

capítulo II

Ecologia da Paisagem

Análise dos fragmentos florestais na Bacia do Rio Turvo, Médio Vale do Rio Paraíba do Sul, RJ

Adriana Rodrigues de Azevedo^a

Viviane Vidal da Silva^a

Antonia Maria Martins Ferreira^{a,b}

^aUniversidade do Estado do Rio de Janeiro (rodrigues_adriana@yahoo.com.br) ^bInstituto Brasileiro de Geografia e Estatística

1. Introdução

A Mata Atlântica é o ecossistema brasileiro que mais sofreu e vem sofrendo intensos e persistentes processos de degradação e fragmentação florestal, por isso constitui uma das regiões identificadas mundialmente como *Hotspot* - áreas de maior índice de diversidade, altas taxas de endemismo e ao mesmo tempo maior pressão antrópica (MITTERMEIER *et al.* 1998; SILVA, 2002).

Na região do Médio Vale Paraíba do Sul a fragmentação da cobertura vegetal se reflete na redução ou perda da biodiversidade, na degradação e erosão dos solos e assoreamento dos canais de drenagem. Esta situação pode ser analisada como consequência do histórico de ocupação da região, ligado a diferentes desafios econômicos como a cafeicultura e a pecuária, baseados na intensa exploração dos recursos naturais e sem questionar a eficiência e a eficácia de seus métodos (SILVA, 2002).

A dinâmica de fragmentos florestais é afetada por fatores como tamanho, forma, grau de isolamento, tipo de vizinhança e histórico de perturbações (VIANA *et al.*, 1992 *apud* VIANA & PINHEIRO, 1998). Dentre esses fatores, o tamanho e a forma estão diretamente relacionados com o efeito de borda advindo da matriz onde os fragmentos estão inseridos e, também, com a sua própria vulnerabilidade.

Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo caracterizar os remanescentes florestais de acordo com seu Estágio de Sucessão e vulnerabilidade, segundo o parâmetro tamanho e forma, utilizando como unidade de estudo a bacia hidrográfica por ser considerada como unidade natural, onde é possível reconhecer e estudar as inter-relações existentes entre os diversos elementos da paisagem e os processos que atuam na sua esculturação (BOTELHO, 1999).

Para tanto, o emprego de ferramentas como o Sistema de Informação Geográfica (SIG) e o Sensoriamento Remoto permitem a obtenção de respostas rápidas e efetivas relacionadas aos estudos de fragmentação florestal, ainda escasso, como fenômeno derivado dos processos de transformação acelerados (BIERREGAARD *et al.*, 1992; ZAÚ, 1997, DINIZ & FURLAN, 1998; ZIMMERMANN, 1999).

A área de estudo compreende a Bacia do Rio Turvo com área aproximada de 412,54 Km², abrangendo trechos dos municípios de Barra Mansa, Barra do Pirai, Volta Redonda e Quatis, inseridos na região do Médio Vale Paraíba do Sul, sudeste do estado do Rio de Janeiro.

2. Métodos

Da base de dados multidisciplinar constante do Projeto em SIG "Gestão Territorial do Médio Vale Paraíba do Sul" (FERREIRA *et al.*, 2000) foram utilizadas as categorias de informação Vegetação e Hidrografia, em escala de representação gráfica 1:50 000, dos municípios envolvidos no estudo.

As informações sobre a Cobertura Vegetal estão classificadas segundo os estágios de regeneração constantes da resolução CONAMA, que reconhece e estabelece para a região, com fins de preservação, as fitofisionomias da Floresta Estacional Semidecidual (FL), como formação clímax, e seus Estágios de Sucessão Ecológica Secundária Inicial (E1), Intermediário (E2) e Avançado (E3). Já as informações de Hidrografia contêm a rede de drenagem restituída para a escala e o limite de bacias hidrográficas.

Esses dados foram exportados do ambiente MGE para o ambi-

ente ArcView 3.2, onde foi realizado o recorte da área da bacia, analisados os estágios de sucessão ecológica e calculados o tamanho e forma dos fragmentos florestais.

Para análise do tamanho foi estabelecido o valor arbitrário de 10ha, uma vez que fragmentos florestais com tamanhos menores são passíveis de sofrerem maiores alterações em função de sua área (BIERREGAARD *et al.*, 1992; VIANNA *et al.*, 1992; TABANEZ, 1997; ZAÚ, 1997 *apud* SILVA, 2002). Na análise da forma foi aplicado o Índice de Forma (IF) adaptado de Gulink (1993), cujos valores variam de 0 a 1.

3. Resultados

A cobertura vegetal da área de estudo se apresenta muito fragmentada, totalizando 758 remanescentes e perfazendo uma área total de 135,56Km² (32,86% da área de estudo). Observa-se uma maior ocorrência de fragmentos nos estágios E1 e E2, correspondendo, respectivamente, a 423 (55,80%) e 303 (39,97%) remanescentes, com totais de áreas de 66,51Km² (16,12%) e 43,33Km² (10,50%). Enquanto que o estágio E3 e a formação clímax, apresentam, respectivamente, 27 (3,56%) e 5 (0,66%) fragmentos, com áreas de 24,37Km² (5,91%) e 1,35Km² (0,33%). A área onde se configuram as principais atividades econômicas, como a agricultura e a pecuária, corresponde a 276,21Km² (66,95%), representando a matriz onde estão inseridos os remanescentes. A área urbana apresenta apenas 0,77Km² (0,19%), demonstrando uma característica rural da bacia.

No que se refere ao tamanho, 309 (40,76%) fragmentos possuem área maior que 10ha, sugerindo uma vulnerabilidade da maioria destes aos fatores ecológicos e aos efeitos provocados por fatores ambientais. São os estágios E1 e E2 que apresentam maior número de fragmentos com área maior que 10 ha, respectivamente, 166 (53,72%) e 118 (38,19%). Enquanto que o estágio E3 e a formação clímax possuem respectivamente 21 (6,80%) e 4 (1,29%) fragmentos maiores que 10 ha.

Quanto à forma, 78,36% de todos os remanescentes presentes na bacia possuem valor de IF entre 0.00 e 0.50, sendo 50,13% no estágio E1, 24,93% no E2, 2,77% no E3 e 0,53% na formação clímax. Já 89,64 % dos remanescentes com área maior que 10ha possuem o valor de IF menor que 0,50, estando distribuídos da seguinte maneira: 53,40% no E1, 29,45% no E2, 5,50% no E3 e 1,29% na FL. Estes resultados sugerem, também, uma alta vulnerabilidade desses remanescentes aos efeitos de borda, relacionada à sua forma mais irregular e possível ausência de uma área núcleo significativa.

4. Conclusão

A intensa fragmentação da cobertura vegetal na Bacia do Rio Turvo está associada ao uso do solo rural e conseqüente predomínio das pastagens vinculadas à atividade de pecuária, representando a matriz onde estão inseridos os remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual. A fragmentação florestal tem como conseqüência a perda da biodiversidade na área de estudo e a deteriorização da paisagem, na medida que a retirada da cobertura vegetal contribui para a aceleração de processos erosivos, perda do solo e assoreamento dos canais de drenagem.

Dos fragmentos analisados, observou-se um predomínio dos estágios E1 e E2. Com relação ao tamanho existe o predomínio de remanescentes com área menor que 10ha (59,24%), o que indica um alto grau de vulnerabilidade dos fragmentos presentes na bacia em função de seus tamanhos.

Em relação à forma, os remanescentes florestais da Bacia do Rio Turvo apresentam vulnerabilidade devido a sua forma irregular, estando sujeitos ao efeito de borda, sendo que o estágio E3 e a formação clímax possuem uma situação mais crítica em função do número reduzido de fragmentos de cada um desses estágios.

Esses resultados aliados a outros que estão sendo gerados servirão de subsídio para o planejamento e recuperação da paisagem da Bacia do Rio do Turvo.

5. Referência Bibliográfica

- BIERREGAARD, R.O.; LOVEJOY, T.E.; KAPOV, V.; SANTOS dos, A. A. & HUTCHINGS, R.W. 1992. *The Biological Dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest*. *BioScience*, 42 (11): 859-866.
- BOTELHO, R.G.M. 1999. *Planejamento Ambiental em Microbacia Hidrográfica*. In: *Erosão e Conservação dos Solos: Conceitos, Temas e Aplicações* Orgs. A.J.T. Guerra, A. Soares da Silva e R.G.M. Botelho, Rio de Janeiro, Ed. Bertrand Brasil, p. 269-300.
- CONAMA (CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE). 1994. Resolução nº6 de 04 de maio de 1994.
- DINIZ, A. & FURLAN, S. A. 1998. *Relações entre a classificações fitogeográficas, fitossociologia, cartografia, escalas e modificações sócio-culturais no Parque Estadual de Campos de Jordão (SP)*. Revista do Departamento de Geografia, nº 12: 123-161, Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas – USP.
- FERREIRA, A.M.M.; LIMA, de A.C.; MELLO, R.; BARROSO, A.P.; PEREIRA, J.A.N.; SILVA, V.V.;
- PEREIRA, J.B. da SILVA; CORREIA, R.; ALMEIDA, I.C.C.; SILVA, I.F. 2000. "Projeto Gestão Territorial do Médio Vale do Paraíba do Sul", vol.4: Suporte Bio-físico da Paisagem, 90p.
- GULINK, H.; WALPOT, O. & JANSSENS, P. 1993. *Landscape Structural Analysis of Central Belgium Using SPOT Data*. In: HAINES-YOUNG, R.; GREAN, D. R. & COUSINS, S. H. (Edit.) *Landscape Ecology and GIS*. London, 129-139p.
- MITTERMEIER, R. A. ; MYERS, N.; THOMSEN, J.B.; FONSECA, G.A.B. & OLIVIERI. 1998. *Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities*. *Conservation Biology*, 12(3):516-520.
- SILVA, V.V. 2002. *Médio Vale Paraíba do Sul: Fragmentação e Vulnerabilidade dos Remanescentes da Mata*

Atlântica. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade Federal Fluminense, RJ. 109pp

VIANA, V.M., PINHEIRO, L.A.F.V. 1998. *Conservação da Biodiversidade em Fragmentos Florestais*.

Disponível em <http://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr32/cap03.pdf>

ZAÚ, A.S. 1997. *A ecologia de Paisagem no planejamento territorial. Floresta e Ambiente, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro*, 4:98-103.

ZIMMERMANN, C.E. 1999. *Avifauna de um fragmento de Floresta Atlântica em Blumenau, Santa Catarina*.

Revista de Estudos Ambientais, 1(3):101-112.

1 O Projeto Gestão Territorial do Médio Vale do Paraíba do Sul foi realizado pelo Núcleo de Pesquisa em Gestão Territorial e Análise Territorial, do qual a autora desta pesquisa faz parte, da Faculdade de Geologia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Este Projeto contou ainda com a participação da Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS) e foi patrocinado pela Companhia Siderúrgica Nacional (CSN). Teve como objetivo a criação de um Banco de Dados Geográfico, contando com diversas temáticas para subsidiar a tomada de decisão tanto do poder privado quanto do poder público dos municípios envolvidos.

O desmatamento na região de Roraima e sua relação com áreas de regeneração da floresta: um indicador de uso da terra

Alexandre Junqueira Homem de Mello – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE (mello@ltid.inpe.br)

1. Introdução

O processo de ocupação desenfreado e desorganizado na Ama-

zônia vem repercutindo negativamente no ecossistema da região. O uso pastoril vem se caracterizando como um forte elemento dentro de um contexto frágil de uso e abandono da terra. Dados obtidos por imagens de satélite Landsat estimam uma taxa de desmatamento de $1-3 \times 10^6 \text{ ha y}^{-1}$ e uma área total desmatada de $6 \times 10^7 \text{ ha}$ em 2000 (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) 2001). A fim de entender a complexidade e os efeitos de diferentes impactos do uso da terra, estudos em áreas de regeneração da floresta amazônica têm se tornado freqüente. Essas áreas, comumente chamadas de capoeira, são responsáveis pela ciclagem de nutrientes e regeneração da paisagem. Historicamente o tempo de revisitação das áreas abandonadas eram grandes, entre 1 a 25 anos, e vem diminuindo ao longo do tempo. É importante destacar hoje uma forte tendência a intensificação do uso da terra na Amazônia caracterizado por um uso contínuo e agragação das áreas já abandonadas (Alves, 2001).

Como forma de verificar tais previsões procurou-se neste estudo obter alguns indícios de mudança e tipo de uso a partir de relações entre a distribuição da capoeira e o desmatamento. O uso de imagens de satélite é de importante auxílio no estudo do uso da terra ao longo do tempo e do espaço. Através da classificação e interpretação de imagens, pode-se investigar componentes estruturais nos processos de ocupação do espaço, mostrando tendências e fatores locais sociais e econômicos que devem ser melhor estudados para implementação de políticas públicas de uso racional da terra.

2. Métodos

Neste estudo foi usada uma série temporal de imagens previamente classificadas obtidas pelo sensor TM (Landsat-5) nos anos de 88-91-94-97-2000. A área escolhida compreende parte dos municípios de Machadinho d'Oeste e Theobroma localizados no estado de Rondônia. Esta área vem sendo ocupada intensificamente nas três últimas décadas a partir da abertura da estrada BR-364, criando-se ramais secundários, modificando e modelando uma paisagem de manchas e fragmentos de matas primárias e secundárias.

As imagens foram classificadas em áreas de floresta, desmatadas e capoeira e importadas para um software de análise de dados geográficos (Spring). Dentro de uma plataforma de rápido acesso e manipulação de mapas temáticos pôde-se organizar e comparar todas as imagens lado a lado como uma forma inicial de investigação de mudança na paisagem ao longo do tempo. Verificou-se uma rápida transformação nas áreas vizinhas a rodovia, num processo de conversão de floresta para área desmatada (geralmente pasto) e capoeiras.

A partir do cruzamento das imagens classificadas de diferentes anos procurou-se inicialmente observar um comportamento evolutivo da capoeira. A primeira idéia foi procurar uma forte relação de exclusão entre as áreas de capoeira e desmatamento. Para tanto, contabilizou-se o tamanho de área que cada classe obteve a cada ano e observou-se as mudanças das mesmas no período paralelamente uma a outra. Numa segunda parte, utilizando-se das imagens temáticas de cada ano, foram selecionadas três imagens (1988, 1991, 1994) para averiguar se nas áreas mais desmatadas a quantidade de capoeira era também menor. Foi criada uma grade de células de $2,5 \text{ km} \times 2,5 \text{ km}$ cruzando-a com os respectivos mapas. Esta grade possibilitou calcular as frações que cada classe ocupava em cada célula e assim selecionar o terço das células com maior área desmatadas e o terço de células com menor área desmatada. A partir daí calculou-se a proporção de capoeira em cada um dos agrupamentos.

3. Resultados

Com o cruzamento evolutivo das proporções de áreas desmatadas com as áreas de capoeira pôde-se observar uma forte relação de exclusão entre as duas classes. Ao passar do tempo, a quantidade de capoeira observada variou contrariamente a quantidade de desmatamento. Ou seja, para cada acréscimo de área desmatada houve um decréscimo de área de capoeira e vice versa.

Resultados interessantes foram também obtidos na análise da capoeira nas áreas com maior e menor desmatamento. Nos três anos estudados verificou-se que a proporção de capoeira observada foi sempre maior, aproximadamente 20%, nas áreas de menor desmatamento do que nas áreas com maior desmatamento. Este resultado é muito importante e pode mostrar como uma simples análise evolutiva da capoeira no espaço amazônico pode ajudar a explicar o modo de utilização e frequência do uso da terra. É de se perceber que através deste resultado tem-se um indício de que a relação da existência ou não de capoeira em áreas de maior e menor desmatamento pode ajudar na caracterização da intensidade do uso existe neste local. Através do tempo verificou-se uma evolução paralela e excludente dos usos da terra do tipo capoeira e desmatamento.

4. Conclusão

As áreas que vem sofrendo maior desmatamento parecem estar também cada vez mais com uma menor quantidade de área em repouso. Este indício levanta questões importantes no processo de ocupação e uso da terra na Amazônia. Alguns autores já mostram que as áreas desmatadas não voltam a se regenerar pois as mesmas são recicladas em um processo de uso contínuo. O tempo de repouso e reavistação de áreas abandonadas também estão diminuindo. A agregação ou não de áreas contíguas e a reutilização ou intensificação do uso são temas atuais que merecem reflexão na determinação de modelos de ocupação sustentáveis no espaço amazônico.

5. Bibliografia

- Alves, D.S & Skole, D.L. Characterizing land cover dynamics using multi-temporal imagery. *International Journal of Remote Sensing* 17: 835-839. 1996.
- Alves, D.S.; Escada, M.I.S.; Pereira, J.L.G.; De Albuquerque Linhares, C. Land use intensification and abandonment in Rondônia, Brazilian Amazônia. *International Journal of Remote Sensing* 24: 899-903. 2003
- Alves, D.S.; Pereira, J.L.G.; De Sousa, C.L.; Soares, J.V.; Yamaguchi, F. *International Journal of Remote Sensing* 20: 2877-2882. 1999.
- Moran, E.; Brondizio, E.; Mause, P.; Wu, Y. Integrating Amazonian Vegetation, Land-use, and Satellite Data: Attention to differential patterns and rates of secondary succession can inform future policies. *Bioscience* 44: 329-338. 1994.
- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Monitoramento da Floresta Amazônica por Satélite 1999-2000. Separata (São José dos Campos, Brazil: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2001.
- Uhl, C. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681. 1988.
- Walker, R.; Moran, E.; Anselin, L. Deforestation and Cattle Ranching in the Brazilian Amazon: External Capital and Household Processes. *World Development* 28: 683-699. 2000.

Análise da dinâmica da paisagem e de processos de fragmentação e regeneração na região de Caucaia do Alto/SP (1962-2000)

Ana Maria de Godoy Teixeira^a & Jean Paul Metzger^b

^a Mestrado Ecologia Universidade de São Paulo
(anamariagodoy@hotmail.com.br)

^b Universidade de São Paulo

1. Introdução

O homem, desde épocas remotas, tem agido como modificador do ambiente em que habita de diferentes maneiras - entre as principais causas dessa transformação, pode-se citar a ocupação da terra para agricultura, loteamentos e pastagens (Marcilio, 2000; Dean, 1997). Tais ocupações, se desordenadas, têm como consequência direta a fragmentação de *habitats* naturais anteriormente

unificados (Saunders, 1991). Com isso, surgem pequenos fragmentos que não apresentam conexão entre si, os quais acabam por perder a capacidade de manter em seu interior uma população apta a sobreviver, ameaçando de forma direta a manutenção da biodiversidade (Harris, 1984; Soulé, 1987). Dessa forma, faz-se necessário o entendimento da ocorrência de fragmentação e regeneração ao longo da história de ocupação em uma determinada região (Wells et al., 1995; Motzkin et al., 1996; Metzger, 1999) - no caso deste estudo, Caucaia do Alto, localizada a cerca de 50 km da Cidade de São Paulo (23°35'S, 23°50'S e 46°45'W, 47°15'W) - para que, através da compreensão de fenômenos como esses, possam ser elaborados planejamentos para outras áreas que futuramente irão sofrer processos equivalentes inevitáveis. Com isso, espera-se chegar a uma disposição mais satisfatória dos elementos que compõem a paisagem, a fim de possibilitar a perpetuação de pelo menos uma parcela da sua biodiversidade original. Portanto, as hipóteses a serem testadas no presente trabalho referem-se *a*) à maior intensidade de desmatamento em áreas com relevo plano e *b*) em regiões aonde o entorno apresenta alta incidência de áreas modificadas pelo homem e ainda *c*) à probabilidade de se encontrar uma maior qualidade ambiental (paisagens com fragmentos naturais de maior área interna, mais abundantes e conectados entre si) (Teixeira, 2002; Metzger, 1997) no ano de 1962 do que nos demais anos a serem analisados (1981 e 2000). As respostas a tais hipóteses permitirão que seja elaborado um acompanhamento aprofundado das transformações sociais e paisagísticas ao longo do tempo na referida área, com o auxílio de cuidada pesquisa a acervos históricos da região. Assim, a elaboração de um documento contendo informações sobre as consequências das ações antrópicas em um ambiente natural e sua respectiva qualidade ambiental torna-se possível.

2. Métodos

A fim de desenvolver ferramentas à comprovação das hipóteses, foram utilizadas, como fonte de imagens, fotografias aéreas referentes à área de estudo obtidas nos anos de 1962 (1:25.000), 1981 (1:35.000) e 2000 (1:10.000). As fotografias foram digitalizadas em *scanner*, gerando imagens de resolução óptica equivalente a 300 dpi. A correção geométrica representou o passo seguinte, sendo feita com base em uma única referência cartográfica, o fotomosaico referente ao ano de 2000, que, por sua vez, havia sido georeferenciado utilizando-se as bases cartográficas do IGC - Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (1:10.000). As 12 fotos utilizadas para a montagem do fotomosaico de 1962 e as cinco utilizadas para o fotomosaico de 1981 foram uma a uma georeferenciadas no programa ErdasTM utilizando-se, em média, 30 pontos de controle, bem distribuídos, comuns entre elas e a imagem de 2000, definindo, assim, os valores de coordenadas para os diversos pontos, os quais assumiram a geometria e projeção referentes ao fotomosaico de 2000 (UTM; Córrego Alegre; m; 23-S). O polinômio de 2° grau, que, além de descrever translação, rotação, escala e obliquidade da imagem, também adiciona parâmetros de torção e convexidade, foi o que melhor respondeu aos testes de sobreposição das imagens feitos durante o georeferenciamento. A seguir, as fotografias aéreas corrigidas correspondentes a cada ano foram sobrepostas, ainda no programa ErdasTM, de modo a formarem os fotomosaicos, comparáveis ao de 2000. Os desvios médios, representando os resíduos nos registros das fotografias aéreas isoladas, foram, para o ano de 1962, 7,8140 m e, para o ano de 1981, 12,5094 m. O próximo passo consistirá na interpretação das fotomosaicos gerados a fim de contemplar as hipóteses do presente estudo. As classes obtidas a partir do fotomosaico referente ao ano de 1981, o qual se apresenta em escala mais grosseira (1:35.000), foram: (1) campo antrópico agricultura, referente a áreas ocupadas por diversos tipos de cultura; (2) corpos d'água; (3) instalação rural, representada por estabelecimentos antrópicos isolados na paisagem; (4) reflorestamento de

Pinus e/ou *Eucalyptus*, (5) mineração, (6) vegetação natural em estágio pioneiro de regeneração; (7) vegetação natural em estágio inicial de regeneração; (8) vegetação natural em estágio médio de regeneração; (9) vegetação natural em estágio avançado de regeneração; (10) núcleo rural, aonde diversas instalações, agrupadas, caracterizam vilas ou loteamentos. Tais classes foram mescladas a partir de uma distinção feita para a fotografia aérea de 2000 (1:10.000), já interpretada anteriormente a este trabalho. O procedimento de interpretação dos fotomosaicos será feito com a utilização do programa ArcView™. Obtidas, então, as imagens interpretadas dos anos de 1962 e 1981, a dinâmica da paisagem será quantificada através de matrizes de transição, aonde procurar-se-á quantificar a taxa de transformação entre diferentes tipos de uso e ocupação do solo em um dado intervalo de tempo (Brown, 1970). Neste trabalho, serão obtidas duas matrizes, referentes ao intervalo entre os anos de 1962 e 1981 e entre os anos de 1981 e 2000. As áreas que sofreram transformações ao longo dos últimos 40 anos serão identificadas e mapeadas e sua ocorrência será cruzada com um mapa fisiográfico preexistente, de forma a testar a relação entre tipo de relevo e desmatamento (hipótese *a*). Por fim, as áreas de desmatamento serão também analisadas em função das suas distâncias em relação às áreas de ocupação humana e à quantidade dessas áreas presentes no entorno dos desmatamentos (instalações rurais, loteamentos e estradas), testando-se, assim, a hipótese *b*. A análise da qualidade ambiental nos diferentes anos será feita através da utilização do programa Fragstats® - serão calculados índices da paisagem referentes à área, densidade e tamanho de borda dos fragmentos naturais, além de parâmetros métricos relacionados à área interna e grau de conectividade.

