerhard Overbeck^a, Valério DePatta Pillar^b, Jörg Pfadenhauer^a

^aChair of Vegetation Ecology, Technische Universität München, Freising-Weihenstephan, Germany

^bDepartamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre

^{}Corresponding author: Sebastian_Klebe@comundo.de*

1. Introduction

Porto Alegre is situated in the perhumid subtropical ecozone (Schultz, 2000). Average annual precipitation is 1338 mm, average monthly temperature means are 19.5°C (Ministério da Agricultura e do Abastecimento, Instituto Nacional de Meteorologia 1992). The study area is located on Morro Santana, the highest of the granitic hills to the east of Porto Alegre. The present vegetation, a mosaic of forests and grasslands, is typical for the region surrounding Porto Alegre. The grasslands have been unused for at least 18 years; the last records of land use date back to 1941. Tendencies of shrub encroachment are visible, but there is no evidence for long-term succession from grassland towards forest vegetation although large-scale climatic and edaphic conditions would allow the formation of a closed forest belt in the region (Pillar & Quadros, 1999). Apart from local variations in precipitation, topography and soil depth, the frequent occurrence of vegetation fires is regarded as a possible reason for the persistence of grasslands in Southern Brazil (Pillar & Quadros, 1999). The fire regime on Morro Santana is characterized by anthropogenic surface fires which burn the grasslands at intervals of about 3 to 5 years but do not advance into adjacent forests. This study investigates how a single fire event changes vegetation structure and how vegetation structure influences flammability in subtropical grassland ecosystems.

2. Methods

In a first mapping (scale: 1 : 5 000), the vegetation structure of the grasslands on Morro Santana was described by 9 ordinal variables: proportion of grasses and forbs in the herb layer, spatial heterogeneity of the herb layer, average height of the herb layer, average height of woody species, cover of grasses and forbs, cover of woody species, cover of standing dead herbaceous phytomass, cover

of litter and cover of open soil. These data were subjected to UPGMA cluster analysis, which lead to the definition of three structural vegetation types. Within each of these vegetation types, 8 plots (4.5x4.5 m) were selected in which a similar, more detailed sampling of vegetation structure was conducted. In a nested plot design, subplots of 1.5x1.5 m were used for small-scale descriptions of vegetation structure using the Londo scale (Londo, 1976) for the cover variables. Phytomass samples for each plot were analyzed to determine three parameters that are often used to estimate flammability (Bond & van Wilgen, 1996): herbaceous phytomass per area (dry weight), packing ratio of herbaceous fuel and moisture content within the vegetation. Packing ratio was calculated as the ratio of fuel volume without air (grinded phytomass) and fuel volume in the field. At the end of October 2002, experimental fires were conducted by applying techniques of prescribed burning (Wright, 1974). The six burned areas comprised 1.25 ha in total and included half of the 24 plots. For each burned plot, an unburned replicate existed at a maximum distance of 5 m. Climatic conditions relevant for fire intensity were recorded during the experimental fires. Two weeks after the fires, a modified sampling of vegetation structure describing the post-fire state was conducted in the plots and subplots. Soil depth was determined for each subplot and soil samples were taken in the topmost 10 cm of each plot. Macronutrient supply, pH values, organic matter, cation exchange capacity and aluminum contents were determined from these samples in the laboratory.

An index of fire severity, i.e. a measure of the changes that a single fire event had caused in vegetation structure, was calculated as Euclidean distances between burned plots (or subplots) in their pre-fire and in their post-fire stage described by the variables of vegetation structure. In multiple regression analyses, the influence of variables describing climate and flammability on this index was investigated. Differences in the sampled variables between the three structural vegetation types were determined by analyses of variance using randomization testing (Pillar & Orlóci, 1996). Correlations between variables were calculated using Spearman correlation coefficients.

3. Results

An analysis of variance between the three structural vegetation types obtained by cluster analysis of the data of the structural mapping showed that all of the 9 sampled variables except for cover of woody species were significant ($p < 0.1$) for the separation of these three types. Type 1 featured the highest herb layer (mean value: 51 cm), the highest woody plants (92 cm), the highest proportion of grasses in the herb layer (74 %), the lowest cover of open soil (3 %) and the highest cover values of litter (16 %) and standing dead grasses (38 %). Structural vegetation type 3 featured the lowest woody plants (37 cm), the lowest herb layer (23 cm), the highest cover of open soil (44 %) and the lowest cover of standing dead grasses (10 %) and litter (1 %). For all variables, structural vegetation type 2 showed values that lie between those of the other types. Generally, the same tendencies were found in plots and subplots. Cover values of forbs were highest in structural vegetation type 2 (24 % in plots, 28 % in subplots) and lowest in type 1 (7 % in plots, 10 % in subplots).

Vegetation structure in plots and subplots showed clear differences ($p < 0.05$) before and two weeks after the controlled fires for all of the sampled variables except for cover of living grasses, forbs, bare rocks and litter. Fire had consumed most of the standing dead herbaceous phytomass and had killed the aboveground plant parts of all woody species within the plots. Two weeks after fire, many shrubs were already resprouting from underground organs. The height of the herb layer was much lower than before the fires, but living grasses had almost regained their pre-fire cover values by resprouting. For forbs, this was only true for structural vegetation type 2, which had been rich in forbs before the fires.

The experimental fires were conducted under rather diverse climatic conditions that may have influenced fire intensities. A block design was therefore derived from cluster analysis of the relevant climatic variables (relative humidity, air temperature, wind speed) to exclude this influence from the analysis of variance in fire severity between structural vegetation types. This analysis showed significant differences ($p < 0.1$) in fire severity only between vegetation type 3 and any other type, but not between vegetation types 1 and 2. Fire severity was highest in vegetation type 1 and lowest in type 3 (only one plot burned) in plots and subplots. If the plots (or subplots) that could not be lighted were excluded and only the burned plots were used in the analysis, these differences were less clear than if these areas were included and labeled with 0 for fire severity. Multiple regression analyses lead to the identification of dry phytomass and packing ratio as the most important variables determining fire severity, while climatic variables showed low or instable regression coefficients. The fire severity index of all plots intended for burning was positively correlated to phytomass (0.851; $p = 0.001$) and packing ratio (0.829; $p = 0.001$), but fuel moisture content on the days of the burns (range: 38 to 90 % of dry phytomass) showed no correlation to fire severity. Flammability is therefore best described by packing ratio and phytomass, both of which were positively correlated with litter cover (0.847; $p = 0.001$ and 0.817; $p = 0.001$ respectively). Height of the herb layer and cover of standing dead grasses also contributed significantly to fuel loads (correlations to phytomass higher than 0.7, $p < 0.05$). Analyses of variance between structural vegetation types showed that packing ratio and phytomass and, consequently, flammability, were greatest in structural vegetation type 1 (mean packing ratio: 0.69 %; mean phytomass: 631 g m⁻²) and lowest in structural vegetation type 3 (mean packing ratio: 0.32 %; mean phytomass: 221 g m⁻²). Almost all patches of the latter vegetation type could not be lighted in the experimental fires although climatic conditions were favorable for intense fires.

Inclination, exposition, soil depth and the other sampled soil parameters did not show significant differences ($p < 0.1$) between structural vegetation types in the unburned plots, except for potential cation exchange capacity, which was significantly higher in type 3 than in type 2 ($p = 0.014$).

4. Discussion

>From the presented results, we conclude that the three structural vegetation types represent stages of vegetation development in time after fire disturbance. If a temporal sequence (3-2-1) of the three structural vegetation types is assumed, the structural differences between these types can be explained by the following model of vegetation development: Fire burns all of the standing dead grasses, most of the living grasses and forbs and much of the litter, thereby increasing the proportion of open soil. The aboveground parts of almost all woody species in the investigated grasslands are killed by fire but remain standing afterwards. The height of woody plants increases in the development from structural vegetation type 3 via type 2 to type 1. The herb layer also increases in height in the course of vegetation development. Open soil is gradually covered by vegetation. The process of grassland vegetation development between two fires can thus be summarized as a combination of vertical and lateral growth, colonization of gaps opened by fire, accumulation of dead phytomass and development towards a matted, felt-like herbaceous plant cover dominated by tussock grasses. Significant differences in the cover of woody species between structural vegetation types could not be found. Therefore, we assume that the present fire frequency is high enough to control shrub encroachment. A dependence of forbs populations on periodical fires that open up gaps in the dense cover of tussock grasses that would otherwise suppress other herbs is reported for the Argentinean Flooding Pampa (Latterra & Solbrig, 2001). This seems to be the case in the investigated area as well:

Intermediate stages of vegetation development (structural vegetation type 2) have the highest forbs cover. Still, the results show that the grass / forbs-ratio before a fire influences the post-fire ratio. This is consistent with reports that the floristic composition hardly changes after fire in subtropical grasslands in Rio Grande do Sul (Eggers & Porto, 1994).