3. Resultados e Discussão

Até o presente momento, foi interpretado apenas o fotomosaico de 1981 e seus polígonos foram contabilizados, somando o total de 3.806 polígonos, sendo 553 (14,53%) para a classe 1, 22 (0,58%) para a classe 2, 898 (23,6%) para a classe 3, 169 (4,44%) para a classe 4, 1 (0,03%) para a classe 5, 758 (19,92%) para a classe 6, 751 (19,73%) para a classe 7, 600 (15,76%) para a classe 8, 51 (1,34%) para a classe 9 e, finalmente, 4 (0,11%) para a classe 10. Para fins iniciais de comparação, tem-se, para o fotomosaico de 2000, um total de 3.905 polígonos, sendo 1208 (30,93%) para a classe 1, 209 (5,35%) para a classe 2, 521 (13,34%) para a classe 3, 468 (11,98%) para a classe 4, 2 (0,05%) para a classe 5, 460 (11,78%) para a classe 6, 754 (19,31%) para a classe 7, 227 (5,81%) para a classe 8, 26 (0,67%) para a classe 9 e, finalmente, 30 (0,77%) para a classe 10. Através de uma primeira análise qualitativa visual das imagens interpretadas, pôde-se verificar que, das transformações ocorridas nas áreas de vegetação em estádios médio e avançado de regeneração no período compreendido entre os anos de 1981 e 2000, a maior parte deveu-se à ocupação dessas áreas para atividades agrícolas. Pastagens, loteamentos e áreas destinadas à plantação de *Pinus* e *Eucalyptus* foram, nessa ordem, também responsáveis pelo desmatamento da região. Comparando-se visualmente ao mapa fisiográfico da região de Caucaia do Alto, tem-se que os desmatamentos ocorreram principalmente em áreas de relevo plano a ondulado (0 a 20% de declividade). Vias de acesso e aglomerados antrópicos preexistentes parecem ter influenciado na ocupação de áreas naturais que estivessem relativamente mais próximas. Tal perfil de ocupação provavelmente ocorreu devido 1) à facilidade de cultivo e pastagem em áreas relativamente mais planas do que em encostas íngremes, 2) à proximidade de locais "urbanizados", aonde há uma certa infra-estrutura apta a satisfazer as necessidades dos moradores do entorno, 3) à existência de vias de acesso, o que certamente promoveu o transporte eficiente de produtos que pudessem ser comercializados entre os agricultores e as zonas urbanas, 4) à transferência e partição de terras entre pais e filhos ou agregados na forma de herança ou mesmo de doação, o que possivelmente corroborou para que as propriedades, no ano de 2000, formassem um verdadeiro "aglomera-

rado", 5) ao aumento especulativo do mercado imobiliário na região, que, ao longo do tempo, vêm atraindo a compra por parte dos moradores da metrópole de chácaras e lotes para fins de turismo e lazer e, finalmente, 6) ao próprio crescimento da Cidade de São Paulo, o que tem gerado uma maior demanda de produtos alimentícios oriundos principalmente do cinturão verde que a envolve (Seabra, 1971). Ainda, em uma análise visual preliminar, tem-se que a paisagem referente ao ano de 1981 aparentemente possui fragmentos naturais de tamanhos maiores e mais conectados entre si do que os dispostos no fotomosaico referente ao ano de 2000, o que, por hora, o classifica como sendo o de melhor qualidade ambiental. Análises quantitativas e buscas a acervos históricos da região serão futuramente realizados a fim de comprovar esses resultados e discussões preliminares aqui apresentados.

Agradecimentos:

Projeto Temático BIOTA/FAPESP - *conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo* - processo nº 99/05123-4. Alexandre Uezu e Luciana Alves.

4. Referências Bibliográficas

- Brown, L. A. *On the use of Markov chains in movement research. Economic Geography*. 46: 393-403. 1970.
- Dean, W. *A ferro e fogo - a história e a devastação da Mata Atlântica*. São Paulo, Cia. Das Letras, 1997.
- Harris, L. D. *The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. Chicago, University of Chicago Press, 1984.
- Marcílio, M. L. *Crescimento demográfico e evolução agrária paulista 1700-1836*. São Paulo, Editora Hucitec, 2000.
- Metzger, J. P. *Conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo*. São Paulo, Projeto FAPESP, proc. 99/05123-4. 1999. Em andamento.
- Metzger, J. P. & Décamps, H. *The structural connectivity threshold: a hypothesis in conservation biology at the landscape scale*. Acta Ecologica 18(1): 1-12. 1997.
- Motzkin, G. et al. *Controlling site to evaluate history - vegetation patterns of a New England sand plain*. Ecological Monographs 66: 345-365. 1996.
- Saunders, D. A. et al. *Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review*. Conservation Biology 1: 18-32. 1991. v. 5.
- Seabra, M. *Vargem Grande: organização e transformações de um setor do cinturão-verde paulistano*. São Paulo, USP, 1971. Tese de Doutorado.
- Soulé, M. E. (Ed.) *Viabel populations for conservation*. Cambridge, Cambridge University Press, 1987.
- Teixeira, A. M. G. *Análise da qualidade ambiental para a conservação da biodiversidade utilizando parâmetros métricos da paisagem*. São Carlos, UFSCar, 2002. Monografia de Bacharelado.
- Wells, T. C. E. et al. *Ecological studies on the Porton Ranges - relationships between vegetation, soils and land-use history*. Journal of Ecology 64: 589-626. 1976.

Bacia hidrográfica Billings: uma proposta ambiental

Ana Maria Sandim^a, Iracy Sguillaro Leme^b & Rosa Itálica Miglionico^c

^aArquiteta, MSc, Doutoranda como aluna especial na Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo, Professora da Universidade Cruzeiro do Sul, ^bArquiteta, MSc, Doutoranda como aluna especial na Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo, Professora do Centro Universitário Belas Artes de São Paulo e da Universidade do Grande ABC (iracyleme@uol.com.br), ^cArquiteta, MSc, Doutoranda na Faculdade de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo, Professora do Centro Universitário Belas Artes de São Paulo

1. Introdução

Este trabalho constitui-se de um levantamento dos impactos ambientais e propõe diretrizes para a manutenção do manancial da região metropolitana de São Paulo, denominado Bacia Hidrográfica da Represa Billings, situado na periferia urbana. A área de drenagem abrange parcialmente os municípios de Diadema, Ribeirão Pires, Santo André, São Bernardo do Campo e São Paulo e ainda, integralmente, o município de Rio Grande da Serra. Inundada em 1927, compreende uma superfície de 582,80 km² cuja função principal era gerar energia elétrica. O espelho d'água da represa abrange 18% da área total da Bacia; 53% está coberta por vegetação nativa de Mata Atlântica e 41% apresenta sérias e severas restrições ao assentamento urbano. A partir de 1940, houve o aumento da vazão para o controle das enchentes, necessitando o afastamento dos efluentes industriais e do esgoto doméstico, já que a cidade apresentava um crescimento acelerado, sem que houvesse um planejamento adequado. As ações antrópicas e inconseqüentes resultaram em desmatamentos, impermeabilização do solo, ocupação inadequada através de invasões, práticas de mineração, agricultura, indústrias e principalmente com a ocorrência de poluições dos cursos d'água e da represa por disposições de resíduos sólidos. A população residente perfaz um total de 716.000 habitantes, sendo 121.147 moradores em favelas localizadas em áreas destinadas a equipamentos públicos, ou impróprias para o aproveitamento. A impermeabilização do solo pela expansão urbana atinge 48% e mais de 37% dos assentamentos ocorreram em áreas de encostas íngremes, regiões de aluvião ou de várzea.

2. Métodos

Após a realização de investigações das condições atuais do mais importante reservatório da região metropolitana de São Paulo, foram detectados os problemas e potencialidades, devidamente diagnosticados. A partir desses dados, as propostas ambientais formuladas indicam medidas de prevenção, bem como os instrumentos para a viabilização da recuperação das áreas já degradadas.

Quanto ao uso do solo, destacam-se a ocupação e a cobertura vegetal, sendo os mais importantes: áreas urbanas não consolidadas (2,84%); áreas urbanas consolidadas (11,80%); áreas de ocupações dispersas (5,60%); solo exposto (0,10%); mineração (0,27%); campo antrópico - várzea (6,08%); Mata Atlântica (53%); desmatamentos (6%); reflorestamento (0,69%); indústria (0,19%); disposição de resíduos sólidos (12%) e disposição de efluentes (4%).

As novas tendências de ocupações ainda apontam um adensamento populacional em torno das áreas dos reservatórios, comprometendo a quantidade e qualidade das águas de abastecimento e sugerem ações de proteção, prevenindo situações futuras mais graves.

De acordo com os dados atuais, o diagnóstico resultante apresentou as seguintes características, segundo as atividades e os impactos ambientais causados, o potencial poluidor e elucida o percentual existente na Bacia: desmatamentos e contaminação dos recursos hídricos geram um potencial poluidor muito alto, na ordem de 0,29% da Bacia; serviços de galvanotécnica, parcelamento do solo (fins industriais, rurais, urbano e residenciais), construções irregulares (invasões), impermeabilização do solo, destinação final de resíduos (parcialmente realizado nas áreas urbanas), disposição de resíduos clandestinos e assoreamento das nascentes, um potencial poluidor alto, em torno de 20,51%; hotel fazenda, clubes campestres, pontes, sistema viário, sistema ferroviário, extração de minerais, irrigação de áreas agrícolas, barragens, indústrias (cerâmica, embalagens e serrarias), coleta e tratamento de esgoto sanitário (parcial), um potencial poluidor médio de 26,21%; captação de água (abastecimento) e mata natural ou em recomposição, um potencial poluidor baixo, atingindo 53% da Bacia.

A preocupação mais séria é caracterizada por eutrofização, ou seja, o aumento de concentração de substâncias que contribuem para a proliferação de plantas aquáticas e algas, prejudicando o

equilíbrio ecológico ambiental, concentração de metais pesados, microorganismos patogênicos e algas potencialmente tóxicas.

3. Resultados

A Legislação dos Recursos Hídricos não considera as especificidades de cada região, tornando difíceis as ações territoriais. Portanto, a proposta ambiental aqui apresentada, visa as Definições de cada destino organizadas em Macro-zoneamentos (A, B, C, D e E), PDs - Planos de Desenvolvimento e PAs - Planos de Ações, a saber:

A: proteção ambiental - objetivos: preservar a natureza e remover o assentamento clandestino - instrumentos de ação: zoneamento ambiental e APRM - Área de Proteção e Recuperação dos Mananciais por Lei específica para cada caso;

B: uso sustentável: APAs - Áreas de Proteção Ambiental e RPPNs - Reservas Particulares do Patrimônio Natural - objetivos: compatibilizar natureza e uso sustentável, remover o assentamento clandestino e os lixões - instrumentos de ação: zoneamento ambiental, zonas especiais de produção agrícola e extração mineral, TCA - Termo de Compromisso Ambiental, ARO - Área de Restrição à Ocupação, TDC - Transferência do Direito de Construir e APRM por Lei específica para cada caso;

C: conservação e recuperação - áreas com vegetação significativa e presença de ocupação inadequada - objetivos: qualificar os assentamentos existentes e minimizar os impactos por ocupação - instrumentos de ação: zoneamento ambiental, ARO, APRM, AOD - Área de Ocupação Dirigida, ARA - Área de Recuperação Ambiental, ZEPAG - Zona Especial de Produção Agrícola e de Extração Mineral, ZEPAM - Zona Especial de Preservação Ambiental, ZEIs - Zonas Especiais de Interesse Social e TDC;

D: reestruturação e requalificação: áreas que passam por processos de desocupação - objetivos: transformar e incentivar HIS - Habitação de Interesse Social, comércio e serviços, compatibilizando com os recursos naturais, preservar o Patrimônio (criação de parques) e reorganizar a infra-estrutura - instrumentos de ação: em corpos d'água: ARO, APRM, AOD, ARA; na malha urbana: operações urbanas, parcelamento e edificação compulsória, IPTU - Imposto Predial Territorial Urbano progressivos, ZEIs, ZEPEC - Zona Especial de Preservação Cultural., zoneamento de usos, TDC, desapropriações com pagamento de títulos;

E: urbanização consolidada - habitações por renda média alta (áreas estritamente residenciais) - objetivos: controlar o adensamento e equilibrar a relação ambiente, moradia e infra-estrutura - instrumentos de ação: zoneamento restritivo com definição de corredores de comércio e serviços, TDC, Planos de Bairros e Projetos estratégicos nos centros.

De acordo com as Classes de Gravidades de Impactos, ou seja, muito alto, alto, médio e baixo, são determinados os Planos de Desenvolvimento adequados a cada grau e apresentadas as sugestões de Níveis de Implementação das medidas mitigatórias e dos Planos de Ação, a saber:

Quando a gravidade de impacto estiver classificada em muito alto, os PDs deverão ser D e ou E, cuja aplicação deverá ser imediata na imposição de medidas, com remoção em áreas já impactadas. Deverão ser implantadas as ETEs - Estações de Tratamentos de Esgotos em curtíssimo prazo, ou seja, em até 6 (seis) meses. No caso de haver alto grau de impacto, os PDs deverão ser do tipo C, D e ou E em que as medidas de requalificação e remoção em áreas impactadas precisarão ser rápidas, ou seja, estabelecer a implementação um curto prazo - cerca de 6 (seis) a 12 (doze) meses. Quando a ocorrência de gravidade estiver em nível médio, os PDs corresponderão aos tipos B e C, implicando em medidas de monitoramento, controle e remoção num prazo que poderá estar entre 12 (doze) a 18 (dezoito) meses. Por fim, se a gravidade de impacto for baixo, os PDs classificados em A e ou B, haverá a necessidade da aplicação de medidas de monitoramento em períodos extensos de controle - áreas ambientalmente protegidas ou a

proteger e sua implementação deverá ocorrer a partir de 18 (dezoito) meses.

Além das Leis de Proteção aos Mananciais, Leis Federais e Estaduais dos Recursos Hídricos, Código Florestal, Resoluções e Decretos sobre medidas preventivas e proibitivas, orientações e recomendações, “incidem sobre a Bacia Hidrográfica da Billings a Lei de Crimes Ambientais (Lei 9.605 de fevereiro de 1998) e um conjunto de normas relativas à disposição e ao gerenciamento de resíduos sólidos, às atividades minerárias e ao licenciamento de atividades potencialmente impactantes sobre o meio ambiente”. (CAPOBIANCO, 2002; p.30)

4. Conclusão

Uma contribuição, ainda que reservadas as limitações que nortearam esta pesquisa, consiste num projeto para a recuperação e manutenção de mananciais, servindo de modelo e alerta para o futuro das metrópoles ou mesmo enquanto prevenção em áreas urbanas de menor adensamento populacional. Medidas devem ser impostas imediatamente, mesmo que estas venham causar impactos sociais.

Para que a vida continue a existir em nosso planeta, deve-se compreender o funcionamento dos ecossistemas para a obtenção de condições de utilização das potencialidades ambientais ainda presentes, sem incorrer na destruição de espécies e dos recursos naturais.

5. Bibliografia

CAPOBIANCO, João P. Ribeiro. *Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo*. São Paulo: Instituto Sócio-Ambiental, 2002.

CETESB. *Avaliação do complexo Billings: comunidades aquáticas, água e sedimento (out. 1992 a out. 1993)*. São Paulo: CETESB, 1996.

_____. *Ficha cadastral de áreas contaminadas: listagem por bacia hidrográfica - Billings*. São Paulo: Cetesb, 2000.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. *A questão ambiental urbana: cidade de São Paulo*. São Paulo: PMSP/SVMA, 1993.

SABESP. *Ecosistema São Paulo: abastecimento de água na região metropolitana*. São Paulo: Sabesp, dez. 1996.

SANTOS, Milton. *Metrópole corporativa fragmentada: o caso de São Paulo*. São Paulo: Nobel, 1990.

SÃO PAULO (ESTADO). *Plano de recuperação de áreas degradadas*. São Paulo: SMA, 1989.

_____. *Termo de referência para o Programa de Recuperação Ambiental da Bacia Billings*. São Paulo: SMA, jul. 1999. (CD-Rom)

SÓCRATES, Jodete Rios, GROSTEIN, Marta Dora, TANAKA, Marta Maria Soban. *A cidade invade as águas: qual a questão dos mananciais?* São Paulo: FAUUSP, 1985.

Correlação entre o valor econômico total e o manejo adotado nas áreas que envolvem a prática de esportes de aventura estudo de caso: Brotas SP.

Arnaldo Freitas de Oliveira Júnior 1; Felisberto Cavalheiro 2; José Eduardo dos Santos 3

1. Introdução

O município de Brotas é tido como referência no Estado de São Paulo como pólo ecoturístico em turismo de aventura (MAGALHÃES, 2001). São praticados diversos esportes com base no uso dos recursos naturais como “rafting”, “canyoning”, tirolesa, rapel, “mountain bike”, “bóia-cross”, cavalgadas, caminhadas, “city tour”, arborismo, e muitos outros ainda estão sendo estudados para sua implantação.

Até o início das atividades de turismo as cachoeiras eram tidas como área de descarte de carcaça de animais restos de outros

resíduos. A vegetação em muitos pontos deu lugar à cana-de-açúcar, o solo areno-argiloso ficava exposto e vulnerável, e a qualidade da água ficava comprometida.

O objetivo deste trabalho foi estimar o Valor Econômico Total (VET) derivado do uso direto dos recursos naturais e fazer uma associação com o manejo adotado em cada propriedade em que se exerce alguma atividade de turismo de aventura.

2. Metodologia

As atividades de turismo estão categorizadas segundo De Groot (1992) em Funções Ambientais de Suporte o que permite uma avaliação diferenciada das outras Funções.

Para a obtenção do Valor Econômico Total foi aplicado um questionário em cada sítio turístico com enfoque quanto ao número de visitantes durante o ano, taxa de ingresso, tipos de esportes praticados, presença de investimentos no ramo hoteleiro, gastronômico, e de entretenimento, se algum porcentual proveniente da taxa de ingresso retornava para a propriedade como forma de manutenção do atrativo natural, número de empregos ofertados e ainda, se foram agregados outros negócios ao atrativo natural com capacidade de gerar renda, lucros e medidas para conservação da área que envolve as práticas esportivas.

Segundo o procedimento de Serôa da Mota (1994) para estimativa do VET deve-se considerar o uso e o não-uso do meio ambiente. Neste trabalho foi adotado somente o uso direto dos recursos naturais.

3. Resultados

Atualmente, Brotas passa por um período de desenvolvimento sócio-econômico em que a economia proveniente do usufruto dos recursos naturais, vêm contribuindo de maneira considerável. O município possui mais de trinta cachoeiras distribuídas pelo município em propriedades particulares, uma vegetação de cerrado e mata semi-decidual, relevo característico de Cuestas e um recurso hídrico abundante.

Todas essas características geomorfológicas servem de aporte para as práticas de todos os esportes de aventura. o rio Jacaré Pepira é o principal atrativo natural para se praticar o “rafting”, o “bóia-cross”, natação e pesca. Nas cachoeiras e paredões são praticados o “canyoning” e o rapel, respectivamente. Pela vegetação e relevo é possível fazer diversos passeios, caminhadas e cavalgadas. Todas as atividades de esportes de aventura em Brotas têm como base o usufruto dos recursos naturais, ou seja, o patrimônio natural é o aporte para o turismo de aventura (OLIVEIRA Jr, 2003).

De todas propriedades particulares estudadas observou-se que a fazenda Tamanduá denominada por “Areia que Canta”, tem como atrativo natural um lago onde a areia emite som quando friccionada, juntamente com o sítio “Recanto das cachoeiras” que possui duas cachoeiras para banhos e prática de “canyoning” como atrativo natural, apresentaram o maior VET, nesta ordem. Valores superiores a R\$ 200.000,00 em 2002.

A gestão administrativa destes dois sítios incorporou outros negócios ao atrativo natural contribuindo para o aumento de perspectivas bastante promissoras do valor ambiental das áreas que envolvem suas atividades de esportes de aventura. Negócios como restaurantes, estacionamento, treinamento e capacitação de pessoal, realização de cursos, hospedagem, contratação de guias e monitores, garçons, porteiros, sinalização dentro da propriedade, algumas com nomes científicos de espécies da flora local, estudos de capacidade suporte e controle de entrada. Parte da taxa de ingresso é re-investida na propriedade. Enfim, foram tomadas diversas decisões no sentido agregar negócios e ao mesmo tempo em proteger os recursos naturais existentes em sua propriedade, por entender que é este o principal atrativo. Por esta razão justificam-se todas as ações para viabilizar um manejo adequado do sítio turístico a fim de conservar e garantir o usufruto dos recursos naturais.

Por outro lado, a área que envolve a “Cachoeira da água branca” apresentou o menor VET (menos de R\$ 1.000,00/ano). Ne-

nenhuma medida de proteção ambiental foi observada, nem manejo da área no sentido de agregar valor e atividades esportivas. Possui baixa taxa de visitação, menor valor de taxa de ingresso, nenhuma sinalização em seu interior, nem controle de entrada. As trilhas de acesso são escorregadias e mal planejadas. Não existem re-investimentos a partir da taxa de ingresso.

4. Conclusão

Investimentos realizados nos sítios turísticos com a finalidade de agregar valor e incrementar a arrecadação necessitam de medidas de proteção ao atrativo natural a fim de viabilizar a conservação do meio ambiente em seu estado primitivo e fomentar o fluxo de visitação. Desta forma, foi possível observar que o manejo adotado por meio da aplicação de medidas voltadas para a conservação dos recursos naturais, que servem de aporte para as práticas de esportes de aventura, está diretamente correlacionado com o Valor Econômico Total, assim, quanto mais eficiente a aplicação de medidas para manutenção e conservação do ambiente maior será o VET.

É de fundamental importância um manejo adequado voltado para a conservação ambiental a fim de se obter perspectivas promissoras do valor ambiental.

Agradecimentos:

Ao Prof. Dr. Felisberto Cavalheiro, que durante seu convívio conosco nos deu exemplo de ética, honestidade, conhecimento, dedicação, simplicidade e amizade nos deixando grandes saudades.

5. Referências Bibliográficas

- De Groot, R. S. *Functions of Nature*. 1992, 315p.
- MAGALHÃES, G. W. de. *Pólos de ecoturismo: Planejamento e Gestão*. 1ª. ed. São Paulo: Terragraphi, 2001. (Coordenador).
- SERÔA DA MOTTA, R. análise custo-benefício do meio ambiente. In: *Introdução à Economia do Meio Ambiente*. IBAMA. Vitor Belli. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. P.73-116. 1996.
- OLIVEIRA JUNIOR, ARNALDO FREITAS de. *Valoração Econômica das Funções Ambientais de Suporte associadas ao turismo. Estudo de caso: Brotas, SP. UFSCar, São Carlos, SP. Tese de doutorado*, 2003.

Fragmentação da Paisagem e Fitodiversidade Insular no Açude Castanhão, Ceará

Arnóbio de Mendonça Barreto Cavalcante

Universidade Estadual do Ceará (arnobio @secrel.com.br)

1. Introdução

Recentemente, o processo de fragmentação da paisagem colocou-se como questão central na ecologia de paisagem e no planejamento para conservação da natureza, *e.g.* Wilcox e Murphy (1985), Wilcove *et al.* (1986), Saunders *et al.* (1991), Soulé (1992) e McCoy e Mushinsky (1999). O impacto primário desse processo é a perda de continuidade (Soulé, 1987), ruptura que repercute nas populações que dependem de um corpo vegetacional intacto. A redução no tamanho do habitat, desde que o organismo esteja operando na mesma escala da fragmentação é outro impacto, com desdobramento na queda da qualidade do habitat, perdas de área disponível para sobrevivência do organismo e aumento do isolamento. Números trabalhos abordando a importância do tamanho do fragmento sobre a biodiversidade estão disponíveis como Saunders *et al.* (1987), Ouborg (1993), Farina (1998) e Metzger (1999). A fragmentação também aumenta a vulnerabilidade dos fragmentos a distúrbios externos (tempestades, secas etc.) comprometendo a sua própria existência e a sobrevivência das espécies residentes (Nilsson e Grelsson, 1995). Ademais, em geral, a fragmentação aumenta as áreas de borda (Zipperer, 1993), acarretando modificações físicas e biológicas com seus efeitos bem documentados por Whitney e Runkle (1981), Lovejoy *et al.* (1986), Yahner (1988) e Opdam *et al.* (1993). Portanto, a fragmentação leva a mudanças na

estrutura e no funcionamento de paisagens, comprometendo vários processos naturais essenciais que determinam a dinâmica e o destino de materiais, energia e populações com grandes implicações na riqueza, abundância e distribuição das espécies.

A fragmentação pode originar-se natural ou antropicamente. Um exemplo antropogênico em andamento se verifica no represamento do Rio Jaguaribe com a subsequente formação do lago do Açude Castanhão. Aproximadamente 32.500 ha de caatinga ou uma área equivalente a cidade de Fortaleza está perdendo a continuidade, onde várias áreas menores, ilhas ou fragmentos remanescentes estão surgindo numa ruptura de continuidade sem precedentes nesse bioma.

O Projeto Dinâmica Biológica Insular no Açude Castanhão – PDBIC se propôs a documentar no espaço e no tempo todo esse acontecimento singular de fragmentação antropogênica. Dessa maneira, os resultados ora apresentados, inventário das futuras ilhas e amostragem da riqueza arbórea - arbustiva de uma delas, consistem de uma pequena fração de sua primeira etapa, etapa comprometida em estruturar um banco de informações essenciais sobre a biodiversidade residente antes da insularidade. Essa etapa é essencial aos estudos subsequente (segunda etapa), etapa que realmente apontará a direção e as taxas de desaparecimento e desembarque de espécies nas ilhas, permitindo finalmente entender os efeitos da fragmentação na biodiversidade.

Área de estudo

A área de estudo do projeto consiste de cinco áreas que se constituirão ilhas ou fragmentos remanescentes, situadas dentro dos limites da área de inundação do Açude Castanhão - CE (05° 24' - 05° 51' S e 38° 21' - 38° 49' W). O lago a ser formado apresentará 48 Km de comprimento por 8,75 Km de largura média e uma superfície de 32.500 ha quando o nível da água atingir a cota 100 m. A ilha cuja cobertura vegetal foi amostrada apresenta coordenadas geográficas 05° 30' 33" S e 38° 27' - 02" W, sendo designada simplesmente de ilha # 2.

2. Métodos

Seleção das futuras ilhas

As ilhas (fragmentos remanescentes) foram selecionadas utilizando-se de uma carta geográfica na escala de 1:25.000 com equidistância de 5 m para as curvas de nível e através de ortofotocartas na escala 1:25.000 com curvas de nível traçadas em 100 e 110 m da área a ser inundada. Ademais, no processo seletivo considerou-se os seguintes critérios não hierarquizados: 1) estado de conservação da atual cobertura vegetal; 2) tamanho; 3) isolamento e 4) características biológicas relevantes como riqueza de espécies.

Seleção do táxon

Vários grupos taxonômicos como formigas, aranhas, lagartos etc. estão previstos para investigação no projeto porém, somente os vegetais foram até o momento considerados. As razões dessa conduta se prende fundamentalmente por apresentarem, os vegetais, uma elevada diversidade e base taxonômica conhecida, serem estacionários no tempo necessário para a pesquisa, sensíveis às mudanças ambientais, exercerem funções relevantes na paisagem (dentre os componentes naturais formadores da paisagem, é quem melhor revela o jogo de relações mútuas entre eles) e estratégica na ecologia local (base da cadeia alimentar).

Amostragem da flora arbórea arbustiva da ilha # 2

Quatro transectos radiais de 20 m de largura foram locados do topo à base da ilha. A soma das áreas dos transectos totalizou mais de 1 ha. Todas as espécies arbóreas e arbustivas vivas, seja na sua forma de muda, juvenil ou adulta, situadas com a parte aérea ao nível do colo no interior dos transectos foram amostradas, ocasião em que etiquetou-se e anotou-se em ficha o número, nome popular e/ou científico e outras informações de importância ecológica. Em seguida uma porção vegetativa e/ou reprodutiva do vegetal foi coletada para fins de análise e identificação por especialista, de onde seguiu para registro, constituindo assim, em documento

comprobatório. A amostragem seguiu os passos sugeridos por Elzinga (1999) e a coleta e herborização do material conforme recomendações de Fidalgo e Bononi (1984). A riqueza de espécies arbóreas arbustivas foi calculada conforme McIntosh (1967).

3. Resultados

Inventário das ilhas

Uma classificação para as futuras ilhas do Açude Castanhão foi criada numa tentativa de melhor identificá-las, haja vista que, devem variar amplamente na forma, tamanho, número e configuração conforme o nível da água que vigora que, por sua vez, depende da quadra chuvosa muito irregular no espaço e no tempo nessa região. A classificação sugerida apresenta três categorias distintas: 1) Ilhas temporárias submergíveis - seriam aquelas ilhas sujeitas a imersão quando atingido dada cota. São numerosas, onde muitas irão submergir na quadra chuvosa e igual número aflorarão na estiagem; 2) Ilhas temporárias desmembráveis - seriam aquelas ilhas não submergíveis que bordejam a área de inundação, formando-se a partir do desmembramento continental quando o nível da água alcançar a cota 100 m, ligando-se novamente ao continente tão logo o nível da água desça aos números anteriores, estabelecendo assim, um corredor efêmero entre a ilha e a terra contínua. Serão aproximadamente nove ilhas que devem variar na forma, desde circulares até retangulares estreitas e no tamanho, de poucos metros a alguns hectares; 3) Ilhas definitivas - seriam aquelas que independerão da flutuação no nível da água, ou seja, permanecerão sempre isoladas após formadas e não serão submersas mesmo no nível máximo de acumulação d'água do reservatório. São aproximadamente cinco elevações cujos cumes atingem altura média de 110 m. Essas últimas correspondem às ilhas selecionadas para o PDBIC.

Fitodiversidade insular

A amostragem e o cálculo da riqueza permitiram estimar em 22 espécies arbóreas e arbustivas por hectare na ilha # 2. Uma nítida dominância através do número de indivíduos foi verificada para *Auxemma onocalyx* e *Caesalpinia ferrea*, ao passo que, *Tabebuia caraiiba* e *Ziziphus joazeiro* mostraram-se localmente raras ou com apenas um indivíduo amostrado. A amostragem também revelou que a cobertura vegetal no terço superior da ilha era constituída essencial das espécies supracitadas, cujo dossel apresentava pouco abertura, e que o terço médio era revestido densamente de arbustos entrelaçados que se abriam gradualmente ladeira abaixo. No sopé da encosta, espaços sem cobertura vegetal lenhosa foram verificados, dotados na sua quase totalidade de gramíneas. O restante era afloramentos de rochas e solo descoberto. Esses espaços deverão ser importantes para o desembarque e estabelecimento de novas espécies pois, oferecerem espaço, água e luz abundantes, sobretudo, para aquelas que utilizam da água para dispersão. Dessa maneira, esses espaços deveram receber uma maior atenção no PDBIC.

4. Considerações

É prematuro estabelecer a partir das informações até o momento geradas pelo PDBIC, ligações entre o processo de fragmentação da paisagem que ora se desenvolve no Açude Castanhão e a fitodiversidade local, exceto, pelas perdas de espécies devido a inundação nos terrenos mais baixos, que já era esperado. A culminância do projeto é a dinâmica biológica insular pós - fragmentação a longo prazo. Mudanças significativas nas condições ambientais, sobretudo as climáticas, ocorrerão. A dispersão vegetal terá outros mecanismos atuando. Haverá condições reais de isolamento. Ocorrerão extinções locais, alterações na riqueza, abundância, dominância e raridade. Todos esses acontecimentos e muitas suposições quando respondidas poderão contribuir para a conservação do bioma caatinga que, apesar de ser uma das últimas áreas selvagens brasileira, vem sofrendo forte pressão antrópica nas últimas décadas. O Smithsonian Tropical Research Institute (STRI), maior instituto de pesquisa de florestas no mundo, mantém desde 1923 estudos sobre a biologia tropical na Ilha de Barro Colorado, formada durante a construção do Canal do Panamá com grandes

contribuições científicas mundiais. No Brasil o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), através do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF), começou suas atividades no final da década de 70 e muitos trabalhos já contribuíram para uma melhor compreensão das florestas tropicais úmidas. Portanto, começando agora na Caatinga, procurando deduzir os efeitos da perda de continuidade sobre sua biodiversidade, é sem dúvida desafiador e imprescindível. Ademais, a fragmentação continua e continuará agindo implacavelmente nos próximos anos nesse bioma.

5. Referências Bibliográficas

- Elzinga, C. L.; Salzer, D. W.; Willoughby, J. W. (1999). *Measuring & monitoring plant populations*. Government Printing Office, Colorado, USA.
- Farina, A. (1998). *Principles and methods in landscape ecology*. Chapman & Hall, London.
- Fidalgo, O.; Bononi, V. L. R. (1984). *Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico*. Editora do Instituto de Botânica, São Paulo, Brasil.
- Lovejoy, T. E.; Bierregaard, R. O. (1986). Edge and other effects of isolation na Amazon forest fragments. In: Soulé, M. E. ed. *Conservation biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sanderland, USA.
- Metzger, J. P. (1999). Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *An. Acad. Bras. Ci.* 71: 445-463.
- McCoy, E. D.; Mushinsky, H. R. (1999). Habitat fragmentation and the abundances os vertebrates in the Florida scrub. *Ecology*. 80: 2526-2538.
- McIntosh, R. P. (1967). The contiuum concept of vegetation. *Botanical Review*. 33: 130-187.
- Nilsson, C.; Grelsson, G. (1995). The fragility of ecosystems: a review. *Journal of Applied Ecology*. 32: 677-692.
- Opdam, P.; Van Apeldoorn, R.; Schotman, A.; Kalkhoven, J. (1993). Population responses to landscape fragmentation. In: Vos, C. C., Opdam, P. eds. *Landscape ecology of a stressed environment*. Chapman & Hall, London, UK.
- Ouborg, N. J. (1993). Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the dutch Rhine system. *Oikos*. 66: 298-308.
- Saunders, D. A.; Arnold, G. W.; Burbidge, A. A.; Hopkins, A. J. M. (1987). *Nature conservation: the role of remnants of native vegetation*. Surrey Beatty and Son, Chipping Norton, N. S. W., Australia.
- Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.; Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. 5: 18-32.
- Soulé, M. E. (1987). *Viable populations for conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, England
- Soulé, M. E.; Alberts A. C.; Bolger, D. T. (1992). The effects of fragmentation on chaparral plants and vertebrates. *Oikos* 63: 39-47.
- Whitney, G. G.; Runkle, J. R. (1981). Edge versus effects in the development of a beech maple forest. *Oikos* 37: 377-381.
- Wilcove, D.; McLellan, C.; Dobson, P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate. In: Soulé, M. E. (ed.), *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Sinauer Associates, Sanderland, USA.
- Wilcox, B. A.; Murphy, D. D. (1985). Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*. 125: 879-887.
- Yahner, R. H. (1988). Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology*. 2: 333-339.
- Zipperer, C. (1993). Deforestation patterns and their effects on forest patches. *Landscape Ecol.* 8: 177-184.

(**Agradecimentos** - O autor agradece a Universidade Estadual do Ceará através do Mestrado Acadêmico em Geografia e ao Departamento Nacional de Obras Contra as Secas pelo apoio logístico prestado. Também é grato à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico pelo suporte financeiro e ao Prof. Dr. Yves P. Quinet e José Domingos Neto pelas sugestões e ajuda no campo, respectivamente.)

As perturbações ambientais sofridas pelos fragmentos de matas ciliares no Setor da Alta Bacia do Rio passa Cinco, Ipeúna – SP: uma abordagem baseada em ecologia da paisagem e caracterização fisionômica da vegetação

Azevedo, Thiago S.* - *Curso de Pós-graduação em Geografia - UNESP - Rio Claro - azevedots@bol.com.br*

Manzatto, Angelo G.** - *Curso de Pós Graduação em Ciências Biológicas - Área de Concentração Biologia Vegetal - UNESP - Rio Claro*

Ferreira, Marcos C.*** - *Instituto de Geociências - UNICAMP - Campinas*

1. Introdução

Os ecossistemas naturais vêm sofrendo perturbações ambientais antes do surgimento da agricultura, quando o fogo e a caça eram utilizados. Com o surgimento da agricultura e da pecuária, o desmatamento tem provocado uma rápida diminuição da cobertura vegetal natural nas regiões tropicais e subtropicais. No Estado de São Paulo, a mata atlântica ocupava uma área de 81,8 % da superfície do Estado em 1900, e em 1990, estes valores atingiram a taxa de 7,16 %. No interior do Estado, as regiões de Campinas, Piracicaba e Rio Claro, sofreram uma redução de 3,8 % da cobertura vegetal primitiva durante o período de 1985 a 1990 (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 1993).

Uma das primeiras conseqüências do desmatamento é a fragmentação da paisagem, que passa a ser composta por mosaicos de vegetação nativa, estruturados em fragmentos florestais de diferentes áreas e formas. A estrutura e a dinâmica do mesmo variam em função de uma série de fatores como: o histórico de perturbação; a forma do fragmento; o tipo de vizinhança e o grau de isolamento. Um fragmento florestal apresenta uma série de características que o diferenciam da floresta contínua da qual se originou, e dependendo destas características, pode sofrer maior ou menor alteração (VIANA e TABANEZ, 1997; SHELHAS e GREENBERG, 1996).

O aspecto mais grave da fragmentação florestal é a perda de diversidade na paisagem, que ocorre através da modificação da sua estrutura física. Um dos fatores que mais afetam os fragmentos é o efeito de borda. Segundo Forman e Godron (1996) o efeito de borda é definido como uma alteração na composição e ou na abundância relativa de espécies na parte marginal de um fragmento, causando alterações estruturais. As vegetações localizadas nas bordas passam a ser afetadas por um aumento intenso da radiação solar e de ventos, que causam aumento da temperatura e da diminuição da umidade do solo. A fragmentação ao mudar o microclima da floresta, torna-a mais iluminada e menos úmida, podendo favorecer o desenvolvimento das espécies pioneiras, comprometendo a estrutura dos fragmentos (TABANEZ, 1995).

Em função das observações expostas acima, o objetivo deste trabalho baseia-se em uma abordagem que busca identificar as perturbações sofridas pelos fragmentos de matas ciliares, localizados nas nascentes do Rio Passa Cinco, município de Ipeúna, interior do Estado de São Paulo, através de metodologias que integram métricas utilizadas em ecologia de paisagem e na caracterização fisionômica e florística das matas ciliares.

2. Metodologia

Esta metodologia baseou-se primeiramente nas relações entre o

tamanho (área) dos fragmentos com um índice de densidade de borda (I_{DB}). O referido índice foi baseado nas sugestões de McGarrigal (1995) e Silva (2002), sendo expresso através da relação:

$$I_{DB} = P / A \quad (1)$$

Onde: I_{DB} = índice de densidade de borda

P = perímetro do fragmento de mata ciliar (Km)

A = área do fragmento de mata ciliar (ha)

Após esta etapa, foram efetuadas visitas de campo que tiveram o objetivo de avaliar a florística dos fragmentos de matas ciliares, com base na coleta e na identificação das espécies florestais. Estes procedimentos subsidiaram a elaboração de diagramas de perfil, de acordo com a metodologia estabelecida por Richards (1952). Para tanto, foi construído um perfil florestal de 20x5m, através do estabelecimento de um transecto na porção central de cada uma das áreas, a fim de visualizar um trecho representativo de cada fragmento visitado.

3. Resultados e Discussão

Os resultados da análise da vulnerabilidade dos fragmentos florestais foi efetuada através da avaliação do índice de densidade de borda (I_{DB}). Segundo Silva (2002), a densidade de borda evidencia o grau de vulnerabilidade dos fragmentos florestais. Valores de baixa densidade estão associados a fragmentos bem definidos com grande extensão de suas áreas. A densidade média ocorre em fragmentos alongados, e a alta densidade de borda ocorre em fragmentos pequenos.

A relação entre a densidade de borda e o tamanho dos fragmentos das matas ciliares apresentam uma amplitude de 0,18 a 0,49. Os fragmentos com área superior a 60 (ha), apresentam valores de densidade de borda abaixo de 0,25. Estes fragmentos apresentam baixa vulnerabilidade a pressões antrópicas. Já os fragmentos com área inferior a 60 ha, possuem valores médios a altos de densidade de borda, tendendo a serem mais vulneráveis a estas perturbações. Estes resultados são semelhantes aos obtidos por Silva (2002) que mostrou, para fragmentos florestais de mata atlântica, a correspondência entre altos valores de densidade de borda e fragmentos com área inferior a 60 há. Segundo Laurence (1991) e Tabarelli et al. (1999), a borda é o local onde se iniciam grande parte dos processos ligados a fragmentação florestal, através de alterações na luminosidade, na temperatura, na velocidade de vento, entre outros. Estas modificações determinam um aumento na densidade de espécies ruderais (*Solanaceae*, *Compositae*, *Leguminosae* e *Euphorbiaceae*). Para Tabarelli et al. (1999), a espécie ruderal é um bom indicador de perturbações ambientais. Entretanto, o sucesso do estabelecimento destas espécies dependem da intensidade da ação antrópica, devido a atividades agrícolas e à intensidade dos distúrbios naturais como fogo e deslizamentos. Os fragmentos de matas ciliares visitados podemos observar que a borda do fragmento de mata ciliar apresenta espécies ruderais, caracterizadas por possuir um porte arbustivo. Por outro lado, à medida que nos aproximamos do centro do fragmento, notamos que a estrutura da vegetação modifica-se, tendendo a possuir porte arbóreo, sem a presença de espécies ruderais.

Na área de estudo, os fragmentos de matas ciliares com área entre 10 a 20 ha, apresentam espécies ruderais de pequeno porte, com valores de densidade de borda entre 0,20 a 0,50. Os fragmentos menores apresentam um estado de conservação ruim, pois possuem grande interferência antrópica. Nos fragmentos de matas ciliares com área entre 20 a 60 ha notamos a atuação da sucessão secundária envolvendo a fase de transição entre capoeirão e floresta secundária. Nestes fragmentos, notamos que a densidade de borda situa-se entre 0,25 a 0,35. Estes resultados nos permitem concluir que tais fragmentos estão em

um estágio intermediário de conservação. Por fim, os fragmentos florestais com área maior de 60 ha, com densidade de borda em torno de 0,18 a 0,25. Apesar de fisionomicamente apresentarem homogeneidade, possuem variações estruturais e florísticas marcantes. Nestes fragmentos pode-se detectar que a faixa imediatamente paralela ao curso d'água apresenta características florísticas e estruturais próprias, que as diferenciam das faixas não influenciadas pela ação direta do rio. A seletividade de espécies, em condições de saturação hídrica do solo, está relacionada com a adaptabilidade fisiológica das mesmas a resistir esta condição de estresse, mesmo que por períodos curtos de tempo. As espécies *Endlicheria paniculata*, *Calyptantes* sp e *Copaifera langdorstii* são exemplos típicos de ocorrência nos fragmentos visitados. Entretanto ocorrem algumas espécies em alguns fragmentos e outros não, evidenciando características florísticas e estruturais entre os mesmos. A vegetação arbórea é densa, com dossel variando de 15 a 30m, sendo comum à presença de indivíduos emergentes. Embora haja indivíduos arbóreos de diferentes alturas, não é possível distinguir-se uma nítida estratificação.