Flammability, as expressed by fuel loads (phytomass) and packing ratio, increases in the course of post-fire vegetation development. Growth of the herb layer and accumulation of litter and standing dead grasses contribute most to the increase in fuel loads. Fire severity is strongly correlated to flammability. The experimental fires caused strong short-term changes in vegetation structure but were not intense enough to consume all of the litter down to the bare soil, although they significantly increased the cover of open soil. Regarding vegetation structure, flammability and severity, early stages of vegetation development after fire (structural vegetation type 3) differed more clearly from later stages (types 1 and 2) than these from each other. We therefore suggest that vegetation structure, flammability and severity are rather quickly restored to their pre-fire stages in subtropical grasslands.

5. Conclusions

It has been shown that the grasslands on Morro Santana form a mosaic of different stages in vegetation development. Flammability rises in the course of vegetation development after fire. Ignition sources are always present in the investigation area due to garbage burning and arson. Given this combination, the development of vegetation structure after one fire will inevitably lead to the provocation of the next fire. The present fire regime on Morro Santana is therefore maintained by a recurrent development of fire-adapted and fire-prone vegetation. It is open to investigation if this applies to subtropical grasslands in general.

6. References

- Bond, W.J. & van Wilgen, B.W. (1996). *Fire and plants*. Chapman & Hall, London.
- Eggers, L. & Porto, M.-L. (1994) Ação do fogo em uma comunidade campestre secundária, analisada em bases fitossociológicas. *Boletim do Instituto de Biociências* 53, 1-88. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Porto Alegre.
- Latterra, P. & Solbrig, O.T. (2001). Dispersal strategies, spatial heterogeneity and colonization success in fire-managed grasslands. *Ecological Modelling* 139, 17-29.
- Londo, G. (1976). The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33, 61-64.
- Ministério da Agricultura e do Abastecimento, Instituto Nacional de Meteorologia (1992). *Normais Climatológicas*. Brasília.
- Pillar, V. de P. & Orlóci, L. (1996). On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *Journal of Vegetation Science* 7, 582-592.
- Pillar, V. de P. & Quadros, F. (1999). Grassland-forest boundaries in southern Brazil. - In: Klötzli, F. & Walther, G.-R. (eds.) 1999: *Recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to general global warming*. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Schultz, J. (2000). *Handbuch der Ökozonen*. UTB für Wissenschaft. Ulmer, Stuttgart.
- Wright, H.A. (1974). Range burning. *Journal of Range Management* 27, 5-11.

distribuição e estimativa do estoque de nutrientes da biomassa aérea de *neoregelia cruenta* (r. graham) l.b. smith numa floresta sobre duna na restinga da Marambaia, RJ, Brasil.

Télmo Borges Silveira Filho¹, Avelino Nogueira da Silva¹, Marcos Gervásio Pereira³ e Luis Fernando Tavares de Menezes⁴.

1. Graduando em Engenharia Florestal/UFRRJ (telmoufrj@hotmail.com) - 2. Professor do Departamento de Solos/IA/UFRRJ - 3. Doutorando em Ecologia - UFRJ, pesquisador colaborador do Departamento de Botânica/IB/UFRRJ.

1. Introdução

Os ecossistemas de restinga caracterizam-se por solos com baixos conteúdos de argila e matéria orgânica, baixa capacidade de reter água e nutrientes, onde há uma considerável entrada anual de nutrientes sob a forma do salsgem (LACERDA & HAY, 1977). Entretanto, são áreas compostas por uma variedade de ambientes que proporcionam uma elevada biodiversidade (ARAÚJO, 1998). Neste ambiente, a família Bromeliaceae possui destaque, principalmente pela capacidade de armazenar água o que a torna um agente amplificador da diversidade destes habitats. Diversas espécies animais utilizam as bromélias para forrageamento, reprodução e refúgio contra predadores (ROCHA et al. 1997). *Neoregelia cruenta* (R. Graham) L.B. Smith, é uma das plantas dominantes em restingas na região do Rio de Janeiro, sendo endêmica desse estado (LACERDA & HAY, 1977).

Embora não faça sentido descrever uma "típica floresta tropical" face às grandes variações que lhe são inerentes, existe uma tendência geral que aponta a disponibilidade de nutrientes como um fator de natureza crítica para o funcionamento destes ambientes (OLIVEIRA & ARAÚJO, 1999). Para obterem maior eficiência na captação dos nutrientes e da água de origem atmosférica, as bromélias desenvolveram formas estruturais especiais. *N. cruenta*, é provida de um tanque bem desenvolvido e tricomas absorventes, acumulando água por tempo significativo de forma que um farto material orgânico é encontrado nestes tanques, justificando sua eficiência adaptativa em ambientes de restinga (LEME, 1993).

No estudo de ecossistemas, alguns dos aspectos importantes são a quantidade e distribuição de biomassa dentro do sistema, ou a estrutura do mesmo (ODUM, 1971). Segundo HAY et al (1982), uma das técnicas empregadas para prever a biomassa é a formulação de equações de regressão, que utilizam variáveis mais fáceis de serem medidas, tais como o diâmetro e a altura.

Objetivou-se no presente estudo estimar o estoque de nutrientes da biomassa aérea de *N. cruenta*, assim como avaliar a distribuição destes nutrientes em seus diferentes compartimentos (parte superior, parte inferior e material orgânico depositado em sua roseta), numa floresta sobre duna na Restinga da Marambaia-RJ.

2. Material e Métodos

A área de estudo localiza-se na Restinga da Marambaia, litoral sul do estado do Rio de Janeiro, e encontra-se no interior do Campo de Provas da Marambaia, sob tutela do Exército Brasileiro. A área selecionada é uma formação florestal sobre duna e está restrita à parte leste da referida restinga.

A duna estudada possui aproximadamente 20 metros de altura, apresentando uma floresta densa de porte arbustivo arbóreo. A altura do dossel pode variar de 4m, no lado oceânico, e de 8 a 15m, no lado voltado para Baía de Sepetiba. O estrato herbáceo é denso, dominado por Bromeliáceas, com o predomínio das espécies *Bromélia antiacantha*, *Bilbergia amoena*, *Neoregelia cruenta*, *Quesnelia quesnelian*, *Vriesea neoglutinosa*.

A *Neoregelia cruenta* (R. Graham) L.B. Smith (BROMELIACEAE), é endêmica do estado do Rio de Janeiro (LACERDA & HAY, 1977) e está, dentre outras espécies desta família, ameaçada de extinção no município do Rio de Janeiro (SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE, 2000).

A temperatura média anual na região é de 23,6°C, sendo o mês de fevereiro o mais quente com temperatura média de 26,7°C e julho o mais frio com temperatura média de 21,0°C. A precipitação média anual é de 1027,2 mm, sendo o mês de agosto o de menor precipitação com 47,4 mm e março o mais chuvoso com 140,6 mm (Mattos, no prelo).

Para estimar a biomassa aérea de *N. cruenta* foram coletados indivíduos de modo tendencioso, para incluir toda a variação presente nas populações, conforme metodologia descrita por HAY et al (1982). Foram feitas as seguintes mensurações em cada indivíduo: altura, diâmetro das rosetas e quantificação do número de folhas vivas e mortas. Posteriormente estes valores foram correlacionados com o peso seco constante de cada indivíduo, com a finalidade de encontrar o melhor parâmetro e modelo matemático que estime a biomassa dos indivíduos. O modelo de regressão utilizado neste trabalho foi $y = ax - b$, em que y representa a biomassa seca do indivíduo; x o número total de folhas (folhas vivas + folhas mortas); e a e b são os coeficientes de regressão, descrito por FILHO-SILVEIRA (2002).

Sabendo o melhor parâmetro e modelo matemático que estime a biomassa aérea de *N. cruenta*, o qual encontra-se em FILHO-SILVEIRA (2002), distribuiu-se na área de estudo duas transecções de 320 m² cada uma (160 x 2 m), perpendiculares ao mar; sendo quantificado o número de folhas de todos indivíduos encontrados nas áreas supracitadas e calculado a biomassa aérea.