O estrato herbáceo é conspicuo, constituído, por ervas, de indivíduos jovens nos estratos superiores. Em determinados locais observam-se clareiras ocasionadas por queda de árvores, devido à ação de ventos. A estrutura da floresta é formada por um dossel composto de poucas espécies emergentes, que podem atingir mais de 20m de altura, como *Enterolobium contortisiliquium*, *Cedrella fissillise* *Copaifera langdorstii*, e uma grande quantidade de espécies que constituem o dossel, atingindo altura entre 15 a 20m, como *Croton floribundus*, *Roupala brasiliensis*, *Endrichelia paniculata*, *Syagrus romanzoffiana*, *Zeyera tuberculosa*, entre outras. No sub-bosque, observa-se um número menor de espécies que atingem até 5m de altura como *Esenbeckia febrifuga*, *Randia armata*, *Siparuna guianensis*, *Eugenia umbelliflora*, entre outras. Os gradientes de umidade e de luminosidade são determinantes na distribuição espacial das espécies sob uma mesma condição de fertilidade do solo. A maioria das espécies tais como: *Esenbeckia febrifuga*, *Cedrella fissillis*, *Bauhinia boungardii*, entre outras. São generalistas e distribuem-se amplamente ao longo destes gradientes. Porém, na floresta podem ser detectados agrupamentos de espécies com ocorrência restrita, composta por espécies preferenciais de clareiras como: *Cecropia pachystachia*, *Piptadenia gonoacantha*, *Celtis iguanaea*, *Croton floribundus* e *Alchornea glandulosa*. A partir destas observações, concluímos que os fragmentos florestais visitados apresentam um bom estado de conservação. Este estado de conservação deve-se à existência de um bom banco de sementes; da ação de agentes de dispersão de sementes, como por exemplo, o vento e os animais, principalmente aves e mamíferos, ou ainda pelo próprio canal fluvial, que pode ter servido como agente dispersor, através do qual as sementes foram transportadas e depositadas nas lagoas marginais e meandros abandonados, ocorrendo germinação, mantendo um bom estado de conservação dos fragmentos de mata ciliar.

4. Conclusões

De maneira geral, os resultados mostraram que o índice de densidade de borda é mais intenso nos fragmentos de menor área. Os fragmentos de maior área apresentam, por sua vez, os menores índices. Assim os fragmentos menores são os mais vulneráveis a pressões antrópicas, se comparados aos fragmentos maiores. Os resultados mostram que os fragmentos maiores que 60 (ha) apresentam um bom estado de preservação e conservação. Os fragmentos com área entre 20 e 60 (ha), possuem um estado razoável de conservação, apresentando um estágio sucessional intermediário entre capoeira alta e mata secundária. E por fim, os fragmentos entre 10 e 20 (ha), que apresentam um estado ruim de conservação e preservação.

5. Bibliografia

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Landscape Ecology. New

York: Wiley, 1986. 619p.

FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA; INPE. Evolução dos remanescentes florestais e ecossistemas associados do domínio da Mata Atlântica bno período de 1985-1990. São Paulo, 1993. 46p. Relatório

LAWRENCE, R.; Edge effects in tropical forest fragments: application of model for the design of nature reserves. Biological Conservation, Cambridge, v. 57, p. 205-219, 1991.

McGARRIGAL, K.; MARKS, B. J. Fragstats: Spatial patern analysis program for quantifying structure. Portland: Departament of Agriculture, Forest Service, pacific Nortwest Research Station, 1995. 122p.

RICHARDS. P. W.; The Tropical Rain Forests: an ecological study. Oxford: Cambridge University Press, 1952. 450p..

SHELHAS, J.; GREENBERG, R. Forest Patches in Tropical Landscapes. Washington D.C.: Islands Press, 1996. p. 151-167.

SILVA, V. V. Médio Vale do Paraíba do Sul: fragmentação e vulnerabilidade dos remanescentes da Mata Atlântica. 2002. 109f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), Instituto de Geociências, Universidade Federal Fluminense, Niteroi, 2002.

TABANEZ, A. J. A. Ecologia e manejo de comunidades em um fragmento florestal na região de Piracicaba, SP. 1995. 85f., Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Instituto, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guid structure in the montane Atlantic Forest of southeastern Brazil. Biological Conservation. New York, v. 91, p. 119-127, 1999.

VIANA, V. M.; TABANEZ, A. J. A.; 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, São Carlos, v. 57, p. 47-60, 1997.

Agradecimento: FAPESP (processo 00/08517-2)

Importância relativa do tamanho da área e da estrutura vertical da vegetação sobre a estruturação da comunidade de pequenos mamíferos em fragmentos florestais de Mata Atlântica

Braga-Neto, R. ^{1,2}; Pardini, R. ¹; Souza, S.M.¹ e Metzger, J.P. ¹

1. Introdução

Localizado ao longo da costa brasileira, onde 70 % da população brasileira reside, o bioma atlântico se encontra reduzido a menos de 7 % da cobertura florestal original, distribuído em muitos fragmentos isolados (de dezenas a centenas de hectares). Visto que este bioma é um dos mais biodiversos do planeta, com alto grau de endemismos, fica evidente a pertinência e importância dos estudos sobre os efeitos da fragmentação florestal.

A compreensão de processos relacionados à fragmentação é imprescindível para a conservação de processos ecológicos e da diversidade biológica em paisagens fragmentadas, sendo o tamanho dos remanescentes florestais um dos fatores-chave na determinação da riqueza em paisagens fragmentadas (Turner, 1996).

Os pequenos mamíferos podem influenciar a sucessão florestal através da predação diferencial do banco de sementes e de plântulas (Pizo, 1997; Sánchez-Cordero & Martínez-Gallardo, 1998), da dispersão de fungos micorrízicos (Janos *et al.*, 1995; Mangan & Adler, 2000) e da dispersão de sementes (Araceae -Vieira & Izar, 1999; Solanaceae - Cáceres *et al.*, 1999; Piperaceae e Cecropiaceae - Carvalho *et al.*, 1999).

Inversamente, o hábitat florestal influencia profundamente as

comunidades animais, sendo a estrutura vertical da vegetação um dos fatores que atuam na estruturação da comunidade de pequenos mamíferos em florestas tropicais (Fonseca, 1989; Malcolm, 1995; Paglia *et al.*, 1995; Gentile & Fernandez, 1999; Pardini, 2001).

Através da coleta de informações sobre a estrutura da comunidade de pequenos mamíferos e sobre a estrutura da vegetação em uma paisagem bastante fragmentada, o presente estudo visou avaliar a importância relativa do tamanho e da qualidade do hábitat para a comunidade de pequenos mamíferos.

2. Métodos

Área de estudo - A região de Caucaia localiza-se no Planalto cristalino de Ibiúna no estado de São Paulo, Brasil (23°35'S, 23°50'S; 46°45'W, 47°15'W). A formação florestal da região foi classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana (Veloso *et al.*, 1991). A Reserva do Morro Grande (23°39'S - 23°48'S; 46°47'W - 47°55'W) possui 10.700 ha de matas secundárias ou bem preservadas contínuas e a sudoeste da Reserva, estende-se uma paisagem fragmentada, que possui 28% de sua área coberta por fragmentos de mata secundária em diversos estágios de sucessão. Estes remanescentes estão rodeados por pequenos pomares, horticulturas e chácaras.

Delineamento experimental - A comunidade de pequenos mamíferos e a estrutura da vegetação foram amostradas em 18 áreas: 3 de mata secundária e 3 de mata madura dentro da Reserva, 3 áreas em fragmentos pequenos (<5 ha), 4 em médios (10 a 40 ha) e 5 em grandes (50-520 ha). A estrutura da vegetação e a comunidade de pequenos mamíferos foram também amostradas em outras 8 áreas da região, 4 em fragmentos pequenos e 4 em médios conectados por corredores a fragmentos grandes. Os dados obtidos nos 26 sítios (18 + 8) foram utilizados para determinar a relação da comunidade de pequenos mamíferos com a estrutura da vegetação.

Coleta de dados - Em cada área de amostragem, 11 baldes de 60 L foram instalados a cada 10 m, formando uma linha de 100 m, conectados por cercas-guia (50 cm de altura). Para cada área, foram realizadas duas sessões de captura de 16 dias (entre janeiro e fevereiro de 2002 e entre dezembro de 2002 e janeiro de 2003), totalizando 352 armadilhas-noite por sítio. Para a descrição da estrutura vertical da floresta, em cada área de amostragem, foram estabelecidos 24 pontos de amostragem em duas linhas paralelas de 165 m e distantes 20 m entre si. Em cada ponto, uma vara foi utilizada como mira para o estabelecimento de uma coluna imaginária de 15 cm de diâmetro. Com auxílio de um telêmetro, foram medidas as alturas dos limites inferior e superior das faixas de folhagem nesta coluna. Para cada ponto de amostragem, foi calculado o número de metros preenchidos por folhagem em cinco estratos: de 0 a 1 m, de 1 a 5 m, de 5 a 10 m, de 10 a 15 m e acima de 15 m.

Análise de dados - As variáveis da comunidade de pequenos mamíferos calculadas foram: abundância (total e específica), riqueza total, riqueza média entre as duas sessões de captura e estabilidade da composição da comunidade no tempo (via índice de Jaccard entre as duas sessões de captura). Para as variáveis da estrutura da vegetação, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) em matriz de correlação (centrada e estandardizada) com a média da densidade de folhagem em cinco estratos da vegetação para as 26 áreas de amostragem. Os escores das áreas no primeiro eixo desta análise sintetizam a variação na estrutura da vegetação e foram utilizados em análises de regressão com as variáveis da comunidade de pequenos mamíferos. Os resíduos destas análises foram utilizados para uma análise de variância (ANOVA) de 1 fator, o tamanho do fragmento com 4 classes. Teste *a posteriori* de Tukey foi utilizado quando necessário.

3. Resultados

Foram capturados 1014 indivíduos, pertencentes a 27 espécies (19 roedores e 8 marsupiais). As espécies mais abundantes (n=10) foram: *Marmosops incanus* (175 indivíduos), *Oligoryzomys* sp. (162), *Delomys sublineatus* (114), *Akodon* sp. (98), *Didelphis aurita* (64),

Oryzomys russatus (62), *Oryzomys angouya* (58), *Monodelphis americana* (56), *Bucepattersonius* sp. (41), *Thaptomys nigrita* (31), *Gracilinanus microtarsus* (29), *Juliomys* sp. (16) e *Phyllomys nigrispinus* (10).

Variação da estrutura da vegetação nos remanescentes de Caucaia - O primeiro eixo da PCA explicou 43,5% da variação total da densidade de folhagem nos cinco estratos da vegetação entre as 26 áreas de amostragem, representando um gradiente de aumento da densidade no sub-bosque (0 a 1 m) e diminuição da densidade de folhagem nos estratos superiores (10-15 m e > 15 m). Este gradiente provavelmente está associado ao estágio sucessional dos remanescentes, sendo que as áreas em estágios mais avançados apresentam os menores escores no primeiro eixo da análise.

Importância da estrutura da vegetação sobre a comunidade de pequenos mamíferos em Caucaia - As espécies *Juliomys* sp. ($R^2 = 0,177$; $p = 0,032$), *M. americana* ($R^2 = 0,163$; $p = 0,040$), *P. nigrispinus* ($R^2 = 0,175$; $p = 0,033$) e *T. nigrita* ($R^2 = 0,177$; $p = 0,032$) ocorrem em abundância maior em áreas com densidade alta de folhagem nos estratos superiores e densidade baixa nos estratos inferiores. Inversamente, as espécies *Akodon* sp. ($R^2 = 0,314$; $p = 0,002$), *O. angouya* ($R^2 = 0,240$; $p = 0,010$), *D. sublineatus* ($R^2 = 0,194$; $p = 0,024$) e *M. incanus* ($R^2 = 0,161$; $p = 0,041$) e a abundância total da comunidade ($R^2 = 0,314$; $p = 0,002$) aumentam em áreas com densidade baixa dos estratos superiores e densidade alta no sub-bosque.

Importância do tamanho do remanescente sobre a comunidade de pequenos mamíferos em Caucaia - *Juliomys* sp. ($F = 6,866$; $p = 0,004$), *O. russatus* ($F = 10,534$; $p = 0,001$) e *T. nigrita* ($F = 10,444$; $p = 0,001$) são significativamente menos abundantes fora da Reserva. *M. incanus*, *D. sublineatus* e *P. nigrispinus* apresentam uma redução gradual de abundância com a redução de área do fragmento, mas apenas para *D. sublineatus* as diferenças são marginalmente significativas ($F = 3,209$; $p = 0,056$). Nenhuma das demais espécies mostrou diferenças significativas entre as classes de tamanho dos fragmentos, porém *Oligoryzomys* sp. apresentou um aumento na média de indivíduos com a diminuição do tamanho dos fragmentos.

A abundância total ($F = 6,822$; $p = 0,005$) da comunidade diminui com a diminuição do tamanho dos fragmentos e é significativamente menor nos fragmentos médios do que na Reserva (Tukey, $p = 0,007$). A riqueza total ($F = 4,796$; $p = 0,017$) e a riqueza média ($F = 6,687$; $p = 0,005$) também diminuem gradualmente com a redução do tamanho da área, sendo que a primeira é menor nos fragmentos médios do que na Reserva (Tukey, $p = 0,034$) e segunda é menor tanto nos médios (Tukey, $p = 0,014$) como nos pequenos (Tukey, $p = 0,014$) em relação à Reserva. A estabilidade da comunidade no tempo é, em média, menor nos fragmentos pequenos do que nos demais, porém as diferenças não são significativas.

A elevada riqueza das áreas do controle é decorrente da presença de 7 espécies raras que praticamente não foram capturadas fora dessas áreas. Apesar da riqueza diminuir com a redução da área, a composição de espécies é diferente entre o controle e os fragmentos. *Calomys* sp. só foi capturada em fragmentos. Além disso, espécies como *Bibimys labiosus*, *Bolomys lasiurus* e *Lutreolina crassicaudata*, características de áreas abertas, estão restritas aos fragmentos pequenos.

4. Conclusões

1. Os dados da estrutura vertical do hábitat florestal nas áreas amostradas sugerem que o efeito de borda não é a causa determinante da variação na estrutura da vegetação. Em Caucaia, justamente alguns dos fragmentos pequenos são os que mais se assemelham aos sítios localizados em floresta madura, sugerindo que a diferença seja decorrente de diferenças no estágio sucessional dos fragmentos.

2. A abundância total da comunidade de pequenos mamíferos aumenta em áreas de mata secundária. É provável que isso se deva à maior produtividade das florestas em estágios mais iniciais,

o que pode favorecer a comunidade com maior disponibilidade de recursos alimentares (insetos, frutos e sementes).

3. Por outro lado, a vegetação não apresentou influência significativa sobre a riqueza ou a estabilidade da comunidade ao longo do tempo, variáveis que são relacionadas com o tamanho do fragmento.

4. Porém, há uma diferença na composição das comunidades de pequenos mamíferos em função da estrutura do habitat florestal. Existem espécies de pequenos mamíferos associadas a áreas de mata madura, enquanto outras estão associadas a florestas secundárias.

5. Os fragmentos pequenos tendem a sofrer influência maior da invasão de espécies (*Bibimys labiosus*, *Bolomys lasiurus* e *Lutreolina crassicaudata*.) tipicamente de cerrado *lato sensu* (Alho, 1981).

6. Os resultados encontrados em Caucaia apoiam a hipótese de que o tamanho do remanescente florestal é um fator importante na estruturação da comunidade de pequenos mamíferos e que a redução da área dos fragmentos aumenta a chance de extinção de espécies, levando a comunidades menos abundantes, mais pobres, de diferentes composições de espécies, e menos estáveis no tempo.

5. Referências bibliográficas

Alho, C.J.R. 1981. Small mammals populations of Brazilian Cerrado: the dependence of abundance and diversity on habitat complexity. *Revista Brasileira de Biologia*, 41: 223-230.

Cáceres, C.N., Monteiro-Filho, E.L.A. 2001. Food Habits, Home Range and Activity of *Didelphis aurita* (Mammalia, Marsupialia) in a Forest Fragment of Southern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 36 (2) : 85-92

Carvalho, F.M.V., Pinheiro, P.S., Fernandez, F.A.S., Nessimian, J.L., 1999. Diet of small mammals in Atlantic Forest fragments in southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoociências* 1, 91-101.

Fonseca, G.A.B. 1989. Small mammals species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista Brasileira de Zoologia*, 6 (3): 381 – 422.

Gentile, R.; Fernandez, F.A.S. 1999. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia*. 63 (1) : 29 –40.

Janos, D.P., Sahley, C.T. & Emmons, L.H. 1995. Rodent dispersal of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in amazonian Peru. *Ecology*, 76 (6): 1852-1858.

Malcolm, J.R., 1995. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. In: Lowman, M.D., Nadkarni, N.M. (Eds.), *Forest Canopies*. Academic Press, San Diego, pp 179-197.

Mangan, S.A. & Adler, G.H. 2000. Consumption of arbuscular mycorrhizal fungi by terrestrial and arboreal small mammals in a panamanian cloud forest. *Journal of Mammalogy*, 81 (2): 563-570.

Pardini, R. 2001. Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia: processos e conservação. Tese de doutoramento. Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.

Paglia, A.P., de Marco Jr, P., Costa, F. M., Pereira, R. F. & Lessa, G.. 1995. Heterogeneidade estrutural e diversidade de pequenos mamíferos em um fragmento de mata secundária de Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 12(1):67-79.

Pizo, M.A. 1997. Seed dispersal and predation in two populations of *Cabralea canjerana* (Meliaceae) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 13: 559-578.

Sánchez-Cordero, V. & Martínez-Gallardo, R. 1998. Postdispersal fruit and seed removal by Forest-dwelling rodents in a lowland rainforest in México. *Journal of Tropical Ecology*, 14: 139-151.

Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rainforest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33: 200-209.

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

Vieira, E.M. & Izar, P. 1999. Interactions between aroids and arboreal mammals in the Brazilian Atlantic rainforest. *Plant ecology*, 145: 75-82.

AGRADECIMENTOS

Este estudo foi realizado com o apoio da FAPESP (processos 99/05123-4; 01/13309-2; 02/02125-0; 02/02126-7) e do Departamento de Ecologia do Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo.

1 LEPAC - Laboratório de Ecologia da Paisagem – Depto. Ecologia - Instituto de Biociências - USP

2 urupe@hotmail.com

A fragmentação de habitat reduz a riqueza de espécies na comunidade de térmitas devido à redução na abundância?

Carla Galbiati^a; Og DeSouza^a; Jose Henrique Schoereder^a & Ronaldo Reis Junior^b

^aUniversidade Federal Viçosa (carla@insecta.ufv.br) ^bESALQ

1. Introdução

A relação positiva entre o número de espécies e a área é um dos padrões mais conhecidos em ecologia (SAR- Species Area Relationship). A perda de espécies com a redução da área do fragmento pode ser causada pela eliminação direta ou indireta de indivíduos. A eliminação de indivíduos leva à perda direta de espécies devido ao desaparecimento de populações inteiras de algumas espécies, que passam do “status” de raras para extintas. Outro processo pode ser a eliminação de indivíduos, o que diminui o tamanho das populações de algumas espécies, tornando-as menos abundantes e mais sujeitas a restrições demográficas e estocásticas. O objetivo desse trabalho foi confirmar a existência de uma relação positiva entre riqueza de espécies e área (SAR) para térmitas em Mata Atlântica e se a abundância das espécies de térmitas é reduzida pela diminuição da área do fragmento.

2. Métodos

A coleta de térmitas foi feita em 12 fragmentos de Mata Atlântica, Viçosa, Brasil, com áreas entre 3,21 e 60,63 ha. Os térmitas foram coletados em iscas de papel higiênico, com uma densidade de 6,9 iscas/hectares. O modelo para o teste da SAR teve o logaritmo natural do número de espécies (y) em função do logaritmo natural da área (x1) e do efeito amostral (x2), ajustado a uma regressão linear $\ln(y) = \ln(x1) + x2 + \ln(x1):x2$.

A abundância das espécies de térmitas foi calculada através da proporção de iscas ocupadas pela espécie em cada fragmento (p) e foi relacionada com a área de cada fragmento (x1), a densidade das espécies (x2) e a interação (x1:x2), sendo o modelo $\ln(p/1-p) = x1 + x2 + x1:x2$. As espécies com abundâncias semelhantes foram agrupadas em uma única curva, isto foi uma tentativa de determinar padrões da abundância das espécies na comunidade de térmitas. Para isto foi usado teste de contraste estatístico, sendo aceito as espécies dentro do grupo quando o valor do teste χ^2 apresentou significância de $p > 0.05$. Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R (Ihaka & Gentleman, 1996).

3. Resultados e Discussão

O número de espécies de térmitas aumentou com a área do fragmento ($F_{(1,10)} = 4.38$, $p = 0.036$), o que confirmou a SAR para térmitas em habitats fragmentados na Mata Atlântica. O número de iscas usado como covariável no modelo não foi significativo ($F_{(1,8)} = 0.62$, $p = 0.43$), assim como a interação área X número de iscas ($F_{(1,8)} = 0.10$, $p = 0.75$). O número de espécies coletadas foi de

22, sendo que apenas *Procornitermes lespesi* teve a abundância respondendo positivamente ao aumento da área do fragmento, o que confirma, para essa espécie, a hipótese de que indivíduos foram eliminados com a redução da área. Ao contrário do esperado quatro espécies tiveram a abundância reduzida com o aumento da área, sendo elas *Araujotermes caissara*, *Anoplotermes* sp3, *Dentispicotermes conjunctus* e *Nasutitermes jaraguae*. Para as outras 17 espécies a abundância não respondeu ao aumento da área do fragmento. Dentro do padrão das espécies que apresentaram relação negativa entre a abundância e área três foram reunidas no grupo 4 porque não tiveram a abundância diferente entre si ($\chi^2_{(3)}=9.42$, $p=0.051$), resultado do teste de contraste. Entretanto, *A. caissara* teve a abundância média diferente das espécies do grupo 4. As espécies que não responderam ao efeito do aumento da área foram reunidas em três grupos, sendo as espécies reunidas no grupo 1 *Anoplotermes* sp5, *Armitermes euamignathus*, *Embiratermes heterotypus*, *Labiotermes labralis*, *Nasutitermes rotundatus*, *Ruptitermes* sp1 e *Syntermes dirus* ($\chi^2_{(12)}=12.88$, $p=0.38$). As espécies dentro do grupo 2 também não diferiram entre si (*Anoplotermes* sp2, *Anoplotermes* sp4, *Cornitermes cumulans*, *Cyrelliotermes cupim*, *Ibitermes curupira* e *Orthognathotermes insignis*, ($\chi^2_{(8)}=34.10$, $p=0.62$). No grupo 3 agregou-se duas espécies, *Dihoplotermes inusitatus* e *Diveritermes aporeticos* ($\chi^2_{(2)}=0.53$, $p=0.77$).

A redução da área pode i) eliminar todos os indivíduos da população, demovendo espécies raras à espécies extintas (Lacy, 1992), ii) eliminar habitats inteiros, provocando a extinção local de especialistas (Bellamy, 1996 e Ney-Nifle & Mangel, 2000), iii) eliminar alguns indivíduos e levar a restrições demográficas, que causaram a extinção local de populações que estiveram no limite de seu tamanho mínimo viável. Nossos dados, entretanto, indicam que a SAR para comunidade de térmitas em ambientes fragmentados não pode ser explicada totalmente pela diminuição no tamanho das populações. Dentre as 22 espécies estudadas somente *P. lespesi* apresentou a redução da população com a diminuição da área. As demais espécies mantiveram suas populações constantes, ou até mesmo reduziram-nas com o aumento da área. Se a possibilidade de perda de espécies via redução do tamanho das populações porque indivíduos foram eliminados restam como possibilidades para explicar a SAR a eliminação de habitats e restrições demográficas causados pelo isolamento.

Aproximadamente 77% das espécies de térmitas não tiveram o número de indivíduos diminuído com a redução da área do fragmento, isso aconteceu possivelmente porque as populações dessas espécies ocupam um espaço geográfico pequeno dentro dos fragmentos. Esse espaço deve ter sido mantido para essas espécies, mesmo nos fragmentos menores, permitindo que as populações remanescentes permanecessem presentes sem sofrer restrições demográficas. Outra possibilidade para a manutenção do tamanho das populações das espécies de térmitas com a redução da área do fragmento seria se o efeito resgate fosse maior nas áreas menores. Esse efeito resgate compensaria os possíveis indivíduos eliminados da população.

A diminuição da abundância com a área do fragmento, observada para quatro espécies, poderia ser explicada pela redução eventual de alguma interação negativa, como por exemplo, a diminuição ou eliminação de predadores (Andren et al, 1985), como tatus ou formigas. Outro mecanismo poderia ser uma maior taxa de colonização por essas espécies, que invadiriam áreas pequenas, porque estas áreas teriam mais habitats semelhantes à vegetação do entorno do fragmento. Para a guilda de geófagos é esperada menor taxa de colonização nas áreas pequenas, devido ao isolamento entre os fragmentos e à dificuldade de dispersão deste grupo em relação à guilda de madeira (Mill, 1983).

4. Conclusão

A perda de indivíduos, que leva à extinção de espécies via restrições demográficas, não ocorre para térmitas com a redução da área do fragmento. Uma vez que essa hipótese explicativa para SAR foi descartada, outro mecanismo deverá explicar essa relação como, por exemplo, a perda de espécies especialistas de mata, seja devido à perda de habitats ou à menor taxa de colonização destas em áreas pequenas.

A informação de que fragmentos menores têm menos espécies, mas que esse padrão não ocorre porque as populações foram reduzidas é importante para conservação. Para conservar mais espécies representantes do conjunto de espécies da região não seriam necessários fragmentos maiores, que comportariam populações maiores.

Talvez, vários fragmentos pequenos juntos, com habitats diferentes, podem conter mais espécies do conjunto regional do que um único fragmento grande.

5. Referências bibliográficas

Andrén, H.; Angelstam, P.; Widén, P. (1985) Differences in predation pressure in relation to habitat fragmentation: an experiment. *Oikos* 45 :273-277.

Bellamy, P.; Hinsley, S. A.; Newton, I. (1996) Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *Journal of Applied Ecology* 33:249-262.

Ihaka, R.; Gentleman, R. (1996) R: A language for data analysis and graphics. *Journal of Computational and Graphical Statistics* 5:299-314.

Lacy, R. (1992) The effects of inbreeding on isolated populations: area minimum viable population sizes predictable? In: P. Fiedles and S. Jain (eds.). *Conservation Biology*, chap. 11, pp. 277-296. Chapman and Hall, New York.

Mill, A. (1983) Observations on Brazilian termite alate swarms and some structures used in the dispersal of reproductives (Isoptera, Termitidae). *Journal of Natural History* 17 :309-320.

Ney-Nifle, M.; Mangel, M. (2000) Habitat loss and changes in the species-area relationship. *Conservation Biology* 14:893-898.

Avaliação preliminar dos componentes dos sistemas de formação da paisagem na Microrregião de Colonial de Irati, região Centro-Sul do Estado do Paraná.

Carlos Alberto da Silva Mazza^a; Maria Cristina Medeiros Mazza^a; José Eduardo dos Santos^b.

^a Pós Graduação em Ecologia UFSCar – Embrapa Florestas (camazza@terra.com.br) ^b Universidade Federal São Carlos

1. Introdução

A Floresta com Araucária é uma das mais importantes formações da região Sul do Brasil. Entretanto, estimativas de 20 anos atrás, no estado do Paraná, mostravam uma redução para 3% da área original (167.824 km²), com somente 0,7% sendo considerada áreas primárias (FUPEF, 1978). Estudos mais recentes mostram que essas florestas primárias não existem mais, restando somente 0,8% (66.109 ha) de florestas em estágio avançado de sucessão. Estes estudos apontam para a necessidade de um processo de gestão ambiental que enfatize, além de áreas de preservação, áreas de seu entorno com diferentes tipos de exploração, a recuperação de áreas degradadas e o estabelecimento de corredores de ligação entre fragmentos, e proporcionem o desenvolvimento sustentável da região (PROBIO, 2001).

O conceito de sustentabilidade é passível de diferentes interpretações, refletindo modelos distintos de percepção ambiental, abrindo novas perspectivas na interpretação científica do ambiente e de processos de desenvolvimento associados a princípios ecológicos. Nos últimos anos, o enfoque da Ecologia da Paisagem tem sido

introduzido em diversos estudos ecológicos, permitindo a integração dos diferentes níveis de organização dos mecanismos e processos que governam a biodiversidade: populações, comunidades, ecossistemas e paisagens, associada a aspectos sócio-econômicos, para o manejo total da paisagem em termos de sustentabilidade em longo prazo (Grogan, 1993).

Forman & Godron (1986) definem a paisagem como uma superfície geográfica heterogênea, constituída por um grupo de ecossistemas que se repetem apresentando padrões semelhantes. Esta concepção tem proporcionado o entendimento da paisagem como síntese da interação dos diversos componentes que a produzem (Grogan, 1993).

Este trabalho tem por objetivo realizar uma avaliação preliminar dos componentes dos sistemas de formação da paisagem, organizados em natural e antrópico, na Microrregião de Colonial de Irati, na região Centro-Sul do Estado do Paraná, com vistas ao planejamento e manejo sustentável dos recursos naturais na região.

2. Materiais e Métodos

A área de estudo compreende a bacia dos rios Imbituva e das Antas, no trecho que delimitam as divisas legais da Floresta Nacional de Irati, a própria Floresta Nacional de Irati (FLONA-Irati) e seu entorno considerado como os limites geopolíticos dos municípios de Fernandes Pinheiro, Imbituva, Irati e Teixeira Soares, integrando a Microrregião de Colonial de Irati. Localiza-se na região Centro-Sul do Estado do Paraná, Brasil, no Segundo Planalto Paranaense, num retângulo envolvente entre as coordenadas 25°39'32" de Latitude Sul e 51°08'44" de Longitude Oeste e 25°01'37" de Latitude Sul e 50°15'31" de Longitude Oeste.

As etapas relativas ao inventário ambiental corresponderam à ordenação, síntese e interpretação de dados existentes sobre a história regional e local, os aspectos sócio-econômicos, componentes bióticos e abióticos, relatados em mapas, relatórios e publicações, bem como censos realizados pelo IBGE e outros. A etapa de diagnóstico ambiental compreendeu, até o momento, a determinação do uso e cobertura do solo referente à Microrregião de Colonial de Irati. Foram digitalizadas dez cartas planialtimétricas na escala 1:50.000, contendo os seguintes planos de informação: altimetria, rede viária e rede de drenagem. A elaboração do banco de dados georreferenciado e análises das imagens Landsat TM7 foram efetuadas nos Sistema de Informação Geográfica, Spring versão 3.6.03. O software Idrisi versão 32 foi utilizado, nas análises da FLONA de Irati e entorno que resultaram no Modelo Digital Elevação, aplicação da Legislação Ambiental na Rede de Drenagem e cálculo da Densidade Hídrica.

3. Resultados

Clima: conforme Köppen, é do tipo Cfb - Subtropical Úmido Mesotérmico, caracterizado por verões frescos, geadas severas e freqüentes e sem estação seca. O período quente estende-se de setembro a abril, registrando temperaturas médias inferiores a 22°C. A estação fria se estende de maio a agosto, caracterizada pela ocorrência de geadas severas e freqüentes, com temperaturas médias inferiores a 18°C e registros de mínimas absolutas abaixo de 0°C. O período quente corresponde às chuvas mais intensas, que se concentram entre dezembro e março, entre 1400-1600 mm.

Geologia: apresenta um mosaico de formações geológicas do período Paleozóico, encontrando-se os grupos Itararé, Guatá e Passa-Dois.

Solos: predominam os Cambissolos, Podzólicos Vermelho-Amarelo, Litólicos e as Terras Brunas.

Hidrografia: a área de estudo contém rios importantes pertencentes à bacia do Tibagi, como o rio Imbituva e afluentes. O rio Imbituva constitui manancial para abastecimento de água dos Municípios de Irati e Teixeira Soares. O rio Imbituva, juntamente com o rio das Antas, delimita os limites da única Unidade de Conservação Federal da Floresta Ombrófila Mista, existente na região, a Floresta Nacional de Irati (Flona de Irati).

Cobertura florestal: localiza-se na região do Domínio da Floresta Ombrófila Mista, uma das mais importantes formações vegetais que ocorre naturalmente no sul e sudeste do Brasil. A Floresta com Araucária suporta um ecossistema regional complexo e variável, composto de muitas espécies, algumas das quais são endêmicas a este tipo de floresta (Klein, 1963). Estas florestas são tipicamente dominadas pela *Araucaria angustifolia*, espécie que ocupa o extrato superior nas áreas naturais (Galvão et al., 1989), ocorrendo mais de 80 espécies nos extratos inferiores.

Histórico do processo de ocupação: a ocupação da área de estudo foi fortemente influenciada por sucessões de ciclos iniciados com a mineração no litoral do Estado, e depois com a pecuária, seguidos da erva-mate e do madeireiro.

A descoberta do ouro nos riachos da bacia de Paranaguá no fim do século XVI, estimulou a primeira ocupação agrícola dos solos da região do litoral no Primeiro Planalto Curitibano. Gradativamente, a produção de ouro começou a decair e ocorreu um processo de interiorização da população para os Campos Gerais (área de influência do atual município de Ponta Grossa). Era a expansão da população que vivia da subsistência, transformando-se em criadores e agricultores. Quando a atividade pecuária perdeu sua força econômica, na primeira metade do século XIX, a população deslocou-se para as "matas mistas do Centro-Sul", atraída, pela abundância da erva na região. A agricultura, ainda de subsistência na época, consistia numa policultura alimentar, com práticas agrícolas tradicionais, das quais o pousio é o mais difundido e característico e, ainda hoje, continua sendo praticado por pequenos produtores da região.

Na área de estudo verifica-se a presença de antigos faxinais, forma de organização camponesa característica da região que consiste no caráter coletivo no uso da terra para a produção animal. De acordo com Yu (1988) a gênese do sistema Faxinal derivou da estrutura de subsistência das grandes fazendas, principalmente no que diz respeito à produção animal "à solta" e ao cercamento das lavouras e ao pousio da terra. Cerca de um quinto do território do Estado do Paraná foi ocupado pelo Sistema Faxinal, como forma predominante de organização da produção rural, particularmente até a primeira metade do século XX.

No início do século XX, antes da fase declinante do mate, a extração da madeira já se apresentava como uma atividade econômica bastante vigorosa. Enquanto a pecuária e a extração do mate fixava o homem a terra, a extração da madeira era itinerante. Os pequenos núcleos populacionais atrelados às serrarias deslocavam-se após o esgotamento da floresta (Yu, 1988).

Os ciclos da erva-mate e da madeira prevaleceram entre 1870 a 1940. Nos quarenta anos seguintes, houve um grande crescimento da produção de café para exportação, que contribuíram, mais diretamente, para o desenvolvimento da região Oeste do Estado do Paraná. A partir de 1980, com a implementação de programas governamentais e não-governamentais, a região voltou a se integrar no processo de desenvolvimento agrícola do Estado (Irati, 2002).

Aspectos sócio-econômicos: segundo o IBGE (2000;2002), os municípios estudados somam, atualmente, uma população de 91.363 habitantes, dos quais 65,5% residem em área urbana e 34,5% em área rural. Os municípios de Irati e Imbituva concentram sua população em área urbana, sendo Irati considerado pólo da região, enquanto os demais concentram sua população em área rural. A estrutura fundiária da região tem como característica a pequena propriedade rural, sendo que de um total de 6421 propriedades, encontra-se uma grande concentração, 88,3%, com área de até 50 hectares.

Dentre as lavouras permanentes, predomina a erva-mate, e com menor expressividade, as frutíferas de clima temperado, tais como a uva, maçã e pêssego. Quanto às temporárias, são mais expressivas as lavouras de milho, soja, feijão e fumo.

A extração vegetal na região de estudo é composta de produtos

de ocorrência tipicamente dominante da Floresta Ombrófila Mista (Floresta de Araucária). Considerando o valor da extração, predominam nos quatro municípios, a erva-mate (23,7%), a madeira em toras (18,1%) e a lenha (15,1%). Outros produtos, como nó de pinho, carvão vegetal e pinhão também são explorados. De um total de 1.355.500 m³ de produtos extraídos dos remanescentes da Floresta de Araucária, 59,2% correspondem à extração do Pinheiro Brasileiro nativo (802.500 m³), seguidos de 17,6% de lenha, de 14,0% de nó de pinho e 9,2% de madeira em tora. A erva-mate destaca-se em volume extraído (3.900 toneladas) seguido do carvão vegetal (1.573 toneladas) e do pinhão (109 toneladas), como atividades mais importantes nesta categoria.

Uso e Ocupação dos Solos: A análise do uso e ocupação do solo no âmbito da área de Colonial de Irati, representada pelos municípios de Fernandes Pinheiro, Imbituva, Irati e Teixeira Soares, evidenciaram sete classes de uso do solo: várzea (32,7%), mata nativa (30,8%), capoeira (20,0%), agricultura (6,0%), solo exposto (5,2%), reflorestamento jovem (3,4%) e reflorestamento (1,8%). Destas, 83,5% correspondem às áreas de várzea, mata nativa e capoeira, totalizando 2.594 Km². Os demais usos, representando 16,5% da área de estudo, correspondem às áreas de agricultura, solo exposto e reflorestamentos de pinus em dois estágios de crescimento, totalizando 512 Km².

Análise ambiental preliminar da FLONA de Irati e entorno: Predominam os solos Latossolo Vermelho-Escuro Alíco, Cambissolo Alíco e Podzólico Vermelho-Amarelo Alíco, além de solos hidromórficos nas porções alagadas e próximas a corpos d'água. Com uma área total de 3.495 ha, dos quais 37,5% ocupados com reflorestamento, 36,4% por Floresta de Araucária, 9,2% com áreas alagadas, 6,7% com Floresta Subtropical, 5,3% com capoeira, 4,8% com áreas não florestadas e 0,1% com áreas para pesquisa (Galvão et al., 1989). A geração de um modelo digital de elevação, efetuado a partir da digitalização da planialtimetria obtida das cartas 1:50.000 do Ministério do Exército, indicou que a variação altimétrica é de 140 metros, com cota máxima de 920 metros a.n.m. e a mínima de 780 metros. Apresenta uma rede de drenagem bem definida com uma densa malha de rios e córregos em toda sua extensão, com densidade hídrica calculada de 17,4 metros de córrego por hectare (m/ha). As áreas referentes à mata ciliar da rede de drenagem evidenciam oito classes de cobertura do solo: Floresta de Araucária, Araucária plantada, Formações pioneiras e Floresta estacional, plantios de Pinus spp, Várzea, Agricultura e pastagem, Solo exposto e Água, com predomínio da primeira dentro dos limites da FLONA.

4. Conclusões

Devido ao processo de colonização e as características ambientais da região de estudo, ainda existem áreas significativas de florestas naturais e de várzeas. Entretanto, estas áreas vulneráveis encontram-se sob forte ameaça, devido à extração de produtos da floresta e ao avanço da agricultura utilizando sistemas de produção onde predominam o uso intensivo da terra e de insumos industriais, como biotóxicos e fertilizantes, colocando em risco a integridade dos ecossistemas naturais e a qualidade dos recursos hídricos na região.

A integração das informações e de diferentes metodologias de análise ambiental está fornecendo informações importantes para a compreensão da dinâmica entre ambiente e desenvolvimento, na perspectiva de propostas alternativas que conciliem o desenvolvimento econômico e a proteção da biodiversidade e dos recursos hídricos, num processo de gestão participativa.

5. Referências Bibliográficas

Forman, R.T.T.; Godron, M. *Landscape ecology*. New York: John Wiley & Sons, 1986.

Fupez. *Inventário do Pinheiro no Sul do Brasil*. Curitiba: FUPF, 1978. 327p.

Galvão, F.; Kuniyoshi, Y.S., Roderjan, C.V. *Levantamento fitossociológico das principais associações arbóreas da Floresta*

Nacional de Irati-PR. *Floresta*, v.19, n.1-2, p.30-49, 1989.

Grogan, S. *Holistic resource management: a model for building sustainable landscapes*. In: Manzanilla, H.; SHAW, D. *Making sustainability operational*. Fourth Mexico/U.S. Symposium. Fort Collins: USDA Forest Service, 1993. (General Technical Report, 240).

IBGE. Censo 2000. IBGE, Rio de Janeiro, 2000. (www.ibge.gov.br).

IBGE. Censo 2002. IBGE, Rio de Janeiro, 2002. (www.ibge.gov.br).

Irati. *Plano municipal de desenvolvimento rural Irati* – Paraná. Irati: Prefeitura Municipal de Irati, 2002.

Klein, R.M. *Observações e considerações sobre a vegetação do planalto nordeste catarinense*. *Sellowia*, v.15, p.39-54, 1963.

PROBIO. *Subprojeto conservação do bioma Floresta com Araucária: relatório final*. Curitiba: PROBIO, 2001. 2v (CD)

SPVS (1996) *Sociedade de Pesquisa em Vida Selvagem e Educação Ambiental. Manual para recuperação da reserva florestal legal*. FNMA, Curitiba. 84p.

Yu, C.M. *Sistema Faxinal: uma forma de organização camponesa em desagregação no centro-sul do Paraná*. Londrina: IAPAR. 1988. 124p

Mudanças no uso e cobertura do solo na microbacia hidrográfica do Ribeirão dos Marins, Piracicaba-SP

Catia Andersen Casagrande*; Maria Victória Ramos Ballester; Reynaldo Luiz Victoria; André Marcondes Andrade Toledo; Daniel de Castro Victoria; Leticia Ayres Montebelo. *Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP – Piracicaba, SP. *e-mail: ccasagra@esalq.usp.br*

1. Introdução

Atualmente, tendo em vista a sustentabilidade, torna-se de grande importância adotar as melhores alternativas para a utilização do território. Diante desta necessidade, é imprescindível conhecer o uso e cobertura do solo, bem como a dinâmica histórica regional. Neste contexto, ecologia da paisagem pode ser considerada como uma ciência básica para o desenvolvimento, manejo, conservação e planejamento ambiental (Risser, 1987). Assim, a paisagem pode ser avaliada sob diversos pontos de vista, permitindo que seus processos ecológicos possam ser estudados em diferentes escalas temporais e espaciais. A ecologia da paisagem envolve o estudo dos padrões, das interações existentes entre os componentes pertencentes ao mosaico da paisagem, e como estes padrões e interações mudam com o passar do tempo. Envolve também, a aplicação destes princípios na formulação e resolução de problemas do mundo real (Forman, 1997).

Os elementos da paisagem influenciam de forma expressiva os processos ecológicos. A habilidade em quantificar a estrutura da paisagem é um pré-requisito para o estudo das mudanças e do funcionamento do ecossistema (McGarigal, 1997). Assim, vários índices da paisagem (ou métricas) foram desenvolvidos. Estes são um indicativo da fragmentação de uma paisagem, permitindo a caracterização e a diferenciação de aspectos espaciais da estrutura da mesma ao longo do tempo (Forman, 1997; McGarigal & Marks, 1995).

Este trabalho tem como objetivo avaliar as mudanças no uso e cobertura do solo da microbacia do Ribeirão dos Marins (Piracicaba, SP) nas últimas décadas e diagnosticar os efeitos destas na fragmentação da paisagem. Em conjunto com outros dados e levantamentos, este trabalho também pretende fornecer subsídios para a realização de planos diretores, contribuindo para o Planejamento Ambiental e indiretamente para a sustentabilidade.