A partir do valor médio de biomassa encontrado nas transecções e considerando a área amostrada, calculou-se a biomassa aérea de *N. cruenta* por hectare.

Cabe salientar, que de toda a parte aérea dos indivíduos coletados, independente de estarem unidos uns aos outros através de rizomas (brotos laterais) ou não, foi retirado todo o material orgânico depositado na roseta das bromélias, evitando desta forma possíveis contaminações que viessem superestimar a determinação de biomassa e nutrientes.

Após a coleta, os indivíduos *N. cruenta* foram fragmentados e secos em estufa de circulação de ar forçado a 80°C, até atingir peso seco constante. Todo o material seco foi separado em parte superior (folhas, brotos, inflorescências e infrutescência) e parte inferior (raízes e estolões). Também foi coletado o material orgânico depositado no centro das rosetas, sendo este seco ao ar. Os materiais supramencionados foram homogeneizados, triturados e submetidos à digestão sulfúrica (TEDESCO et al., 1995). No extrato obtido foram determinados os conteúdos dos nutrientes N, K e P.

As partes superior, inferior e material orgânico presente na roseta da referida bromélia, constituíram-se em três tratamentos correlatos à distribuição dos nutrientes N, P e K nos seus compartimentos. Estes dados foram submetidos à análise de variância e, posteriormente, ao teste Tukey (5% de probabilidade) toda vez que a hipótese de nulidade fora rejeitada.

3. Resultados e Discussões

O modelo de regressão linear simples ($y = 8,6447x - 79,364$) utilizado para quantificar a biomassa dos indivíduos contidos nas parcelas encontra-se em FILHO-SILVEIRA (2002), o qual foi gerado na mesma área deste estudo. Este modelo foi significativo para a determinação do peso seco como pode ser verificado pelo valor do coeficiente de regressão ajustado $R^2 = 0,88$.

Encontrou-se nas duas transecções perpendiculares ao mar um total de 158 indivíduos de *N. cruenta*, os quais totalizaram 210,4 Kg por hectare de biomassa aérea (parte superior e inferior, exceto material orgânico depositado nas rosetas).

Quanto aos estoques dos macronutrientes nitrogênio, fósforo e potássio, contidos na biomassa aérea da referida bromélia, foi encontrado, respectivamente, os seguintes valores: 1,01, 0,13 e 0,57 Kg/ha. Em estudo realizado em Mata Atlântica na Ilha Grande, litoral Sul do estado do Rio de Janeiro, OLIVEIRA & ARAÚJO (1999) encontraram os seguintes valores para N (9,46 Kg/ha),

P (0,10 Kg/ha) e K (0,70 Kg/ha). Neste estudo, o mesmo autor quantificou, por meio de *quadrats* ao longo de um ano, todas as bromélias epífitas que após seu fene

cimento e queda fizeram parte do piso florestal, as quais totalizaram 350 +/- 21,2 Kg de biomassa/ha/ano. Comparando-se os resultados obtidos neste trabalho com aqueles de OLIVEIRA & ARAÚJO (1999), podemos observar que tanto P quanto K apresentaram valores semelhantes nos dois ambientes do Bioma Mata Atlântica, embora os valores de N da mata Atlântica da Ilha Grande terem sido expressivamente superiores aos obtidos na restinga de Marambaia.

Deve-se ressaltar que *N. cruenta* intercepta a deposição atmosférica, extraindo íons da água da chuva que atravessa o dossel ou do material decíduo aportado pela floresta que formaria a serapilheira, estando os mesmos disponíveis para a utilização da comunidade vegetal após a morte e mineralização do vegetal e/ou a lixiviação do material orgânico decomposto no interior das rosetas. Segundo LEME (1993), em função da *N. cruenta* não ter conexão direta com o banco de nutrientes do solo florestal, visto que seu sistema radicular limita-se à fixação mecânica da mesma ao substrato, esta é dependente de atributos morfológicos e fisiológicos (tricomas, tanques acumuladores e mecanismo ácido das crassuláceas) que lhes garante a sobrevivência em sítios aparentemente hostis como os ambientes de restinga.

No que concerne à distribuição dos nutrientes nos compartimentos de *N. cruenta*, parte superior (folhas, brotos, inflorescências e infrutescência) e parte inferior (raízes e estolões) e o material orgânico depositado no centro das rosetas, a análise de variância detectou diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos para todos os macronutrientes analisados.

Para o N e K foi encontrado diferenças significativas pelo teste Tukey (5%) para todos os tratamentos. No entanto, o comportamento da concentração destes nutrientes nos referidos compartimentos foi inverso. Enquanto para N foi encontrado 1,64, 0,67 e 0,45 g/100g para, material orgânico, parte inferior e parte superior, respectivamente. Para o K foi encontrado 0,30, 0,13 e 0,05 g/100g para, parte superior, parte inferior e material orgânico, respectivamente.

Por outro lado, as concentrações de P foram da ordem de 0,09, 0,06 e 0,06 g/100g para, parte inferior, material orgânico e parte superior, respectivamente. Contudo, o material orgânico e a parte superior não apresentaram diferenças estatísticas entre si para P pelo teste Tukey (5%), embora tenham apresentado diferenças significativas em relação a parte inferior.

No que tange à distribuição do N nos compartimentos, verificou-se que o material orgânico presente na roseta da bromélia em questão apresentou as maiores concentrações. Esta constatação poderá estar atrelada à matéria orgânica em avançado estágio de decomposição, onde a mineralização e consequente disponibilização do N deste material estaria superando a sua imobilização por parte dos organismos decompositores presentes naquele microecossistema.

VITOUSEK & SANFORD (1986), encontraram baixos valores de P no material vegetal formador da serapilheira em diversas florestas tropicais do Brasil e do mundo. Todavia, os baixos teores encontrados para P em todos os três compartimentos avaliados estão de acordo com a maioria dos estudos com este enfoque em ambientes tropicais, sugerindo que *N. cruenta* segue o mesmo padrão.

O material orgânico foi o tratamento que apresentou os menores valores de K. Tal fato pode estar relacionado à própria dinâmica deste nutriente, uma vez que o mesmo possui grande mobilidade por não estar ligado a nenhum componente estrutural e, portanto, não há mineralização como pré-requisito para ser transportado, necessitando apenas de transformações físicas para ser liberado (SIQUEIRA & FRANCO, 1988). A roseta da bromélia é um ambiente onde se acumula e percola água da chuva, o que,

provavelmente, favorece a lixiviação do K contido no material orgânico acumulado nesta, justificando sua baixa concentração. Já a parte superior de *N. cruenta* apresentou os maiores valores de K. Tal fato pode estar relacionado à dois fatores. Um relativo a ecologia da bromélia considerando sua eficaz absorção atmosférica de nutrientes via suas adaptações morfológicas e fisiológicas citadas anteriormente. E o outro fator, concerne à dinâmica de aporte de nutrientes sob a forma do salsgem inerentes aos ecossistemas de restinga.

4. Conclusões

Embora as quantidades de nutrientes estocados na biomassa aérea de *Neoregelia cruenta* sejam relativamente reduzidas, estes podem assumir um papel mais significativo na reciclagem de nutrientes da floresta sobre duna ao se considerar que, no caso do aporte de material decíduo proveniente de indivíduos arbóreos, a sua deposição não pode ser considerada fundamentalmente como uma entrada de nutrientes para o sistema e, sim, uma reciclagem dos mesmos, ao passo que, no caso de *N. cruenta*, grande parte de seus nutrientes tem origem atmosférica e não do estoque do solo, representando, portanto, uma real entrada de nutrientes ao ecossistema.

No que se refere à distribuição dos nutrientes nos diferentes compartimentos de *N. cruenta*, foi verificado os maiores teores de N no material orgânico depositado na roseta da bromélia, enquanto que para o K os maiores valores foram encontrados nas folhas da mesma. As baixas concentrações de P presentes nos compartimentos *N. cruenta* seguiram os mesmos padrões comumente apresentados em estudos de florestas tropicais.