2. Métodos

A microbacia de drenagem do Ribeirão dos Marins, afluente do rio Piracicaba por sua margem esquerda, está localizada inteiramente no Município de Piracicaba, entre as coordenadas 7.471.392

e 7.486.808 N e 218.044 e 225.494 E, com uma área de 5871 ha ou 58,71 km².

O clima da região é do tipo subtropical úmido com estiagem no inverno, Cwa, segundo a classificação de Koeppen, com temperaturas médias anuais entre 18 e 22°C. A precipitação anual média é de aproximadamente 1300 mm. O terreno da área de estudo é relativamente plano e pouco acidentado, com uma altitude média de 540 metros. As unidades de solos predominantes encontradas na microbacia pertencem a solos podzólicos e litólicos.

A base cartográfica do banco de dados digital georreferenciado formado foi constituída pelas cartas base do Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo na escala 1:10.000. Para derivar os mapas de uso e cobertura do solo, foram utilizadas fotografias aéreas correspondentes aos anos de 1962 e 1995, na escala 1:25.000, e de 2000, na escala 1:30.000. Os planos de informação foram processados e analisados utilizando-se os Sistemas de Informações Geográficas: Arc-Info 7.3.1, ArcGIS 8.1 e ArcView 8. Estes planos foram georreferenciados e projetados no sistema Universal Transverso de Mercator (UTM), zona 23, datum horizontal Córrego Alegre, esferóide Internacional.

A interpretação destas fotografias foi realizada com a utilização de um estereoscópio de espelho. Os diversos componentes que recobrem o solo foram identificados de acordo com as seguintes classes: pasto, cana-de-açúcar, cultura anual, cultura perene, fragmento florestal, silvicultura, urbanização, represas ou reservatórios e hortifruticultura (Koffler et al., 1979; Borges et al., 1993; Anderson et al., 1976).

Na elaboração dos mapas de uso e cobertura de solo um padrão de fotointerpretação foi seguido, o que justifica a possibilidade de comparação entre os mapas dos diferentes anos. Pequenas áreas de solo exposto, sem aspectos associados que indicassem o destino a ser dado a estas áreas, foram classificadas como áreas de pastagem. Áreas com coberturas vegetais em estágio inicial de regeneração, considerando-se aspectos associados e indícios de realmente terem sido abandonadas, foram consideradas como fragmentos florestais por já contribuírem com a manutenção da qualidade da água, ajudando a impedir a erosão e assoreamento dos corpos d'água.

Uma análise espaço-temporal da paisagem foi realizada através da sobreposição dos mapas de uso e cobertura do solo de 1962, 1995 e 2000 no programa ArcGIS 8.1. Para análise da paisagem também foram determinados alguns índices de métrica através programa FRAGSTATS*ARC 3.0.2, desenvolvido para análise da estatística espacial, com o objetivo de descrever a fragmentação da paisagem e sua evolução temporal. Esses índices foram calculados para as classes de uso e cobertura do solo e para a paisagem como um todo, utilizando-se os mapas de uso e cobertura do solo.

3. Resultados e Discussão

Na microbacia do Ribeirão dos Marins, as pastagens e a cana-de-açúcar são as classes de uso e cobertura do solo dominantes. Com os valores obtidos em uma matriz referente a substituição da área destinada a cada classe de uso e cobertura do solo, verificamos a ocorrência de pequenas permutações de áreas, o que reflete uma constante alteração da paisagem como um todo.

Ao analisar os índices de métrica da paisagem, notamos um processo intenso de fragmentação da mesma pelo aumento no número de fragmentos (NF) e redução do tamanho médio dos fragmentos (TMF). O Índice do Maior Fragmento (IMF), que representa a área ocupada pelo maior fragmento em relação à área total, diminuiu de 54,76 % em 1962, para 30,78 % em 1995 e 30,05 % em 2000. Este maior fragmento está associado à pastagem, o que indica que está havendo uma tendência de substituição de pastagem por outros tipos de usos. Tal tendência pode ser também constatada pelo aumento de aproximadamente 53 % no número de fragmentos da microbacia nestes 38 anos, passando de 524 para 805 fragmentos na paisagem. Por outro lado, diminuiu

0,04 km² o TMF. O desvio padrão (DP), determinado pela medida da variação absoluta do tamanho dos fragmentos e que oscila com as variações do TMF, diminuiu de 1,41 para 0,64 km².

O índice de similaridade de Shannon (ISSH) é utilizado na análise da diversidade da paisagem. Quando o ISSH se aproxima de 0, a distribuição da área entre os diferentes tipos de fragmentos torna-se crescentemente desigual e quando atinge 1, a distribuição da área é perfeitamente igual. Portanto, o aumento do ISSH de 0,56 em 1962, para 0,62 em 1995 e 0,67 em 2000 indica uma tendência de distribuição mais proporcional entre as classes de uso e cobertura do solo.

Ao analisar os índices de métrica das classes de uso e cobertura do solo, notamos uma redução de 33,54 km² em 1962 para 25,50 km² em 2000 na área de pasto. O aumento da densidade de fragmentos (dF) confirma uma maior fragmentação desta classe no período de estudo.

A cana-de-açúcar, que ocupava 13,82 km² em 1962, sofreu um aumento significativo, ocupando 20,54 km² em 1995. Posteriormente, passou por uma pequena redução, passando a 17,87 km² em 2000. Quanto ao número de fragmentos (NF), foi reduzido de 123 para 73 e, posteriormente, para 71 fragmentos em 2000. Observando o NF e o tamanho médio dos fragmentos (TMF), podemos constatar que ocorreu uma formação de fragmentos maiores no período de 1962 a 1995, com redução dos fragmentos entre 1995 e 2000.

A classe formada pelos fragmentos florestais que ocupava 3,28 km² em 1962, passou a ocupar 5,77 km² em 1995 e 6,56 km² em 2000. Com a redução de 187 para 173 fragmentos e aumento do tamanho médio dos fragmentos entre 1962 e 1995, podemos constatar a formação de fragmentos maiores, com posterior redução entre 1995 e 2000. Toledo (2001) também constatou uma redução nas áreas de pastagens e aumento nas áreas de florestas em duas microbacias pertencentes à bacia do rio Piracicaba no período de 1962 a 1995.

Um aumento da área destinada a fragmentos florestais pode ser observada devido à revegetação e regeneração. Uma das prováveis causas deste aumento pode estar associada ao Código Florestal vigente (Lei 4771 de 15/09/65, alterada pela Lei 7803 de 18/07/89) e a uma maior fiscalização ambiental no cumprimento deste documento legal, ou seja, das normas que visam à proteção das florestas e demais formas de vegetação. Outros estudos realizados na região de Piracicaba confirmam esta tendência de crescimento florestal (Fiorio et al., 2000; Toledo, 2001).

A área urbana passou por um grande aumento no período de estudo, passando de 0,08 km² em 1962 para 3,76 km² em 2000, acompanhado do aumento do número de fragmentos de 6 para 159 para os mesmos anos. A área ocupada pelas hortas aumentou de 0,05 km² em 1962 para 0,66 km² em 2000. O número de fragmentos destinados a hortifruticultura também aumentou de 2 em 1962 para 19 em 2000.

Apesar de determinadas áreas homogêneas, como pastagem e cana-de-açúcar, favorecerem a propagação de alguns distúrbios como do fogo (McGarigal & Marks, 1995), a fragmentação pode não ser um aspecto positivo ao se considerar a preservação da biodiversidade, a conservação das áreas de preservação permanente e a recuperação de áreas florestais. Áreas florestais fragmentadas sofrem efeitos de borda, fatores externos exercem influência sobre o fragmento alterando as características do ecossistema original presente em uma determinada área.

Considerando-se estes aspectos, o ideal seria o estabelecimento de um equilíbrio, com um planejamento ambiental adequado, não favorecendo a propagação de fogo, o risco de incêndios e preservando a biodiversidade.

4. Conclusões

A microbacia do Ribeirão dos Marins vem sofrendo um processo de diversificação da paisagem, com uma tendência de distri-

buição mais proporcional entre as classes de uso e cobertura do solo. As pastagens e a cana-de-açúcar são as classes de uso e cobertura do solo predominantes na região. As pastagens estão sendo substituídas por outras atividades agrícolas. As classes referentes aos fragmentos florestais e a urbanização passaram por aumentos significativos nas últimas décadas.

Considerando a influência da fragmentação da paisagem sobre a preservação da biodiversidade, um planejamento considerando a adequabilidade do uso e cobertura do solo deveria ser realizado, através de um zoneamento ecológico-econômico.

Um manejo adequado para as áreas de pastagem e áreas com potenciais riscos de erosão deveria ser executado, tendo como objetivo principal, a manutenção da qualidade da água dos corpos superficiais da bacia estudada. As áreas de preservação permanente deveriam ser recuperadas e revegetadas, recompondo assim, a pequena área de mata ciliar ainda existente às margens do Ribeirão dos Marins e seus contribuintes.

5. Referências Bibliográficas

- Anderson, J.R.; Hardy, E.E.; Roach, J.T.; Witmer, R.E. (1976). *Sistema de classificação do uso da terra e do revestimento do solo para utilização com dados de sensores remotos* IBGE, Rio de Janeiro, 78p.
- Borges, M.H.; Pfeifer, R.M.; Demattê, J.A.M. (1993). *Evolução e mapeamento do uso da terra, através de imagens aerofotogramétricas e orbitais em Santa Bárbara D'Oeste (SP)*. *Scientia Agrícola* 50:365-71, Piracicaba.
- Fiorio, P.R.; Demattê, J.A.; Sparovek, G. (2000). *Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na microbacia hidrográfica do Ceveiro, em Piracicaba, SP*. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 35:671-679, Brasília.
- Forman, R.T.T. (1997). *Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.
- Koffler, N.E.; Cavalli, A.C.; Nogueira, F.P. (1979). *Inventário canavieiro com auxílio de fotografias aéreas*. PLANALSUCAR, Piracicaba, 38 p.
- McGarigal, K.; Marks, B.J. (1995). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, 122 p. (Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351)
- McGarigal, K. (1997). *Landscape structure and spatial pattern analysis for ARC/INFO: an overview of landscape ecology principles*. Fort Collins, Colorado. Disponível em: <<http://www.innovativegis.com/products/fragstatsarc/aboutlc.htm>>. Acesso em: 29 jul. 2002.
- Risser, P.G. (1987). *Landscape ecology: state-of-the-art*. In: TURNER, M.G. *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer-Verlag, New York, p. 3-14.
- Toledo, A.M.A. (2001). *Evolução espaço-temporal da estrutura da paisagem e sua influência na composição química das águas superficiais dos ribeirões Piracicamirim e Cabras (SP)*. Piracicaba, 94 p. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo.

(Agradecimentos: À FAPESP pelo auxílio financeiro (Processo 02/10775-5) e à Prefeitura de Piracicaba pelo financiamento do projeto)

Avaliação da paisagem para o planejamento ambiental, Parque Nacional da Serra da Bocaina – SP/RJ

Claudia Nagako Shida – LAPLA-FEC-UNICAMP - cnshida@yahoo.com

Rozely Ferreira dos Santos – LAPLA-FEC-UNICAMP
Maria Aparecida Rodrigues - LAPLA-FEC-UNICAMP

1. Introdução

A Ecologia da Paisagem é uma teoria que pode auxiliar as

tomadas de decisão em planejamento ambiental, pois permite procedimentos de sistematização, análise da complexidade e multiplicidade dos fatores que atuam em um meio (Botequilha Leitão & Aher 2002) e integração do conhecimento de origem multidisciplinar (Naveh & Liebermann 1994, Forman & Godron 1986, Naveh 2001).

Essa teoria é desenvolvida sob diferentes enfoques de análise (arquitetônico, geográfico, ecológico) porque foi desenvolvida a partir de pesquisadores de diferentes formações, que geraram conceitos e procedimentos distintos. Cada abordagem destaca um aspecto peculiar da paisagem. Assim, por exemplo, a abordagem ecológica privilegia a análise da estrutura espacial da paisagem no eixo horizontal, sua métrica e modificações ao longo do tempo, enquanto que a geográfica centraliza a avaliação nas mudanças causadas pelo homem e as variações resultantes no eixo horizontal e vertical da paisagem. Conforme citado por Hobbs (1997) e Metzger (2002), a variabilidade de enfoques coloca em dúvida até que ponto a integração do conhecimento é real. Como cita Metzger (op cit.) é premente que se unifique os conceitos desta teoria. Naiman (1996), por sua vez, salientou que os ecólogos da paisagem necessitam estar mais envolvidos nos processos de tomada de decisão, uma vez que eles podem e devem integrar as informações científicas em escalas que são relevantes aos problemas tratados.

Este trabalho objetiva dar um passo nessa direção, identificando a qualidade ambiental de um Parque Nacional (Serra da Bocaina) sob a perspectiva de planejamento e utilizando como instrumento a associação de duas abordagens da ecologia da paisagem: geográfica e ecológica.

2. Métodos

Foi considerada como paisagem a área do Parque Nacional da Serra da Bocaina, que engloba 15 bacias hidrográficas. Sob a abordagem geográfica, e baseando-se em Forman & Godron (1986), foram selecionados os temas tipos de terreno (associação de geologia, geomorfologia, pedologia, fragilidades e potencialidades naturais) e vegetação natural (preservada ou alterada por ação humana). Estes temas foram considerados os elementos de referência para a escala regional da paisagem. Os mapas foram obtidos a partir da interpretação de imagens do satélite TM/LANDSAT, órbita/ponto 218/76, bandas 3, 4 e 5, em formato digital, datadas de 26/06/97. Foi feita a interpretação visual, diretamente em monitor, com uso de recurso zoom, no software ERMAPPER. A interpretação foi facilitada pela comparação entre imagem de satélite e fotos aéreas de 1962, 1987, 1991, em escalas 1:60.000, 1:35.000, 1:25.000. A seqüência utilizada para a sobreposição dos mapas foi baseada no grau de estabilidade temporal atribuído a cada plano de informação. O critério para definir as unidades de paisagem foi o padrão de estrutura do principal elemento referência (vegetação) sobre os tipos de terreno.

Sob a abordagem ecológica, o mapa de vegetação natural foi submetido ao software Fragstat 2.0, que fornece as métricas da paisagem (índice de Shannon de diversidade da paisagem, índice de Simpson de diversidade da paisagem, índice de diversidade espacial da paisagem, índice do maior fragmento da classe, número total de fragmentos, tamanho médio dos fragmentos, índice de fragmentação, índice da distância média, índice da proximidade média). Por tratar-se de um Parque Nacional foram definidos limites de 90m de borda e 1.000m de proximidade.

3. Resultados e discussão

Sob a abordagem geográfica, a integração das informações dos elementos de referência indicou a ocorrência de 27 unidades de paisagem, classificadas de acordo com a susceptibilidade ambiental, variabilidade ambiental natural, grau de conservação da vegetação, representatividade e riqueza de espécies. Esses critérios apresentaram variação de alto a baixo grau. Desta forma, pode-se definir gradientes de áreas de maior qualidade ambiental (onde concentram-se critérios de alto grau) para de pior qualidade ambiental

(onde concentraram-se critérios de baixo grau).

Sob a abordagem ecológica, pode-se inferir que a diversidade espacial do Parque (índice de Shannon=1,76, índice de Simpson=0,8 e índice de diversidade espacial=61,97) é média para alta, em virtude das unidades de baixo grau de qualidade ambiental concentradas a noroeste e sul do Parque. O índice de maior fragmento da classe (28,53) é da classe Floresta Ombrófila Densa Montana Degradada, seguido da classe Floresta Ombrófila Densa Montana Preservada (13,5), restritos as unidades de máxima e média qualidade ambiental. Existem 1088 fragmentos (ou unidades de paisagem de acordo com a abordagem ecológica), espalhados por todo o Parque, o que denota a ocorrência de uma única unidade de paisagem (sob a abordagem geográfica) com graus máximos de qualidade. A maior quantidade de fragmentos (395) está concentrada na unidade de maior concentração de campo antrópico.

O tamanho médio dos fragmentos é 95,5ha, mas os maiores tamanhos médios (7.695ha) concentram-se na unidade de máxima qualidade ambiental coberta por Floresta Ombrófila Densa Preservada, em diferentes tipos de relevo, de colinas a escarpas e baixa a alta fragilidade dos terrenos. O índice de fragmentação da paisagem em relação a borda é de 24,6m/ha, mas a maior relação está na Floresta Ombrófila Densa Montana Degradada (13,9), onde ocorrem inúmeras trilhas e clareiras sobre relevos íngremes. São áreas destinadas a recuperação, pois tem altas representatividade, riqueza de espécies e susceptibilidade ambiental, mas médias variabilidade ambiental e grau de conservação.

Quanto ao isolamento, o índice de distância média da paisagem é de 237,2m e o de proximidade média é de 6.417,9. A classe de maior distância é a Floresta Ombrófila Densa Montana Preservada (8.474,6m), que apesar de sua alta qualidade ambiental, não tem representantes da mesma classe próximos a ela. Já em relação a proximidade, o maior valor é atribuído à classe Floresta Ombrófila Densa Montana Degradada, que tem 10.601,5, com média e baixa qualidade ambiental.

4. Conclusão

Os resultados permitiram apontar as áreas de maior ou menor diversidade, fragmentação e isolamento. Os dados métricos auxiliaram a interpretar as unidades de paisagem desenhadas sob a abordagem geográfica, que definiu a diversidade e qualidade ambiental do meio natural, e não só da cobertura vegetal. Essas relações estabelecidas auxiliam a tomada de decisão sobre a definição das zonas, que por sua vez são as unidades de gestão e de desenvolvimento de programas integrados de preservação, manejo, lazer e educação.

5. Referências bibliográficas

- BOTEQUILHA LEITÃO A, AHERN J. 2002. Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 59: 65-93.
- FORMAN RTT, GODRON M. 1986. *Landscape ecology*. Wiley and Sons, New York.
- HOBBS, RJ. 1997. Future landscapes and the future of landscape ecology. *Landscape and Urban Planning*, 37: 1-9.
- METZGER JP. 2002. O que é ecologia de paisagens. *Biota Neotropica*, 1 (1-9).
- NAIMAN R. 1996. Water, society and landscape ecology. *Landscape Ecology*, 11 (4): 193-196.
- NAVEH Z, LIEBERMAN AS. 1994. *Landscape ecology: theory and applications*, 2nd edition. Springer, New York.
- NAVEH Z. 2001. Ten major premises for a holistic conception of multifunctional landscape. *Landscape and Urban Planning*, 57: 269-284.

Estrutura de populações de *Psychotria suterella*, espécie comum de sub-bosque, em paisagem fragmentada no Planalto de Ibiúna, SP

Daniela Fessel Bertani^a & Flavio Antonio Maës dos Santos^b

^aPós-Graduação em Biologia Vegetal, IB, Universidade Estadual de Campinas (dbertani@unicamp.br) ^bDepto. Botânica, IB, Universidade Estadual de Campinas

1. Introdução

Com o drástico aumento de modificações das paisagens florestais como consequência de desmatamentos, a fragmentação de ambientes naturais se tornou um fenômeno comum, principalmente em regiões tropicais. Esses fragmentos diferem em tamanho, forma, idade, histórico de perturbação e composição, entre outros aspectos. Como consequência, populações de muitas espécies tornaram-se pequenas e isoladas, fatores que podem levar à sua extinção local (Lande 1988, Menges 1991, Saunders et al. 1991, Hanski & Gilpin 1998).

Alterações no recrutamento de indivíduos, probabilidade de sobrevivência e taxas de crescimento refletem na estrutura de tamanho de populações, que variam no espaço e no tempo (Bianchini 1998).

Muitos trabalhos em conservação mostram a importância de estudos de espécies raras, distribuídas regionalmente em pequenas populações (Lande 1988, Morgan 1999), mas deve-se ressaltar a grande importância de espécies dominantes, por seu papel na estruturação da comunidade (Hartshorn 1990). Seu estudo compreende uma informação valiosa pois a manutenção destas espécies pode significar a sobrevivência destes ambientes já reduzidos. Além disso, os poucos estudos com plantas de sub-bosque, são em sua maioria com palmeiras (Barot et al. 2000) e com enfoque em manejo (Pinard 1993, Olmsted & Alvarez-Buylla 1995, Bernal 1998).

Este trabalho pretende relacionar questões envolvendo a estrutura de uma espécie dominante de sub-bosque com aspectos de conservação de uma paisagem florestal fragmentada.

2. Métodos

Área de estudo

Este estudo foi realizado em uma paisagem formada por fragmentos de floresta tropical secundária do bioma da Floresta Atlântica. A área de estudo localiza-se no planalto de Ibiúna, no distrito de Caucaia, estado de São Paulo (23°35'S a 23°50'S; e 46°45'W a 47°15'W). O clima é do tipo Cwa (Köppen 1948), temperado e chuvoso. A região se destaca por apresentar uma das maiores florestas contínuas do estado, a reserva do Morro Grande, com mais de 8.000 ha de Floresta Ombrófila Densa Montana. Nas áreas próximas à reserva, a paisagem é formada por fragmentos de Floresta Atlântica secundária de vários tamanhos, conectados ou não, circundados por área urbana, pastagens e áreas agrícolas.

O estudo foi desenvolvido em três fragmentos pequenos isolados, três fragmentos pequenos conectados a fragmentos maiores, e três áreas dentro da reserva do Morro Grande.

Espécie

A espécie escolhida para este estudo foi *Psychotria suterella* Muell. Arg. (Rubiaceae), que apresenta hábito arbustivo-arbóreo, alcançando até 7 m de altura, típica de sub-bosque e frequentemente encontrada em fragmentos da região, em grande densidade. Trata-se de uma espécie heterostílica, auto-incompatível e dependente de polinizadores para formação de frutos e sementes (Lopes 2002). Os principais polinizadores são abelhas do gênero *Bombus* (entre outros gêneros menos eficientes), borboletas e beija-flores (Lopes 2002). A floração de *Psychotria suterella* ocorre de janeiro a março e a frutificação de setembro a maio (Lopes com. pess.). Há evidências de reprodução vegetativa para esta espécie, sendo a produção de clones feita exclusivamente por estolões (Grandisoli 1997).

Coleta de dados

Os dados da estrutura foram obtidos através de parcelas per-

manentes de 0,5 ha estabelecidas em três fragmentos conectados (os fragmentos são identificados pelos nomes dos proprietários): Maria (tamanho:1,70ha), Alcides (4,46ha) e Luíza (3,30ha), três fragmentos isolados: Carmo Messias (5,51ha), Tereza (1,97 ha) e Dito (4,97ha) e em três áreas na floresta contínua do Morro Grande (áreas A, B e C) com cerca de 2 km de distância entre elas. Todos os indivíduos de *P. suterella* em 2001 foram marcados e numerados e foram tomadas medidas de perímetro a altura do solo e altura.

Análise dos dados

Os fragmentos e as áreas do Morro Grande foram agrupados segundo conexão a outros fragmentos e isolamento, tamanho e estado de conservação (definido a partir de caracterização qualitativa da presença de lianas, abertura do dossel, presença de grandes clareiras, densidade do sub-bosque e altura do dossel). As densidades dos indivíduos de cada população foram comparadas por análise de variância (ANOVA, Zar 1996) para cada um desses grupos.

Para análise comparativa da estrutura de tamanho (altura) das populações entre os fragmentos foram calculados os coeficientes de Gini (G) e as curvas de Lorenz (Weiner & Solbrig 1984). Os valores de G para cada população foram comparados por usando-se um teste de Bootstrap (1000 repetições), usando o programa WINGINI (Flavio A. M. Santos, UNICAMP).

3. Resultados e Discussão

Foram marcados e medidos 5.308 indivíduos de *Psychotria suterella* em 4,5 ha amostrados.

Não houve diferença significativa na densidade de indivíduos (ANOVA; $F=0,856$; $gl=2$; $p=0,526$) entre as áreas do Morro Grande (mata contínua) e os fragmentos, conectados ou isolados. Também não houve diferenças entre o número de indivíduos em fragmentos pequenos, médios e grande (ANOVA; $F=1,359$; $gl=2$; $p=0,326$). Entretanto, comparando-se os fragmentos classificados segundo o estado de conservação, houve diferenças entre o número de indivíduos amostrados (ANOVA; $F=34,418$; $gl=2$; $p=0,001$), havendo um decréscimo da densidade de indivíduos das populações conforme a diminuição do grau de conservação de cada área. Assim, nos fragmentos com menor grau de conservação: Maria ($n=193$ indivíduos), Tereza ($n=85$) e Carmo Messias (378), o número de indivíduos foi menor, seguidos pelas áreas com grau intermediário de conservação: Área C ($n=347$), Dito (688) e Luíza (496), e as áreas com maior grau de conservação: Alcides ($n=1078$), Área A (1079) e Área B (964).

As estruturas de tamanho das populações diferiram para a maioria dos fragmentos. Esta diferença pode estar relacionada com a heterogeneidade ambiental e histórico de perturbação de cada área amostrada.

Os fragmentos Maria e Teresa apresentaram estrutura similar à maioria das outras populações, diferindo apenas das populações das Áreas B e C do Morro Grande e do fragmento isolado Carmo Messias. O número baixo de indivíduos parece não estar relacionado à distribuição de tamanho nas populações desses fragmentos com baixo grau de conservação. Porém, a estrutura de tamanho do fragmento Carmo Messias, que também apresentou número baixo de indivíduos e baixo grau de conservação, diferiu da maioria das outras áreas, sendo similar apenas às Áreas B e C do Morro Grande. Essas três populações apresentaram baixo valor do coeficiente de Gini (0,34; 0,36; 0,34; respectivamente), o que indica menor hierarquia na distribuição das alturas dos indivíduos em relação aos outros fragmentos. Assim, a proporção de indivíduos pequenos nessas populações foi menos desigual comparando-se com a proporção de indivíduos maiores.

4. Conclusões

A conexão entre os fragmentos não parece ser um fator determinante na estruturação de populações de *Psychotria suterella*. O histórico de perturbações, tendo como consequência o grau de conservação dos fragmentos, provavelmente é o fator que mais contribui para o tamanho e estrutura populacional dessa espécie.

O baixo número de indivíduos e a menor proporção de indivíduos jovens, comparando com outras populações, pode estar indicando um declínio populacional em um dos fragmentos estudados.

5. Referências Bibliográficas

- Alvarez-Buylla, E.R.; García-Barrios, R.; Lara-Moreno, C.; Martínez-Ramos, M. 1996. Demographic and genetic models in conservation biology: applications and perspectives for tropical rain forest tree species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 387-421.
- Barot, S.; Gognoux, J.; Vuattoux, R.; Legendre, S. 2000. Demography of a savanna palm tree in Ivory Coast (Lamto): population persistence and life history. *Journal of Tropical Ecology*, 16: 637-655.
- Bernal, R. 1998. Demography of the ivory palm *Phytelephas seemannii* in Colombia, and the impact of seed harvesting. *Journal of Applied Ecology*, 35: 64-74.
- Bianchini, E. 1998. Ecologia de População de *Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. & Eichler) Engl. no Parque Estadual Mata do Godoy, Londrina, PR. Tese de Doutorado. Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.
- Grandisoli, E.A.C. 1997. Biologia reprodutiva e estrutura da população de *Psychotria suterella* Muell. Arg. (Rubiaceae) em um fragmento de mata secundária em São Paulo (SP). Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Hanski, I.; Gilpin, M.E. 1998. Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution. Academic Press, San Diego.
- Hartshorn, G.S. 1990. An overview of neotropical forest dynamics. In: Gentry, A.H. (ed.). Four neotropical rainforests, p. 585-599. Yale University Press, New Haven and London.
- Köppen, W. 1948. Climatologia. Ed. Fondo Cultura Economica, Mexico City.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography on biological conservation. *Science*, 241: 1455-1460.
- Lopes, L.E. 2002. Biologia reprodutiva de *Psychotria suterella* (Rubiaceae): efeitos da fragmentação de habitat e de conexão estrutural. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Menges, E.S. 1991. Seed germination percentage increases with population size in a fragmented prairie species. *Conservation Biology*, 5: 158-164.
- Morgan, J.W. 1999. Effects of population size on seed production and germinability in an endangered, fragmented grassland plant. *Conservation Biology* 13: 266-273.
- Olmsted, I.; Alvarez-Buylla, E.R. 1995. Sustainable harvesting of tropical trees: demography and matrix models of two palm species in Mexico. *Ecological Applications*, 5: 484-500.
- Pinard, M. 1993. Impacts of stem harvesting on populations of *Iriartea deltoidea* (Palmae) in extractive reserve in Acre, Brazil. *Biotropica*, 25: 2-14.
- Saunders, D.A.; Hobbs, R.J.; Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- Weiner, J.; Solbrig, O.T. 1984. The meaning and measurement of size hierarchies in plant populations. *Oecologia* 61: 334-336.
- Zar, J. H. 1996. Biostatistical Analysis. 3rd edition. Prentice Hall, New Jersey.
- Agradecimentos: à CAPES, pela bolsa de doutorado e apoio financeiro a D.F.B., e à FAPESP pelo apoio financeiro a F.A.M.S.

Delimitação amostral para análise da chuva de sementes em fragmentos de floresta tropical Atlântica

Daniela Petenon^a, Regina A. S. Alonso^b, Vânia R. Pivello^c & Geraldo A. D. C. Franco^d

^a Depto. Ecologia, Universidade de São Paulo (petenon@ib.usp.br), ^b Museu de História Natural, Universidade Estadual de Campinas, ^c Depto. Ecologia, Universidade de São Paulo, ^d Instituto Florestal do Estado de São Paulo

1. Introdução

A dispersão de sementes é um processo fundamental na dinâmica da vegetação nativa, pois irá direcionar as mudanças na comunidade. Porém, para o entendimento da dinâmica de populações de plantas na comunidade, é também necessário compreender a influência dos padrões de distribuição espacial das plantas na dispersão das sementes, em um sistema de mosaico (Venable 1993).

Em uma paisagem fragmentada, os remanescentes florestais podem criar um sistema de metapopulações para as espécies nativas, onde o arranjo espacial dos elementos na paisagem é fundamental para a expansão ou recuperação das comunidades naturais. O grau de conectividade destes fragmentos, por meio de corredores e o tipo de matriz circundante certamente influenciarão nos fluxos de diásporos e no direcionamento da comunidade. Outros fatores preponderantes na chegada e estabelecimento das espécies de plantas dizem respeito ao tipo e tamanho do diásporo e ao principal agente dispersor da espécie.

A análise de chuva de sementes varia grandemente, de acordo com os objetivos e áreas de estudo em cada trabalho realizado, dificultando a padronização dos métodos. A seleção do melhor delineamento pode ser auxiliada pela implantação de um projeto piloto. O objetivo deste estudo foi ser realizado como um projeto piloto, a fim de criar subsídios metodológicos para uma posterior abordagem mais longa e aprofundada sobre como o grau de conectividade entre fragmentos de mata secundária nativa pode influenciar na dispersão de sementes e nos principais agentes dispersores de suas espécies. Portanto, procurou determinar, selecionar e estabelecer alguns parâmetros, tais como: 1) pontos de coletas (bordas e interior; conexão); 2) tamanho e forma de coletores; 3) número adequado de coletores; 4) frequência de coleta das sementes; 5) avaliar a quantidade e variedade de sementes, a fim de identificar as espécies presentes na região, determinando quais são os grupos taxonômicos mais frequentes; 6) analisar as espécies quanto à síndrome de dispersão; 7) avaliar esforço amostral, tanto das coletas quanto da triagem do material; 8) formar carpoteca para referência; 9) avaliar a importância do parâmetro "massa de diásporos" no estudo de comunidades.

2. Métodos

Os fragmentos selecionados para este estudo localizam-se nos municípios de Cotia e Ibiúna (distrito de Caucaia do Alto), estado de São Paulo (23°35'S, 23°50'S; e 46°45'W, 47°15'W). Esta região situa-se no Planalto Cristalino de Ibiúna, acima da Serra de Paranapiacaba. As altitudes predominantes variam de 800 a 1000 metros e o clima é classificado segundo Köppen (1948) como Cwa (temperado chuvoso). As florestas que cobriram originalmente a região eram do tipo "ombrófila densa montana" (Veloso *et al* 1991). A cobertura atual dos fragmentos remanescentes é secundária. A matriz circundante é predominantemente agrícola, mais especificamente de horticultura praticada por pequenos proprietários de terra.

O critério para selecionar os fragmentos foi a qualidade da estrutura da vegetação (dada pela estratificação, porte das árvores e formas de vida presentes), além de sua condição de fragmentação. Portanto, foram determinados um fragmento grande (área coberta por mata nativa, com tamanho igual ou superior a 60 ha) e um par de fragmentos pequenos (1 a 5 ha), sendo um deles conectado ao grande (através de uma conexão florestal) e o outro, isolado. O

fragmento grande foi considerado como fonte de diásporos. O estudo de fragmentos pequenos torna mais evidentes os efeitos da fragmentação no processo de dispersão de sementes. Todos os fragmentos estudados estão incluídos no projeto "Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo" (Processo Fapesp nº 99/05123-4), vinculado ao Projeto Biota – FAPESP.

Para a coleta do material, foram realizadas 10 viagens quinzenais ao campo, nos meses de fevereiro a julho de 2001. Foram utilizados coletores de sementes, de formato circular (área = 1m²), suspensos a 80-90 cm do solo. Pela dificuldade em estudar as sementes muito pequenas, adotou-se o critério de incluir apenas aquelas maiores do que 1 mm. Portanto, a malha dos coletores foi feita com náilon de trama adequada. Eles foram distribuídos em trios, ao longo da borda e do interior dos fragmentos. Ao todo, foram instalados 81 coletores. Nos fragmentos pequenos, os coletores foram distribuídos em três locais diferentes: interior (9 coletores, em cada fragmento), borda oposta à fonte (9 coletores) e borda voltada à fonte (9 coletores). Já no fragmento grande, eles foram dispostos no interior (9 coletores) e na borda voltada ao fragmento conectado (9 coletores). Na conexão, os coletores (9) foram instalados em fileiras, de acordo com seu formato linear. A borda é aqui determinada por uma estrada de terra/trilha, ou uma mudança abrupta no uso das terras. O material vegetal de cada coletor foi coletado em campo e seco em estufa (60° C) para posterior separação e pesagem dos diásporos. Os diásporos foram identificados, quando possível, até o nível de espécie. Os diásporos foram classificados quanto à síndrome de dispersão, anemocóricos ou zoocóricos.

3. Resultados e discussão

Neste trabalho piloto, testou-se o uso de três fragmentos com diferentes condições de conectividade: um grande e fonte de diásporos, um pequeno e conectado à fonte (através de uma conexão florestal) e um pequeno isolado da fonte. Quanto à representatividade da conexão, concluiu-se que embora sua presença seja fundamental na manutenção do fluxo de espécies, seu estudo deve ser diferenciado, pois seu tamanho reduzido não é comparável aos dos fragmentos. Desta forma, o número reduzido de diásporos coletados na conexão parece estar diretamente relacionado à sua área extremamente reduzida. Portanto, em estudos futuros, a instalação de coletores na conexão pode ser facultativa.

Neste estudo, partiu-se do pressuposto de que as áreas estavam sob efeito da matriz agrícola, o que levou à instalação de coletores tanto no interior quanto na borda dos fragmentos. Além disso, supôs-se que a chegada de diásporos nas bordas dos fragmentos pequenos sofreria influência de sua posição em relação ao fragmento fonte. Portanto, as bordas receberam duas denominações distintas: borda voltada à fonte e borda oposta à fonte. Entretanto, a análise inferencial do número de diásporos e riqueza de espécies mostrou que essa variável (posição da borda) não influencia de maneira significativa os dados obtidos. Concluiu-se que a classificação das bordas quanto à sua localização em relação à fonte pareceu ser de extremo detalhamento. Portanto, no estudo posterior, apenas o interior será considerado. Isso porque se julgou mais importante avaliar se as áreas de interior de pequenos fragmentos estão se comportando como borda, quando comparadas com o interior do grande. Além disso, a fonte não contou com esses dois tipos de borda, o que dificultou análises estatísticas e sua interpretação.

Em relação ao tamanho dos coletores, a área de 1m² foi selecionada a fim de amostrar a maior heterogeneidade possível dos diásporos (inclusive os de maiores dimensões). Um dos objetivos principais do estudo era garantir a representatividade e, para tanto, os coletores foram dispostos em trios, aumentando a área amostral em cada ponto de coleta. Cada coletor foi disposto a 0,8 m do solo, para evitar a remoção de diásporos por animais. Houve a preocupação em evitar a deterioração dos diásporos, que pode ser aumen-

tada quando o coletor é instalado diretamente no solo, ou quando as coletas têm intervalos muito longos, ou ainda quando o material do coletor facilita o acúmulo de água. Portanto, o material utilizado (náilon) pode facilitar o escoamento de água. Entretanto, os diásporos menores de 1 milímetro de diâmetro não puderam ser considerados nas análises, pois esta malha poderia não os estar retendo. No caso de estudos nos quais o objeto de estudo sejam espécies que apresentam diásporos com diâmetros menores de 1 milímetro, é aconselhável utilizar outro tipo de coletor. Algumas alternativas são as armadilhas adesivas (Huenneke 1987) ou coletores de materiais que seguramente as retenham, tais como tecido (Souza 2002) ou náilon com trama menor.

Quanto ao número adequado de coletores, um dos pré-requisitos para o planejamento do desenho amostral em estudos de chuva de sementes deve ser a representatividade da área. Para tanto, o ideal seria dispor do número mínimo de coletores que determinem uma amostragem confiável. Entre as pesquisas já realizadas sobre o tema, há inúmeras diferenças entre as áreas de estudo (tamanho, forma, composição vegetal), os objetivos principais, entre outras. Isso acaba por determinar os diferentes métodos, o que dificulta a padronização para fins de comparações. A maioria dos autores preocupou-se em calcular a área de amostragem coberta pelos coletores e comparar com a área total a ser representada. Entretanto, a porcentagem de área coletada na área representada varia grandemente. No presente estudo, os fragmentos pequenos tiveram 0,05% e 0,06% no isolado e no conectado, respectivamente. A fonte contou com 0,001%. Gorchov 1993 cobriu uma área total de coletores equivalente a (aproximadamente) 5,3% da área total de uma faixa (150X30m) de floresta cortada. Medellín 1999 utilizou a mesma área total de coletores (12,6 m²) em quatro áreas de diferentes tamanhos, cuja diferença era o dobro (3ha – 0,042% e 7 ha – 0,018%) ou superior (área de floresta contínua). Portanto, apesar de parecer um parâmetro útil, a porcentagem de área amostrada pelos coletores não se aplica em estudos comparativos que envolvem áreas de tamanhos muito diferentes. Isso porque as comparações podem ser mais confiáveis quando o número de coletores é igual em todas as áreas, para que se tenha certeza que o número diferente de coletores não influencia nos resultados.

O uso de trios para coletas de sementes apresenta a vantagem de expandir a área amostral, além de detectar melhor a heterogeneidade em cada ponto de coleta. Entretanto, esse sistema gera uma grande quantidade de material vegetal para a posterior separação das sementes, resultando em grande tempo de manipulação e muito espaço de armazenamento. Portanto, o uso de trios ou coletores individuais deverá ser analisado tendo-se em vista o objetivo do trabalho, além de se avaliar o benefício e custo envolvidos.

Quanto à frequência de coleta das sementes, elas foram quinzenais, de modo a evitar a deterioração do material vegetal acumulado nos coletores. Entretanto, esse intervalo reduzido resultou em muitas viagens a campo e longo tempo de manipulação do material em laboratório. Conclui-se que viagens mensais não comprometeriam o material, sendo mais práticas para trabalhos futuros.

A análise quantitativa dos diásporos, através da identificação e contagem dos mesmos, forneceu dados importantes, cujos resultados estão sendo utilizados como base para o projeto subsequente. O objetivo principal foi identificar as espécies presentes nos fragmentos, determinando quais são os grupos taxonômicos mais frequentes. A riqueza acumulada revelou que poucas novas espécies foram acrescentadas nas últimas coletas, mostrando uma tendência à estabilidade da riqueza. Porém, mais coletas seriam necessárias para que a estabilidade ideal fosse atingida. Se possível, deveriam ser efetuadas coletas ao longo de dois anos ou mais, para detectar melhor o efeito da sazonalidade. Isso porque os padrões de produção de sementes variam grandemente entre as espécies, inclusive ocorrendo variação bi-anual. O final do projeto, a identificação

dos diásporos resultou na formação de uma carpoteca.

Destacar as síndromes de anemocoria e zoocoria pareceu ser de grande importância, uma vez que essa comparação auxilia no entendimento da composição das espécies atuais e suas estratégias de dispersão, além de outras interpretações, tal como a presença de animais dispersores ou o estado de regeneração destes fragmentos. Neste estudo, foi observada uma porcentagem maior de espécies zoocóricas (62,7%) do que de espécies anemocóricas (20,3%), entre as 59 espécies amostradas.

O estudo da massa de diásporos poderá ser melhor interpretado quando houver dados suficientes sobre o tamanho e a massa médios característicos de cada espécie da comunidade, para saber como elas contribuem para a massa total de um coletor. Desta forma, pode ser usado como um parâmetro complementar ao número de diásporos. Os dados totais de massa, quando utilizados como único parâmetro, podem não representar resultados claros sobre a produção de sementes. Neste estudo, os valores elevados de massa e número de diásporos observados no fragmento isolado, em comparação ao conectado e à fonte, parecem estar relacionados à grande quantidade de sementes da espécie *Ilex paraguariensis* (Isolado = 12001; Conectado = 95; Fonte = 235; Conexão = 28). Nenhuma outra espécie contribuiu tão significativamente, em número de diásporos, para justificar a diferença de pesos entre os fragmentos. Segundo Figliolia 1995, espera-se encontrar, em média, 148 sementes a cada 100g de *Ilex paraguariensis*. No fragmento conectado ocorreu um valor elevado de sementes de *Clethra scabra* (8728), que por ser uma espécie tipicamente anemocórica, suas sementes possuem massa extremamente reduzida (100 sementes ~ 0,0000001g). Portanto, mesmo sendo a segunda espécie mais abundante em geral, sua massa não contribuiu de forma significativa na média da massa de diásporos desse fragmento. Além disso, duas das quatro espécies mais abundantes são anemocóricas: *Lamanonia ternata* (413) e *Clethra scabra* (123), cujos diásporos apresentam massas reduzidas.

Todos os dados de massa vegetal, número de diásporos e riqueza de espécies foram englobados em projetos subsequentes.

4. Literatura citada

- Figliolia, M.B.; Piña-Rodriguez, F.C.M. (1995). Manejo de Sementes de Espécies Arbóreas. *IF Série Registros* 15:1-59.
- Gorchov, D.L.; Cornejo, F.; Ascorra, C.; Jaramillo, M. (1993). The role of seed dispersal in the natural regeneration of rain forest after strip-cutting in the Peruvian Amazon. *Vegetatio* 107/108: 339-349.
- Köppen, W. (1948). *Climatología: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica, México.
- Medellín, R.A.; Gaona, O. (1999). Seed dispersal by bats and birds in forest and disturbed habitats of Chiapas, México. *Biotropica* 31:478-485.
- 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*. Dissertação de Mestrado ESALQ USP.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R.; Lima, J.C.A. (1991). *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Venable, D.L.; Brown, J.S. (1993). The population-dynamic functions of seed dispersal. *Vegetatio* 107/108:31-55.

Landscape analysis and birds' eye view of habitat structure in the neighbouring areas of Emas National Park, Brazil

de Lima, Marcelo Gonçalves, Mario Barroso Ramos-neto, Ricardo Bomfim Machado, Renato Moreira Alves and Roberto Brandão Cavalcanti. Pós Graduação em Ecologia, Departamento de Ecologia, IB, Universidade de Brasília, Brasília; Pequi – Cerrado Research and Conservation, (mglima@unb.br) (MGdeL); Conservation International do Brasil (MBRN, RBM); Oréades – Núcleo de Geoprocessamento (RAM); Conservation International (RBC)

1. Introduction

The Cerrado biome's original extent of primary vegetation was 1,783,200 km². Unfortunately, a calculated 20% or 356,830 km² remains (Myers *et al.*, 2000). Critical to this issue was the development of new agricultural techniques, which allowed the plantation of a variety of crops especially grain. The flat, rolling landscape facilitated the employment of machinery and crops are record breakers every year. Even so, new areas of Cerrado are constantly been opened for agriculture and cattle grazing and this is often considered as an alternative to the deforestation of the Amazon rainforest. The Cerrado though, houses an impressive biodiversity second only to the Amazon. As a *Hotspot* it also holds many endemic species (Myers, 2000). Even so only 6% is protected in preserves and many properties do not have the minimum of 20% of natural areas as prescribed by the Brazilian environmental law for the Cerrado biome.