5. Referências Bibliográficas

- Araújo, D.S. & Maciel, N.C. – **Restingas Fluminenses: Biodiversidade e Conservação**. Boletim FBCN 25:27-51 – 1998.
- Filho-Silveira, T. B., Conde, M. M. da S. & Menezes, L. F. T. **Número de folhas como estimativa da biomassa aérea de Neoregelia cruenta (R. Graham) L.B. Smith (BROMELIACEAE), em floresta sobre duna na restinga da Marambaia, RJ.** – Anais do 53º Congresso Nacional de Botânica. 2002.
- Hay, J.D.V. & Lacerda, L.D. de. **Alterações nas características do solo após afixação de Neoregelia cruenta L. Smith (BROMELIACEAE), em um ecossistema de restinga.** 1980.
- Hay, J. D.; Henriques, R. P. B. & Costa, S. R. A. - **Uma avaliação preliminar da possibilidade de usar equações de regressão para estimativas da biomassa na restinga - R. Bras. Bot. 5:33-36 - 1982.**
- Lacerda, L.D. & Hay, J.D.V. **A importância de algumas espécies vegetais perenes em ecossistemas de dunas de areia.** Ci. Cult. 29 (7):491-492. 1977.
- Leme, E.M.C. - **Bromélias na Natureza.** Rio de Janeiro, Marigo Comunicação Visual. 183p. 1993.
- Mattos, C.L. **no prelo. Caracterização climática da Restinga da Marambaia.** In: MENEZES, L.F.T.; ARAUJO, D.S.D. & PEIXOTO, A.L. (ed.). **História Natural da Marambaia.**
- Odum, E. P., **Fundamentals of ecology.** (W.B. Saunders and Co.). Philadelphia, USA 1971.
- Ranwell, D.S. **Ecology of salt marshes and sand dunes.** Chapman and Hill, Londres. 1972.
- Oliveira, R. R. & Araújo, M. V. **Contribuição de bromélias epífitas na ciclagem de nutrientes da Mata Atlântica.** XIX Jornada Fluminense de Botânica, UENF, 1999.
- Rocha, C.F.D., Cogliatti-Carvalho, L., Almeida, D. R. & FREITAS, A. F. N. **Bromélias: ampliadoras da biodiversidade.** *Bromelia* 4:7-10 - 1997.
- Secretaria Municipal de Meio Ambiente. **Espécies ameaçadas de extinção no município do Rio de Janeiro: Flora e Fauna.** P.21. 2000.
- Siqueira, J. O. Franco, A. A. **Biociência do solo: Fundamentos e perspectivas.** Brasília, MEC Ministério da Educação, ABEAS. Lavras, ESAL, FAEPE, 1988. 236p.

Tedesco, J.; Gianello, C.; Bissani, C. A.; Bohnen, H. & Volkweiss, S. J. *Análises de Solo, Planta e outros materiais*. 2. ed. ver. E ampl. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS. 174p.1995.

Vitousek, P. M. & Sanford, J.R. *Nutrient cycling in most tropical forest*. *Annual Review Ecology Science*, 17: 137-167, 1986.

6. Agradecimentos

A Fundação O Boticário de Proteção à Natureza pelo apoio financeiro e ao Campo de Provas da Restinga da Marambaia pelo apoio logístico.

A influência do primeiro hospedeiro no tempo de forrageio da vespa parasitóide

Leptopilina heterotoma

Thomas S. Hoffmeister^a, Mônica F. Kersch^{a, b} & Ulf Tölch^a

^a Zoological Institute, Department of Animal Ecology, Am Botanischen Garten 1-9, Christian-Albrechts-University of Kiel - Germany

^b Graduação Ciências Biológicas Universidade do Vale do Rio dos Sinos, UNISINOS - Brasil
(monica_fk@hotmail.com)

1. Introdução

Os recursos frequentemente estão distribuídos em manchas no meio ambiente. Por isso, animais forrageadores devem decidir quando deixar uma mancha e começar a procurar por outra. Esta questão sobre o tempo de alocação em uma mancha é uma das principais questões da teoria de forrageamento ótimo. Charnov (1976) desenvolveu um teorema sobre otimização do tempo em uma mancha. Seu teorema prediz que o tempo ótimo para deixar uma mancha é quando a taxa média de ganhos começa a diminuir, e está baseado no pressuposto de que os forrageadores são oniscientes e não ganham nenhum tipo de informação sobre a qualidade da mancha enquanto forrageiam. No entanto, sabe-se que este pressuposto não é encontrado sob condições naturais, e a questão sobre como animais forrageadores determinam o tempo ótimo para deixar uma mancha ainda não foi respondida. Uma alternativa para os animais forrageadores decidirem quando é o tempo ótimo para deixar uma mancha é usando as chamadas "rules of thumb": (i) Deixar a mancha quando um número fixo de presas tiver sido capturado (Gibb 1958; Krebs 1973); (ii) Deixar a mancha depois de um tempo fixo (Gibb 1962); (iii) Deixar a mancha quando o tempo entre encontros com as presas exceder um determinado valor (Hassel & May 1974; Murdoch & Oaten 1975). Porém, nenhuma destas regras se adequa perfeitamente para todos os tipos de ambiente.

Na natureza, parasitóides iniciam sua procura por um hospedeiro quando ainda são inexperientes e obterão informações sobre o meio ambiente no qual forrageiam. Waage (1979), em uma tentativa de explicar o efeito de encontros com hospedeiros na mancha, desenvolveu um modelo mecanicista para explicar o tempo de residência do parasitóide *Venturia canescens*. Usando este modelo ele foi capaz de explicar os efeitos da densidade de hospedeiros e da taxa de oviposição sobre o tempo de residência de um parasitóide em uma mancha. Subseqüentemente, Haccou *et al.* (1991) aplicou modelos estatísticos (Regressões de Cox) para determinar quais parâmetros os parasitóides utilizam para decidir quando deixar uma mancha. Este modelo permite estimar e testar estes possíveis parâmetros não somente qualitativamente, mas também quantitativamente. A partir disso, muitos estudos sobre o tempo de alocação de parasitóides em uma mancha têm demonstrado que encontros com hospedeiros não parasitados e o kairormônio deixado pelos hospedeiros (vestígios químicos que indica a presença de um hospedeiro) diminuem a tendência de deixar uma mancha (aumentam o tempo de residência) em parasitóides que atacam hospedeiros de distribuição agregada. Entretanto, hospedeiros saudáveis não é o único tipo de hospedeiro que um parasitóide pode se

defrontar. Os parasitóides não removem os hospedeiros que eles parasitaram, deixando-os na mancha, estes hospedeiros parasitados podem acabar sendo encontrados por outros parasitóides. Encontros com hospedeiros parasitados podem fornecer a informação de que a mancha foi explorada por outra fêmea parasitóide anteriormente. Então, a questão sobre como os parasitóides devem responder a encontros com tais hospedeiros ainda é ambígua. Van Lenteren (1991) encontrou evidências de que encontros com larvas parasitadas diminuem a motivação de procura, ocasionando um menor tempo de residência na mancha. Haccou *et al.* (1991) em um estudo com a mesma espécie parasitóide, falhou em fornecer evidências estatísticas sobre o efeito de encontros com hospedeiros parasitados. Hemerik *et al.* (1993), por outro lado, encontrou um efeito negativo na motivação de procura quando o primeiro hospedeiro encontrado é parasitado.

Acreditamos que tais desenhos experimentais podem eventualmente ofuscar os efeitos reais de encontros com hospedeiros parasitados e, por isto, elaboramos um desenho mais simples para elucidar quando encontros com hospedeiros parasitados podem afetar o tempo de alocação em uma mancha no parasitóide *Leptopilina heterotoma*.

2. Material e Métodos

Neste experimento foram utilizadas fêmeas adultas (de quatro a cinco dias de vida) de *Leptopilina heterotoma* (Hymenoptera, Figitidae). Esta espécie é um endoparasitóide natural de larvas drosophilídeas. Enquanto que *L. heterotoma* ataca muitas espécies de *Drosophila*, *D. subobscura* foi escolhida como hospedeira porque esta espécie domina a comunidade de drosophilídeos do Norte da Europa. Larvas de *D. subobscura* no segundo instar foram utilizadas neste trabalho (com cinco dias de vida). Todo o experimento foi conduzido a 20 ± 2 °C.

Diferentes placas de Petri foram utilizadas, uma pequena com 4.3 cm (usada para treinar as vespas e rodar o experimento) e outra grande com 14 cm (usada pra rodar o experimento). Estas placas de Petri continham uma camada de 5 mm de agar e em seu centro foi espalhado, em uma área circular de 2 cm de diâmetro, 75 μ l de uma suspensão de fermento (3.75g de fermento em 6 ml de água). Um anel plástico foi utilizado para assegurar que todas as manchas de fermento fossem do mesmo tamanho. Três dias antes de rodar os experimentos as vespas foram separadas em vidros individuais com uma gota de mel para alimentação. Depois de dois dias isoladas, as fêmeas parasitóides, então com quatro dias, foram introduzidas nas placas de Petri menores contendo 16 larvas hospedeiras saudáveis na mancha de fermento. Depois de 30 minutos de forrageio e oviposição, as vespas eram removidas e armazenadas a 18 °C até o dia seguinte, quando eram utilizadas para rodar o experimento. Cada vespa foi utilizada uma única vez.

Para rodar o principal experimento 16 larvas foram adicionadas na mancha das placas menores e ali puderam forragear por 15 minutos quando uma vespa era adicionada à placa por 20 minutos. Este procedimento é utilizado para refrescar a experiência do parasitóide dada no dia anterior. Depois dos 20 minutos forrageando e ovipositando, a vespa era armazenada em uma cápsula gelatinosa por 5 minutos, para então ser introduzida na placa maior. A placa de Petri grande continha o kairormônio de oito larvas as quais ali forragearam por 15 minutos.

Depois de forragear por 150 segundos na mancha, a vespa era confrontada com um dos seguintes tratamentos: (i) uma larva sadia era oferecida; (ii) uma larva parasitada era oferecida; (iii) nenhuma larva era oferecida (controle). A larva parasitada havia sido parasitada por um indivíduo diferente, a parasitação deveria ser de no máximo 30 minutos. A larva era removida logo depois de ser parasitada ou rejeitada. Em seguida a placa era colocada sob uma câmera. Todos os movimentos foram gravados pelo programa EthoVision 2.3. A gravação era encerrada quando a vespa deixava a mancha por mais de 60 segundos.

3. Resultados e Discussão

Encontros com hospedeiros parasitados significativamente aumentam a tendência de fêmeas da espécie *L. heterotoma* deixarem uma mancha e diminuem o tempo de residência em uma mancha. Corroborando estudos anteriores, encontros com hospedeiros saudáveis reduzem a tendência de deixar uma mancha e aumentam o tempo de residência. Isto comprova que as vespas de *L. heterotoma* respondem a informações contidas em encontros com hospedeiros parasitados. Hemerik *et al.* (1993) argumentou que o primeiro encontro com um hospedeiro é de extrema importância para a decisão de um parasitóide deixar ou não uma mancha. Se este hospedeiro é parasitado a fêmea ganha a informação de que a mancha já foi explorada anteriormente e não é mais atraente (ocasionando uma redução no tempo de residência em uma mancha). Entretanto, ele propôs que encontros com hospedeiros parasitados que ocorrem tardiamente não transferem informações, sendo assim, o parasitóide é incapaz de distinguir se o hospedeiro foi ou não por ela parasitado. Porém, este não é necessariamente o caso do nosso estudo. Primeiramente, muitas espécies de parasitóides podem perfeitamente distinguir entre hospedeiros por elas parasitados. Além disto, parasitóides podem usar a razão entre encontros com hospedeiros não parasitados e parasitados como uma estimativa da qualidade da mancha.

Interessantemente, não somente encontramos um efeito de encontros com hospedeiros no tempo de alocação de um parasitóide em uma mancha, mas também no comportamento de forrageio dentro e fora da mancha. Enquanto que os ângulos de mudança de movimento dos parasitóides não foram afetados pelos encontros com os diferentes hospedeiros, a velocidade dos parasitóides foi significativamente aumentada depois de encontros com hospedeiros parasitados. Além disto, a distância por unidade de tempo do ponto onde a mancha foi deixada até o ponto final da excursão para fora da mancha foi significativamente maior em parasitóides defrontados com hospedeiros parasitados do que em parasitóides confrontados com larvas saudáveis ou nenhuma larva.

4. Conclusões

Encontros com hospedeiros saudáveis ou parasitados transmitem informações para o forrageamento das fêmeas de *L. heterotoma*. Enquanto que encontros com hospedeiros não parasitados aumentam a motivação e o tempo de residência em uma mancha, encontros com hospedeiros parasitados diminuem a motivação de forrageio e o tempo de residência em uma mancha. Porém, isto é válido somente para o primeiro encontro com um hospedeiro em uma mancha. Além disto, a qualidade do encontro com hospedeiros afeta o comportamento de forrageio dentro e fora da mancha.

5. Bibliografia

Charnov, E.L. (1976) Optimal foraging, marginal value theorem. *Theoretical population biology* 9 (2): 129-136.

Gibb, J.A. (1958) Predation by tits and squirrels on the eucosmid *Ernarmonia conicolana* (heyl). *Journal of Animal Ecology* 27 (2): 375-396.

Gibb, J.A. (1962) Tinbergen's hypothesis of the role of searching images. *Ibis* 104: 106-111.

Haccou, P.; Devlas S.J.; Van Alphen J.J.M.; Visser, M.E. (1991) Information-processing by foragers - effects of intra-patch experience on the leaving tendency of *Leptopilina heterotoma*. *Journal of Animal Ecology* 60 (1): 93-106.

Hassell, M.P.; May, R.M. (1974) Aggregation of predators and insect parasites and its effect on stability. *Journal of Animal Ecology* 43 (2): 567-594.

Hemerik, L.; Driessen, G.; Haccou, P. (1993) Effects of intra-patch experiences on patch time, search time and searching efficiency of the parasitoid *Leptopilina clavipes*. *Journal of Animal Ecology* 62 (1): 33-44.

Krebs, J.R. (1973) Behavioral aspects of predation. In: Bateson, P.P.G. & Klopfer, P.H.: *Perspectives in Ethology*: 73-111. Plenum Press, New York.

Murdoch, W. W.; Oaten, A. (1975) Predation population stability. *Advances in Ecological Research*. 9: 2-132

Van Lenteren, J.C. (1991) Encounters with parasitized hosts: To leave or not to leave a patch. *Netherlands Journal of Zoology* 41 (2-3): 144-157.

Waage, J.K. (1979) Foraging for patchily-distributed hosts by the parasitoid, *nemeritis-canescens*. *Journal of Animal Ecology* 48 (2): 353-371.

Determinação de resíduos de Heptacloro e Heptacloro Epóxi em leite bovino, na microbacia do Ceveiro, Piracicaba, SP.

Valdemar Luiz Törnisielo^a, Rosana Maria de Oliveira Freguglia^a, Ruy Bessa Lopes^b.

^aCentro de Energia Nuclear na Agricultura - Universidade de São Paulo (vtornis@cena.usp.br)

^bDoutorando - Centro de Energia Nuclear na Agricultura - Universidade de São Paulo.

Projeto Financiado pela FAPESP.

1. Introdução

A contaminação do ar, da água e do solo por pesticidas é freqüente, os resíduos nos alimentos, muitas vezes, ultrapassam os limites considerados toleráveis (Rüegg et al., 1991). O impacto ambiental causado pela cultura cana-de-açúcar vem sendo pesquisado desde 1984 pela Embrapa através de monitoramento por satélite. O uso das terras em regiões canavieiras consome relativamente menos recursos naturais no local, mas introduzem novos elementos e produtos causadores de desequilíbrios no meio ambiente, tais como herbicidas, inseticidas e fertilizantes.

Nos cursos de água doce, a contaminação pode ocorrer pela aplicação direta dos pesticidas nas superfícies de córregos e rios, entretanto, a principal forma de contaminação ocorre nas áreas agrícolas, através das águas das chuvas, que lavam a cobertura vegetal e o solo, transportando grandes quantidades de resíduos, comprometendo a qualidade dessas águas e trazendo, em consequência, riscos à saúde da população e à fauna aquática (Brondi, 2000). Esta contaminação atinge o Homem através da cadeia alimentar, pois, a contaminação por pesticidas organoclorados atinge todos os níveis tróficos da cadeia (Allsopp, 1996). Devido aos fenômenos de biomagnificação a tendência é haver maior quantidade de resíduos destes compostos organoclorados no Homem (Kannan et al., 1992).

Nas regiões açucareiras do Estado de São Paulo foram bastante disseminados os usos de pesticidas organoclorados, sendo utilizado principalmente o Heptacloro nas renovações das culturas canavieiras e Dodecacloro para combate as saúvas, por tratarem-se de inseticidas altamente eficientes.

A microbacia do Ceveiro – Município de Piracicaba, SP, está localizada numa região de cultivo de cana-de-açúcar cuja área plantada atinge a cifra de 1.300 ha que, devem ter recebido aplicações de diferentes pesticidas por muitos anos, entre eles organoclorados como o Heptacloro. A microbacia do córrego do Ceveiro está localizada a 22°40'S e 47°47'W no Município de Piracicaba, Estado de São Paulo; é limitada a montante pela Vila de Sant'ana e a jusante pelo Distrito de Ártemis e pelo rio Piracicaba. Apresenta uma superfície de aproximadamente 2.200 hectares, essencialmente agrícola, com cerca de 60% de suas terras cultivadas com cana-de-açúcar. O restante da área é usado por pequenos agricultores no cultivo de hortaliças, feijão, pasto para gado de leite ou ainda para construção de tanques para criação de peixe e chácaras para lazer.

Este estudo teve por objetivo determinar a presença dos organoclorados Heptacloro e Heptacloro Epóxi em leite bovino

que utilizam o entorno da região da Microbacia do Ceveiro, em Piracicaba - SP, como pastagem.

2. Metodologia

O procedimento analítico foi conduzido no Laboratório de Ecotoxicologia do Centro de Energia Nuclear na Agricultura - CENA/USP, em Piracicaba - São Paulo.

Foram coletadas no período de dezembro de 1999 a dezembro de 2000, leite de vaca de um pequeno produtor da Região de Ártemis, Piracicaba - SP; sendo coletadas amostras de leite de 4 animais por mês. Este produtor foi escolhido visto que, o gado de sua propriedade utiliza como pastagem às regiões baixas da microbacia, mais precisamente o entorno do lago formado pelo Ribeirão do Ceveiro.

Na extração utilizou-se procedimento descrito por Mañes et al. (1993). Como coluna para extração da amostra foram utilizados cartuchos C₁₈ (Sep-Pak Vac - 1g, Waters Corporation) com capacidade de 6 mL. As extrações (filtração e eluição) das amostras foram feitas com auxílio de câmara de vácuo. A Testemunha e Branco seguiram o mesmo procedimento de extração.

As análises cromatográficas foram realizadas através de cromatógrafo gasoso (Chrompack CP 9001) equipado com detector de captura de elétrons (DCE). Na confirmação de identificação foi utilizado cromatógrafo gasoso (Finnigan CGQ) acoplado a um espectrômetro de massa (CG/EM).

Para quantificação foi utilizado o método do padrão externo, usando-se a curva analítica, obtida nas mesmas condições de análise das amostras. As curvas analíticas foram construídas relacionando área do pico versus concentração (ng mL⁻¹), com linearidade nas concentrações de 0,01 a 0,05, com coeficiente de correlação de 0,9970 e 0,9963 respectivamente, para Heptacloro e Heptacloro Epóxi.

Os resultados foram avaliados segundo CODEX (FAO/WHO, 1996) utilizando-se valores do LMR e LMRE, Limites Máximos de Resíduos e Limites Máximos de Resíduos Estranhos, respectivamente.

3. Resultados e Discussão

Foram coletas no período de 12/1999 a 12/2000 40 amostras de leite, identificadas com as letras LB seguido do número do animal, de um total de 24 animais. Alguns animais apresentaram mais de uma coleta durante o ano sendo identificadas como LB seguido do número do animal correspondente e ainda acrescentado a letra R. Determinou-se o período de um ano para as coletas para possibilitar observações quanto aos níveis de contaminantes ao longo do ano. Quanto à escolha dos animais utilizados neste ensaio, este rebanho utilizava como pasto exclusivamente o entorno do reservatório de água da microbacia do Ceveiro que abastece o Distrito de Ártemis, Piracicaba - SP. Este reservatório se localiza em área onde predomina a cultura de cana-de-açúcar e sofre inundações com deposição de sedimentos na estação chuvosa.

Neste trabalho, foram detectados resíduos de pesticidas organoclorados em 5 amostras, referentes aos animais LB-002 e LB-015 em todos, os valores encontrados estão acima dos limites estabelecidos pelo CODEX. Para LB-002 e LB-002R, detectou-se Heptacloro com valores de 0,0090 mg kg⁻¹ e 0,0077 mg kg⁻¹, que representam 50 e 28,3% acima do LMRE, respectivamente.

Segundo CODEX (FAO/WHO, 1996), o LMRE para leite é de 0,006 mg kg⁻¹ de peso corpóreo para a soma de Heptacloro e Heptacloro epóxi. Através dos resultados analíticos obtidos do leite, dois animais apresentaram valores acima do permitido pela legislação vigente no país, sendo que as amostras LB-015 e LB-015R, mais que o dobro do LMRE (0,0127 mg kg⁻¹ e 0,0157 mg kg⁻¹, respectivamente). Tratando-se do mesmo animal, as amostras foram consideradas repetições no tempo por tratar-se de coletas diferentes, em condições distintas. Na última coleta, o animal estava separado dos demais, alimentando um bezerro nascido dois dias antes. Nesta coleta o resultado também foi acima do LMRE (0,0142 mg kg⁻¹).

A partir dos relatos de Almeida & Barreto (1971), que deram início a estudos de resíduos de organoclorados no Brasil, surgiu

uma preocupação por parte de pesquisadores em avaliar a presença de pesticidas organoclorados no leite, provavelmente devido à alta persistência no meio ambiente. Pesquisas recentes como o estudo de Ciscato, (2000), vêm demonstrando que ainda há necessidade de monitorar organoclorados no leite. Em seu trabalho, avaliou os níveis de resíduos de pesticidas no leite bovino consumido na cidade de São Paulo no período de 1996 a 1998, encontrando 13,2% das amostras de leite cru contaminadas por Endosulfan.

Levando-se em conta que, o processo de lactação está relacionado com a excreção de alguns compostos, entre eles os organoclorados (Czaja et al., 2001), os resultados obtidos no leite do animal LB-015 que, apresentou LMRE cerca de duas vezes acima do permitido, pode estar relacionado com o período de gestação e lactação do animal.

Outro fator importante é a localização da área, que vem sendo estudada pelo impacto ambiental causado pelo aumento de áreas de cultivo intensificado, sendo que, em 1995 era representada por 66% com cana-de-açúcar, 14% de pastagens cultivadas, 11% com remanescente de matas nativas, 6% com reflorestamento de eucalipto, 2% com áreas urbanas, 0,2% com culturas anuais, com predominância do milho, e 0,3% com espelhos d'água. Este cultivo intensivo da região, falta de cuidados com o uso do solo associado à diminuição de matas nativas, levou ao desgaste do solo e a erosão. Também, pela geografia da Microbacia, durante o período das chuvas ocorre grande arraste de matérias para os espelhos d'água, entre eles, pesticidas (Fiori, 1998; Montolar-Sparovek et al., 1999). Vale mencionar que, a alta persistência de compostos organoclorados, como o Heptacloro e seu metabólito, Heptacloro epóxi, particularmente tóxico para ambientes aquáticos (Suwalsky et al., 1997).

O Heptacloro também pode ser considerado um dos mais polêmicos dos organoclorados. Pela sua alta eficiência como no controle de pragas do solo, principalmente de cupins, faz com que as indústrias constantemente entrem com pedido de reavaliação, junto à Comissão Avaliadora - Diretoria de Alimentos e Toxicologia - ANVISA. Em reavaliação do Heptacloro estabelecida pela RDC ANVISA nº 135, de 17 de maio de 2002, ficou determinado, entre outros itens, a não autorização de novas importações e de fabricação do produto Heptacloro no Brasil (ANVISA, 2002).

O leite é uma das principais fontes de alimento consumido pelo homem, principalmente nos primeiros anos de vida e, a presença de resíduos de pesticidas é preocupante.

Por se tratar de área de cultura canavieira e, sendo o Heptacloro um inseticida muito utilizado até recentemente, principalmente nos anos 80, a presença destes resíduos pode estar ligada a estes fatos. A ocorrência de organoclorados persistentes em alimentos e em tecidos humanos pode ser um indicador dos padrões regionais de industrialização e consumo, particularmente de Pesticidas (Allsopp et al., 1996). Frank et al. (1985) analisando leite em Ontário (Canadá) encontrou, entre outros organoclorados, Heptacloro epóxi em 95,0% das amostras, relacionando o fato à frequência com que este inseticida foi utilizado nos anos 70. Em semelhante trabalho realizado em 1997 encontraram Heptacloro epóxi em 99,0% das amostras.

4. Conclusões

A contaminação por pesticidas e/ou resíduos de produtos de origem animal, em particular o leite, pode ocorrer por aplicação direta no controle de ectoparasitos ou indireta, no local onde os animais habitam ou onde ingerem seu alimento. Observando os resultados obtidos quanto à presença dos organoclorados Heptacloro e Heptacloro Epóxi, fica evidente a necessidade de intensificação do controle de resíduos de pesticidas nos alimentos, com o objetivo de possibilitar à população um alimento confiável e de melhor qualidade.

Como os organoclorados Heptacloro e o Heptacloro Epóxi não são usados em pastagem e não é lixiviado, sua presença no leite

evidencia o mau uso do solo, que permite o arraste por enxurrada até a parte baixa da microbacia, contaminando a pastagem e o gado que ali se alimenta.

5. Referências Bibliográficas

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA - ANVISA. Toxicologia. <http://www.anvisa.saude.gov.br> (último acesso em 19 de dezembro de 2002).

ALLSOPP, M.; COSTNER, P.; JOHNSTON, P. Body of evidence: the effects of chlorine on human health. Amsterdam: Greenpeace, 1996. 27p.

ALMEIRA M.E.W.; BARRETO, H.H.C. Resíduos de pesticidas clorados em leite consumido em São Paulo. Revista do Instituto Adolfo Lutz, v.31, p.13-20, 1971.

BRONDI, S.H.G. Determinação de multiresíduos de agrotóxicos em águas de abastecimento do município de Araraquara: Ribeirão das Anhumas e Córrego do Paiol. São Carlos, 2000. 133p. Tese (Doutorado) - Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo.

CISCATO, C.H.P. Resíduos de praguicidas em leite consumido na cidade de São Paulo, de 1996 a 1998. São Paulo, 2000. 121p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo.

CZAJA, K.; LUDWICKI, J.K.; GÓRALCZYK, K.; STRCIŃSKI, P. Relationship between two consecutive lactations and fat level in human breast milk. Chemosphere, v.43, p.889-893, 2001.

FAO/WHO. Codex Alimentarius. Pesticide residues in food - Maximum residue limits. Roma, 1996. v.2B.

FIORIO, P.R. Avaliação cronológica do uso da terra e seu impacto no ambiente da Microbacia Hidrográfica do Córrego da região de Piracicaba, SP. Piracicaba, 1998. 114 p. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.

FRANK, R.; BRAUN, H.E.; SIRONS, G.H.; RASPER, J.; WARD, G.G. Organochlorine and organophosphorus insecticides and industrial pollutants in the milk supplies of Ontario - 1983. Journal of Food Protection, v.48, n.6, p.499-504, 1985.

KANNAN, K.; TANABE, S.; ARMES, A.; SUBRAMANIAN, A.; TATSUKAWA, R. Persistent organochlorine residues in food stuffs from India and their implication on human dietary exposure. Journal of Agricultural and Food Chemistry, v.40, n.3, p.518-524, 1992.

MAÑES, J.; FONT, G.; PICÓ, Y. Evaluation of a solid-phase extraction system for determining pesticide residues in milk. Journal of Chromatography, v.642, p.195-204, 1993.

MONTOLAR-SPAROVEK, R.B.; VIDAL-TORRADO, P.; SPAROVEK, G. Erosão em sulcos, entressulcos e voçorocas em uma microbacia de Piracicaba (SP) intensivamente cultivada. Scientia Agrícola, v.56, n.4, p.859-865, 1999.

RÜEGG, E.F.; PUGA, F.R.; SOUZA, M.C.M. de; ÚNGARO, M.T.S.; FERREIRA, M. da S.; YOKOMIZO, Y.; ALMEIDA, W.F. Impacto dos agrotóxicos sobre o ambiente, a saúde e a sociedade. 2.ed. São Paulo: Ícone, 1991. 94p.

SUWALSKY, M.; BENITES, M.; VILLENA, F.; AGUILAR, F.; SOTOMAYOR, C.P. The Organochlorine pesticide heptachlor disrupts the structure of model and cell membranes. Biochimica et Biophysica Acta, v.1326, n.1, p.115-123, 1997.

Relação entre Morfologia da Raiz, Micorrizas e Crescimento de Espécies Arbóreas Nativas do Sul do Brasil

Waldemar Zangaro & Fabio Rodrigo Nishidate

Universidade Estadual de Londrina (wzangaro@uel.br)

1. Introdução

Raízes finas e longos pelos absorventes permitem que a planta explore grande volume de solo para aquisição de minerais. O aumento da área de absorção da raiz pode ser obtido pelas micorrizas. O crescimento das plantas e o grau de colonização por fungos micorrízicos tem sido relacionado com as propriedades morfológicas das raízes. Baylis (1975) sugeriu que as espécies de plantas com sistemas de raízes pouco ramificadas, com raízes grossas, poucos e curtos pelos absorventes, são mais colonizadas pelas micorrizas e apresentam maior crescimento do que as plantas com sistema de raízes muito ramificado, com raízes finas e densa cobertura de longos pelos absorventes. Esta hipótese foi confirmada por diversos autores. St. John (1980) com espécies arbóreas e herbáceas da Amazônia, por Hetrick et al. (1990) e Reinhardt e Miller (1990) com gramíneas de clima temperado, por Manjunath e Habte (1991) com espécies de *Leucaena* e *Sesbania*, e por Hetrick et al. (1992) e Schweiger et al. (1995) com dicotiledôneas herbáceas e arbustivas de clima temperado. Outros estudos contrariam esta hipótese. Safir (1987) com espécies de gramíneas tropicais, Duponnois et al. (2001) com espécies de leguminosas tropicais e Siqueira e Saggin-Júnior (2001) com algumas espécies arbóreas nativas do sudeste do Brasil.

2. Métodos

Plântulas de 78 espécies arbóreas nativas de diferentes grupos sucessionais cresceram em uma mistura de solo e areia, inoculadas ou não com fungos micorrízicos arbusculares. Os grupos ecológicos foram representados por 16 espécies arbóreas pioneiras, 20 secundárias iniciais, 27 secundárias tardias e 15 climaxes. Ao final do experimento, as raízes foram coradas com azul de tripano e a colonização micorrízica foi realizada pela técnica de interseção de linhas na lâmina. Determinou-se a biomassa seca das raízes e parte aérea, e a razão raiz / parte aérea foi calculada. O grau de resposta das plantas à inoculação com micorrizas foi calculado utilizando a biomassa seca da parte aérea.

Plântulas de 47 espécies arbóreas nativas de diferentes grupos sucessionais foram coletadas no interior da floresta tropical madura do Parque Estadual Mata dos Godoy (23° 27' S and 51° 15' W) e em uma área dominada por espécies arbóreas pioneiras e secundárias iniciais, próximas da cidade de Londrina, PR. Cinco plântulas de cada espécie foi coletada com seu sistema de raiz e a colonização pelos fungos micorrízicos foi determinada.

As características morfológicas das raízes das plântulas foram realizadas em amostras de um grama e segmentos com um centímetro de comprimento, para cada espécie de plântulas inoculadas, não inoculadas e oriundas do campo. O diâmetro das raízes foi determinado em 40 segmentos, em quatro pontos aleatórios para cada segmento, utilizando microscópio com ocular micrométrica e aumento de 100 vezes. O diâmetro e o comprimento dos pelos absorventes foram mensurados em 40 segmentos de raiz, utilizando microscópio com ocular micrométrica e aumento de 200 vezes. A incidência dos pelos absorventes foi determinado pela técnica de interseção de linhas na lâmina.

3. Resultados e Discussão

A resposta das espécies arbóreas à inoculação com fungos micorrízicos e a colonização das suas raízes diminuíram com o avanço entre os grupos sucessionais. As pioneiras e secundárias iniciais apresentaram elevadas respostas no crescimento, enquanto que secundárias tardias e climaxes mostraram baixa resposta à inoculação. A colonização micorrízica das plântulas da casa de vegetação e do campo diminuiu com o progresso entre os grupos ecológicos, sendo muito alta nas pioneiras e secundárias iniciais e

baixa nas secundárias tardias e climaxes.

As plântulas inoculadas da casa de vegetação e aquelas originárias do campo apresentaram tendência generalizada em diminuir a relação raiz / parte aérea, diminuir o comprimento e incidência dos pelos absorventes e aumentar o diâmetro da raiz, quando comparadas com as plântulas não inoculadas. O comprimento dos pelos absorventes e sua incidência, tanto nas plântulas da casa de vegetação como do campo, diminuíram com o progresso entre os grupos ecológicos, sendo elevado nas pioneiras e secundárias iniciais e baixo nas secundárias tardias e climaxes. O diâmetro das raízes aumentou com o avanço dos grupos sucessionais, sendo pequeno entre pioneiras e secundárias iniciais e alto para secundárias tardias e climaxes.

Estes resultados demonstram uma grande variabilidade intra-específica na susceptibilidade para a colonização micorrízica e resposta das plantas, que mostra ser profundamente diferenciada entre as espécies arbóreas dos grupos ecológicos que pertencem as fases iniciais da sucessão com as espécies que participam das fases finais. Houve forte correlação entre a colonização micorrízica no campo com a colonização na casa de vegetação, e estas foram fortemente correlacionadas com a resposta das plantas. Estes resultados sugerem que a simbiose é funcional no campo, especialmente para as espécies arbóreas dos estádios iniciais da sucessão, principalmente na fase de estabelecimento das plântulas.

As espécies arbóreas com elevada resposta a inoculação e alto grau de colonização micorrízica apresentaram raízes com menor diâmetro, maior comprimento e incidência dos pelos absorventes e maior superfície de absorção da raiz. Estes resultados contrariam a hipótese de Baylis (1975), onde as espécies com o sistema de raízes grossas, com poucos e pequenos pelos absorventes apresentaram maiores respostas a inoculação. Por outro lado, os resultados deste estudo sugerem que as plantas com curtos e poucos pelos absorventes são menos colonizadas pelas micorrizas, devido a menor distância e maior limitação na liberação e no fornecimento de exudatos, que promovem o crescimento das hifas e estimulam a colonização pelos fungos micorrízicos.

Houve forte redução no comprimento e na incidência de pelos absorventes e elevação do diâmetro da raiz, significando redução na área de absorção da raiz com o progresso dos grupos ecológicos. Isto pode estar relacionado com a adaptação das espécies aos diferentes habitats. As espécies pertencentes as fases iniciais da sucessão são mais frequentes nos ambientes abertos com alta luminosidade, apresentam rápido crescimento, alta demanda por minerais e estão adaptadas a crescerem em solos com baixa fertilidade natural (Zangaro et al, 2003). A combinação da elevada área de absorção da raiz com a alta colonização micorrízica podem ser estratégias para melhorar a aquisição de nutrientes entre as espécies que iniciam a sucessão, justificando as suas altas taxas de crescimento e grande demanda metabólica. Por outro lado, as espécies de plantas com lento crescimento, apresentam baixo requerimento de minerais e podem ser menos dependentes das micorrizas (Manjunath e Habte, 1991). As espécies arbóreas nativas da sucessão tardia dominam a floresta madura, geralmente encontram-se sombreadas, crescem em solos com alto conteúdo de minerais, apresentam lento crescimento e baixa demanda por minerais (Zangaro et al, 2000). As adaptações ao ambiente da floresta e a alta fertilidade do solo, podem ser algumas das razões que conduziram estas espécies a combinarem uma reduzida área de absorção das raízes com a baixa colonização pelas micorrizas e resposta no crescimento. Assim, a utilização de estratégias que visam o aumento da área de absorção das raízes (alocação e micorrizas) pode ser de menor importância para o crescimento destas espécies.

A biomassa da semente das espécies arbóreas apresentou relação inversa com a resposta das plantas e colonização micorrízica na casa de vegetação e no campo, indicando que a reserva da semente pode influenciar no benefício nutricional promovido pelas micorrizas no crescimento inicial das espécies arbóreas estudadas.

Na presença ou na ausência das micorrizas, a biomassa da semente também foi inversamente relacionada com a incidência de pelos absorventes e diretamente relacionada com o diâmetro da raiz. Estes resultados fornecem indícios que as reservas da semente pode influenciar as características morfológicas das raízes. Estas reservas, a morfologia da raiz e a deficiência de nutrientes no solo, podem contribuir para determinar a área e a eficiência de absorção das raízes, implicando no grau de resposta das plantas a colonização pelas micorrizas.

Apesar do sistema de raízes das espécies arbóreas que iniciam a sucessão ser aparentemente efetivo para absorção de minerais (maior área de absorção) na ausência das micorrizas, o baixo conteúdo nutricional das pequenas sementes não foi suficiente para promover o seu crescimento. Isto faz dos fungos micorrízicos componentes essenciais das raízes destas espécies, quando estiverem limitadas pelos minerais do solo. A baixa concentração de minerais nas pequenas sementes e no interior das plântulas da sucessão inicial pode ser contornado através da rápida colonização pelas micorrizas, proporcionando adequado fornecimento de minerais para o seu estabelecimento e crescimento. O aparente ineficiente sistema de absorção das raízes das espécies tardias da sucessão, pode ser compensado pelo alto conteúdo nutricional da reserva das sementes, que promove o crescimento inicial das plântulas na ausência da colonização micorrízica e solos pobres. Isto reduz a importância dos fungos simbiotes para o estabelecimento e crescimento inicial destas espécies. É provável que as espécies tardias na sucessão, que crescem no interior da floresta, possam utilizar outros mecanismos para aquisição de P do que a massiva colonização, assegurando que grande parte dos carboidratos da planta não sejam perdidos para o fungo simbiote.

4. Conclusões

As espécies pioneiras e secundárias iniciais combinaram alta incidência de longos pelos absorventes, pequeno diâmetro das raízes com grande área de absorção, sementes com baixas reservas nutricionais, ocorrem em ambientes abertos e solos com baixa fertilidade natural, apresentaram grande colonização das raízes pelos fungos micorrízicos e resposta no crescimento. As espécies secundárias tardias e climaxes combinaram poucos e curtos pelos absorventes, alto diâmetro de raiz e reduzida área de absorção, apresentaram sementes com altas reservas nutricionais, dominam no estágio maduro da floresta, apresentaram baixa ou ausência de colonização micorrízica e resposta no crescimento. Estas grandes diferenças entre as espécies arbóreas tropicais nativas, pertencentes aos grupos ecológicos do início e do final da sucessão, foram relacionadas as diferenças nas características morfológicas das suas raízes como estratégia para aquisição de nutrientes do solo. Esta grande variação nas características das raízes entre os grupos ecológicos foram presumivelmente selecionadas pelas adaptações das espécies a diferentes condições de luz do ambiente.

5. Referências Bibliográficas

- Baylis, G.T.S. (1975). *The magnolioid mycorrhiza and mycotrophy in root systems derived from it*. Endomycorrhizas. (eds F.E.B. Sanders, B. Mosse & P.B. Tinker), pp. 373-389. Academic Press, New York.
- Duponnois, R.; Plenchette, C.; Bâ A.M. (2001). Growth stimulation of seventeen fallow leguminous plants inoculated with *Glomus aggregatum* in Senegal. *European Journal of Soil Biology*, 37: 181-186.
- Hetrick, B.A.D.; Wilson, G.W.T.; Todd, T.C. (1990). Differential responses of C₃ and C₄ grasses to mycorrhizal symbiosis. P fertilization and soil microorganisms. *Canadian Journal of Botany*, 68: 461-467.
- Hetrick, B.A.D.; Wilson, G.W.T.; Todd, T.C. (1992). Relationships of mycorrhizal symbiosis, root strategy, and phenology among tallgrass prairie forbs. *Canadian Journal of Botany*, 70: 1521-1528.
- Manjunath, A.; Habte, M. (1991). Root morphological characteristics of host species having distinct mycorrhizal

dependency. *Canadian Journal of Botany*, 69: 671-676.

Reinhardt, D.R.; Miller, R.M. (1990). Size classes of root diameter and mycorrhizal fungal colonization in two temperate grassland communities. *New Phytologist*, 116: 129-136.

Safir, S.R. (1987) Growth responses of tropical forage plant species to vesicular-arbuscular mycorrhizae. *Plant and Soil*, 97: 25-35.

Schweiger, P.F.; Robson, A.D.; Barrow, N.J. (1995). Root hair length determines beneficial effect of a *Glomus* species on shoot growth of some pasture species. *New Phytologist*, 131: 247-254.

Siqueira, J.O.; Saggin-Júnior (2001). Dependency on arbuscular mycorrhizal fungi and responsiveness of some Brazilian native

woody species. *Mycorrhiza*, 11: 245-255.

St John, T.V. (1980). Root size, root hairs and mycorrhizal infection: a re-examination of Baylis's hypothesis with tropical trees. *New Phytologist*, 84: 483-487.

Zangaro, W.; Bononi, V.L.R.; Trufen, S.B. (2000). Mycorrhizal dependency, inoculum potential and habitat preference of native woody species in South Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 16: 603-621.

Zangaro, W.; Nisizaki, S.M.A.; Domingos, J.C.B.; Nakano, E.M. (2003). Mycorrhizal response and successional status in 80 woody species from south Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 19: 315-324.