The impact of agriculture and cattle ranching can be easily seen with the naked eye while travelling the central areas of Brazil. Patches of natural habitat are dispersed in the landscape and connectivity has been severed. Though the Brazilian environmental law dates from the 60's and dictates that a percentage of a property should be preserved as well as a strip of vegetation of variable width along watercourses (to protect the water, not the vegetation), there has never been an initiative to pre design farm areas in order to avoid the disruption of the landscape thus maintaining linkages. On the contrary, patches of natural habitat are found randomly dispersed in the farmlands.

Lack of connectivity effects biotic especially animal life in different ways. Resources can diminish quickly in smaller patches and the matrix can be very inhospitable to some species. Isolation of (meta) populations can lead to inbreeding depression, which will jeopardize the species' survival. Some Cerrado habitat generalists such as the Rhea (*Rhea americana*) and the Crab-eating-fox (*Cerdocyon thous*) can move and live in perturbed areas and are easily seen amidst crops, not only feeding but also breeding. Others are more sensitive to habitat degradation or more user-specific to certain habitats like the Helmeted Manakin (*Antilophia galeata*) or the Jaguar (*Panthera onca*), which are forest dependent (Marini, 2001; Silveira, pess.com). The Cerrado though, is by no means a homogeneous landscape. It varies from dense grassland to thick, closed canopy woodland (Ratter *et al.* 1997) often in isolated patches so species can be limited to certain habitats even in natural areas. Though the habitat is isolated permeability can still exist amongst patches. Birds in special will transverse large tracts of open fields with the exception of forest dependent species (Marini, 2001). How this group perceives the natural habitat and the altered ones is essential information for conservation purposes.

Emas National Park has often been considered as an island in a sea of agriculture. A landscape analysis, at a larger scale, has never been done to access how isolated the preserve is and how isolation will effect the animal life that lives in and outside the Park. Our study analyses the state of connectivity and fragmentation of the cerrado surrounding the Park and also associates abundance of Cerrado birds with different landscape structures in the area, more specifically if there is preference to cerrado patches close to gallery forests, that together will act as wildlife corridor. We consider the

better options for conservation of the Cerrado towards a strategy for Conservation International's Cerrado-Pantanal Corridor Project, a multiple NGO-Policy maker initiative to mitigate fragmentation and to enhance connectivity.

2. Methods

Our analysis was done in the surrounding region of Emas National Park (EPN), in the southwest of the State of Goiás, Brazil. The Park has 132,000 ha comprised mostly of pristine open fields (*campo limpo* and *campo sujo*) with patches of thicker cerrado, and deciduous and gallery forests. Agriculture and cattle grazing dominate the outskirts and the main crops are soya bean, cotton, maize, and sunflower. Though the region has been occupied since the 20th century, land use was only intensified in the late 60's and early 70's. To the east of the Park, there is a mixture of both agriculture and cattle grazing and to the west agriculture is the major type of land use. Two rivers cross the Park and smaller streams join them inside. The Jacuba and Formoso are important rivers in the region and flow towards the Paraná basin. Along the rivers patches of gallery forests can be found and in some properties the so-called legal reserves form "condominiums" which widen the natural corridors. Three areas of natural habitat are close to the Park. Thirteen kilometres to the west the Taquari State Park (TSP) in the Mato Grosso state has approximately 30,800 ha of mostly thicker cerrado, deciduous forests and gallery forests in a fairly rough terrain, which stopped intensive agriculture. To the northwest and still to be established as a Wildlife Preserve approximately 22 km from ENP lays the Zeca Novato (ZN) region, which still houses pristine cerrado but it also has some land being used for agriculture and grazing as well as a camp for the Brazilian Landless Movement (MST). Finally 10 km to the east the Panela (PP) region has circa 44,000 ha of legal reserves that should established as a Natural Heritage Private Reserve.

A polygon of 1,491,519.69 ha was cut from a Landsat TM 2002 four image mosaic of the region comprehending Emas National Park and the above mentioned reserves. The image was classified using an unsupervised isodata classification using the red (TM3), near infrared (TM4) and short-wave infrared (TM5). A 7x7 filter was used and areas with less than 4 pixels (900 m²) were reclassified. The classified raster image vectorized and the resulting shape file was corrected using ArcView based on the researchers knowledge of the area. Eight land-use/cover classes were used: Cattle grazing; forest formations (*e.g.* gallery forests and deciduous forests); cerrado *s.s.* open fields; agriculture; urban areas; unclassified, background. The final image was transformed into a grid image and analysed with the program Fragstat 3.3 (McGarigal *et al.*, 1995) To analyse the total landscape in terms of land use and cover, we used the following contagion indexes at the class level: Clumpiness (CLUMPY), Contagion (CONTAGIO) and Aggregation (AI).

To analyse the relation of land pattern and cerrado bird abundance in 12 study sites used in a previous study (de Lima *et al.*, 2003) we clipped from the classified image three circular polygons of different sizes (radiuses of 500m, 2500m and 5000m), which were set upon the sites. From these we used Fragstat to calculate the following indexes: Number of patches (NP), Contagion (CONTAGIO), Percentage of land adjancies (PLADJ), Aggregation Index (AI), Landscape Division Index (DIVISION), Effective Mesh Size (MESH), Shannon Diversity Index (SDEI), Simpson Diversity Index (SIDI) Shannon Evenness Index (SHEI) and Simpson Evenness Index (SIEI), all at the landscape level. With these indexes we created a matrix that was used along with abundance data from the bird study to run a Canonical Correspondence Analysis using PC-ORD 4.10 (McCune & Mefford, 1999). Following Silva (1995), data was divided in three classes: forest dependent; semi dependent and forest independent species.

3. Results

Our analysis showed that *circa* 60.5% of the studied area is

occupied by altered areas and 39.2% is still natural habitat; the Park contributing with 22.7% of this amount and 8.9% of the total landscape, but close to 55% of all the open fields. The western side of Emas National Park, and east side of the Taquari State Park is mostly agriculture (maize, soya, cotton or sunflower) and lacks much of the original natural habitat. A road and a railway also cut this area. The area between ENP and ZN The eastern side of the Park has several cattle ranches and still has cerrado left. In the grazing fields patches of cerrado can be observed and were left mainly for cattle hides. Along the Jacuba river, several "legal reserves" have been established so a wide corridor of both forest and cerrado areas is preserved and is very close to the PP region.

The three contagion indexes indicated that all classes are quite aggregated. This is probably due to the lack of legal reserves and also to topographic aspects of the landscape. Where the land is flat more agriculture can be found whereas more rough terrain is where cattle ranches are found.

The Canonical Correspondence Analysis did not reveal any strong pattern at any of the three scales when we used abundance data of all bird species or of forest semi dependent and independent species. However, with data only from forest independent species a strong trend was noticed. Isolated patches, which were favoured by more generalist birds, also had less diverse habitat or patch heterogeneity (high MESH). On the other hand, cerrado patches linked to gallery forests where mores structurally diverse (high SDEI, SIDI, SHEI, SIEI, DIVISION).

4. Discussion and Conclusions

The landscape is severely dominated by altered landscape as more than 60% of the area is dominated by agriculture and cattle grazing. Not many areas are occupied by urban sites though the other altered areas can make life difficult for a number of organisms that are more dependent of natural habitats with thicker cover such as the gallery forests, the deciduous dry forests ("cerradão"). At the permeability level, the percolation threshold ($p_c=0.59$)

has been crossed and the tendency is that natural habitats will disappear further more, the landscape being entirely dominated by an altered matrix. However, the presence of the Emas National Park is essential to stop the continuing process of landscape disruption. Although it is a small part of the landscape occupying roughly 9% of the total area studied, the dominating open fields inside the preserve represent an impressive 55% of what is left of this habitat. It is considered by local farmers to be the most valuable in the region as it has a flat, rolling topography, easy for the machines to work on. Many species though, do not perceive the agriculture fields or cattle pastures as an inhospitable habitat as the structural aspects of these altered lands can resemble open fields. Our recent work with Cerrado birds agree with this statement as many avian species use the crops for feeding and even breeding grounds. This may be deceiving however as these altered landscape are not the natural habitat and may work as sink holes for these species: cattle trampling and machine activity are deleterious for most species for example. Pouching is also a huge drawback in the region. Our analysis with both bird data and habitat structure also confirm that this group also prefers the heterogeneity of habitat, which can be found in cerrado patches close to gallery forests opposed to the isolated patches, which are less structurally diverse. Thus the reestablishment of connectivity and protection of further areas is an urgent necessity in the region and has to be planned with what is left and using all the "tools" possible.

Two strategies should be considered and each depend on what kind of activity is being held at the property. To the western and northwestern side of Emas National Park, agriculture dominates and there is a lack of watercourses. Also, most of the region lacks the foreseen "Legal Reserves. An alternative for reestablishment of connectivity in this area is the use of stepping stones in a path that will connect them to the neighbouring existing preserves or planned

ones (e.g TSP and ZN). On the eastern side of the Park, cattle grazing and many watercourses are present. Though there is still lack of legal many have already been allocated them next to the "Permanent Protection Area" and still many other corridors can be enhanced. The future "Panela Wildlife Refuge" is benefited by such a corridor, which was formed along the Formoso river, a watercourse that crosses the Park. Little has to be done to connect the refuge to the Park. Several jaguars already use these areas.

Although the scenario is grim it is still possible to be mitigated. More important is that this "experiment" can be used as guidelines for the Cerrado Pantanal Corridor Project, a Conservation International initiative that is working together with local NGOs and policy makers to restore or protect what is left of connectivity between these two biomes.

5. References

- de Lima, M. G., M. B. Ramos-Neto, R. B. Machado, R. A. Moreira and R. B. Cavalcanti. 2003 Cerrado fragmentation: do birds perceive it? Abstracts of the 17th Annual Meeting of the Society for Conservation Biology, Duluth, Minnesota.
- Marini, M, Â. 2001. Effects of forest fragmentation on birds of the cerrado region, Brazil. *Bird Conservation International* 11: 13-25.
- McCune, B. and J. Mefford. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4.0. MjM Software. Gleneden Beach, Oregon
- McGarigal, K., and B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca and J. Kents. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403.
- Ratter, J. A., J. F. Ribeiro and S. Bridgewater. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80: 223-230.

Composição, distribuição e estratégias de dispersão das espécies lenhosas em manchas insulares florestais nos campos do morro Santana, Porto Alegre, RS, Brasil.

Eduardo Dias Forneck^a, Sandra Cristina Müller^a, Maria Luiza Porto^b, Valério De Patta Pillar^b, Jörg Pfadenhauer^c.

^aPrograma de Pós-graduação em Ecologia, UFRGS (forneck@ecologia.ufrgs.br).

^bDepartamento de Ecologia, UFRGS.

^cDepartamento de Ecologia da Vegetação, TUM

1. Introdução

O clima (temperatura e umidade) do Rio Grande do Sul favorece a formação de florestas em detrimento às formações campestres (Rambo, 1954; Lindman 1906). Contudo, observa-se nos morros de Porto Alegre um mosaico paisagístico formado por campos e florestas, onde os campos representam formações relictuais de um clima mais seco e frio (Rambo 1954; Porto 1998). A predominância de campos na encosta norte e de florestas nas encostas sul (Porto, 1998; Brack *et al.*, 1998) pode ser explicada por fatores de profundidade de solo e exposição solar. Porém, mais recentemente, outros fatores são considerados relevantes no que diz respeito a dinâmica da paisagem destes mosaicos, como o fogo (Behling 1997; Pillar & Quadros 1997, entre outros) e as estratégias de dispersão das espécies vegetais (Herrera *et al.*, 1994; Holl, 1999; entre outros). A dinâmica deste mosaico parece apresentar dois padrões distintos: (1) a colonização isolada de indivíduos lenhosos (espécies florestais e campestres) e (2) a colonização agrupada (insular) de indivíduos lenhosos (principalmente espécies florestais) junto aos

afloramentos rochosos.

A partir deste segundo padrão, foram elaboradas as seguintes hipóteses: (1) manchas de vegetação arbóreo-arbustiva variam em riqueza e diversidade devido distância da mata, exposição solar e tamanho; e (2) estas manchas configuram um sítio preferencial de deposição para a fauna dispersora de sementes.

2. Métodos

A área de estudo localiza-se no morro Santana (30°07'S, 51°07'W), na divisa entre os municípios de Porto Alegre e Viamão, RS. Este morro de base granítica é o mais alto de Porto Alegre (311m de altitude) apresentando duas situações geomorfológicas distintas; uma encosta voltada para o norte-noroeste e outra encosta voltada para o sul-sudeste. Na encosta mais voltada para os trópicos há um predomínio de campos com algumas manchas de floresta, enquanto que na outra encosta voltada para o pólo sul, este predomínio é florestal. Bem próximo ao topo, em ambas as encostas, encontram-se mosaicos de vegetação florestal e campestre, bem como seus estádios intermediários. O clima local é do tipo Cfa com médias anuais de 19°C 1307 mm de pluviosidade (Nimer, 1990). Predominam solos do tipo litólicos e podzólicos vermelho-amarelo com afloramentos rochosos.

O levantamento das espécies lenhosas presentes nestas manchas insulares foi realizado através de censos periódicos em duas situações distintas de exposição solar: encosta sul-sudeste, com menor insolação e encosta norte-noroeste com maior insolação. Foram registrados todos os indivíduos lenhosas superiores ou iguais a 1 (um) metro de altura. Destes indivíduos foram registradas, em campo, a espécie, a altura e a presença de ramificação já presente ao nível do solo. Posteriormente, cada uma das espécies foi classificada quanto a sua síndrome de dispersão: zoocórica, anemocórica, autocórica e outros.

Além das informações registradas para cada indivíduo, foram analisados dados especiais de cada uma das manchas insulares nas duas situações de exposição amostradas. Para tal, foi utilizada uma imagem de satélite atual (QuickBird, junho de 2003) com resolução aproximada de 2m, onde foi possível avaliar o tamanho das manchas e a distância destas à mata (área fonte). Estas duas características espaciais foram agrupadas em 3 classes cada uma. Para a distância, foram consideradas próximas as manchas insulares que distaram entre 0 e 10m da borda da mata, intermediárias entre 11 e 100m e distantes acima de 100m. As classes de tamanho foram divididas em: pequeno, para as manchas insulares com raio de até 4m; médio para acima de 4 e até 7m; grande para manchas acima de 7m de raio.

A análise estatística multivariada foi realizada no programa MULTIV (Pillar, 2001), onde cada uma das 18 manchas foi considerada uma unidade amostral. O teste de agrupamento (cluster) foi feito a partir da soma de quadrados (SQ) baseado na matriz de semelhança calculada pela da distância de corda. A ordenação também foi realizada considerando mesma medida de semelhança (distância de corda).

Ainda dentro do mesmo programa, foram calculados os índices de diversidade Shannon-Wiener (H') e testadas as diferenças significativas entre os capões segundo suas classes de distância e tamanho, bem como sua exposição, através do teste de aleatorização.

As síndromes de dispersão dos indivíduos serviram de base para um outro teste de agrupamento através da distância de corda. A partir dos grupos formados, foram realizados testes de aleatorização com a distância, tamanho e exposição.

3. Discussão e Resultados

Foram amostrados 1901 indivíduos lenhosos, campestres e florestais, de 78 espécies e 27 famílias. Entre estas famílias, a Asteraceae foi a que teve a maior riqueza, com 17 espécies, seguidas das famílias Myrtaceae (8), Anacardiaceae (4), Euphorbiaceae (4) e Sapindaceae (4). Esta proporção reflete a estrutura da borda de florestas do Escudo Cristalino Sul-Riograndense, onde as famí-

lias Myrtaceae e Anacardiaceae são bastante ricas. Além disso, a absoluta dominância na riqueza da família Asteraceae está relacionada com os arbustos de campo ("vassouras") muito abundante nestes estádios de sucessões pioneiras.

A partir do teste de agrupamento foram formados 3 grupos: um grupo predominantemente de manchas insulares da encosta norte-noroeste, outro com manchas de ambas as encostas e um terceiro com manchas da encosta sul-sudeste. Desta forma, percebe-se a exposição com principal fator modulador destas manchas quanto à abundância relativa das espécies. A ordenação destes agrupamentos separou as manchas do sul-sudeste das do norte-noroeste no primeiro eixo (os dois primeiros eixos abrangem 43,85 da variação). No teste de aleatorização, as diferenças significativas entre as manchas foram na exposição ($P = , 0,01$), entre as classes de tamanho pequeno e médio ($P = 0,037$) e entre as classes de distância próximo e distante ($P = 0,02$) e intermediário e distante ($P = 0,03$). A exposição da encosta resulta em diferentes níveis de umidade. Segundo Gentry (1983), comunidades vegetais em diferentes regimes pluviométricos têm diferentes síndromes de dispersão. Contudo, ao neutralizar (bloquear) o fator exposição, já que este parece estar influenciando a separação dos grupos, o fator tamanho foi o único com diferenças significativas, onde o pequeno difere do médio ($P = 0,02$) e do grande ($P = 0,023$). Além da exposição, a tamanho das manchas insulares demonstra ser um fator importante na estrutura e composição destes grupos, assim como o ocorrido em Cabral *et al.* (2003). Parece então, que há um tamanho crítico na dinâmica destas manchas do presente estudo, já que as diferenças significativas foram encontradas entre o tamanho pequeno e as demais classes.

A análise das diferenças entre os índices de diversidade (H') entre as manchas não mostrou diferença significativa. No entanto, ao bloquear o fator exposição, foram encontradas diferenças significativas entre as classes de distância próximo e intermediário ($P = 0,03$) e intermediário e distante ($P = 0,012$). Neste caso, os índices de diversidade estão mais relacionados com a distância das manchas à fonte (borda da floresta), do que ao tamanho.

As estratégias de dispersão das espécies lenhosas também parecem desempenhar um papel fundamental na conformação estrutural e florística das manchas. Segundo Holl (1999) o principal fator limitante da regeneração de matas em áreas abandonadas de agricultura e pastejo é a falta de dispersores de sementes. Portanto, animais dispersores são fundamentais no processo de avanço da floresta. O teste de agrupamento formou 2 grupos: um (1) grupo com prevalência de indivíduos de espécies zoocóricas e outro (2) grupo com prevalência de espécie anemocóricas. O teste de aleatorização mostrou que há diferenças significativas nas síndromes de dispersão nas manchas insulares no fator tamanho, onde manchas pequenas diferem de manchas intermediárias ($P = 0,004$) e grandes ($P = 0,008$). O fator distância mostrou uma leve diferença significativa entre manchas próximas e intermediárias ($P = 0,046$). Da mesma forma que o outro teste de aleatorização, tamanho está relacionado com as estratégias de dispersão das espécies. Assim como Cabral *et al.* (2003), a dispersão por animais (principalmente mamíferos e aves) é mais freqüente em manchas de tamanho médio e grande do que em manchas pequenas. O aumento do tamanho das manchas pode produzir sítios mais seguros de deposição de sementes para os dispersores, do que manchas pequenas.

Um outro fator importante, porém não levantado neste trabalho, é o regime de fogo. As espécies dominantes zoocóricas, como *Myrciaria cuspidata*, *Matayba elaeagnoides*, *Symplocos uniflora*, *Eugenia hyemalise* *Eugenia uniflora*, entre outras, tem grande capacidade de rebrote (ver Muller *et al.*, neste volume). Por outro lado, o aumento da densidade de indivíduos lenhosos, consequentemente do seu tamanho, diminui a biomassa inflamável de herbáceas, diminuindo a intensidade do fogo nestas manchas.

4. Conclusões

A composição florística e abundância relativa das espécies das manchas insulares nos campos do morro Santana estão relacionadas, principalmente, com a exposição solar que provoca diferenças na umidade e temperatura das duas encostas amostradas. Outro fator importante é o tamanho das manchas, onde as de tamanho maior tendem a abrigar um maior número de indivíduos de espécies zoocóricas do que manchas menores. A distância da área fonte (borda da floresta) parece influenciar em menor intensidade este processo de conquista das espécies lenhosas, já que foi encontrada uma diferença significativa apenas quando excluído o fator exposição.

As hipóteses iniciais deste estudo foram parcialmente corroboradas, pois os três fatores (tamanho, distância e exposição) afetam, mas não com a mesma intensidade, a riqueza e a diversidade das manchas insulares. A segunda hipótese também foi corroborada pois nestas manchas insulares há um predomínio de indivíduos lenhosos dispersos por animais, tendendo a um aumento neste predomínio quanto maior for a mancha.

5. Referências Bibliográficas

Behling, H. 1998. Late Quaternary vegetational and climatic changes in Brazil. *Rev. Paleobot. Palynol.* 99:143-156.

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.

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.

Gentry, A. H. 1983. Dispersal ecology and diversity in neotropical forest communities. In Kubitzki, *Dispersal and distribution – an international Symposium*. p. 303-314.

Herrera, C. M.; Jordano, P.; López-Soria, L.; Amat, J. A. 1994. Recruitment of mast-fruit, bird-dispersed tree: breeding frugivore activity and seedling establishment. *Ecological Monographs* 64: 315-344.

Holl, K.D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31(2):229-242.

Lindman, C.A.M. (1906). *A vegetação no Rio Grande do Sul*. Livraria Universal, Porto Alegre.

Nimer, E. (1990). Clima. In: IBGE (eds.). *Geografia do Brasil - Região Sul*, v.2, IBGE, pp.151-187.

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.

Pillar, V.D. (2001). *MULTIV software para análise multivariada, testes de aleatorização e autoreamostragem "bootstrap"*. Departamento de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.

Pillar, V.D.; Quadros, F.L.F. (1997). Grassland-forest boundaries in southern Brazil. *Coenoses* 12:119-126.

Rambo, B. (1954). Análise histórica da flora de Porto Alegre. *Sellowia* 6:9-111, 1954.

Caesalpinoideae arbóreas do Jardim Botânico da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. I. Tribos Bauhineae e Eucaesalpinoideae

Ellen de Sousa Costa ¹; Marilena de Menezes Silva Conde ²

¹. Graduanda em Licenciatura em Ciências Agrícolas/UFRRJ (elinharural@yahoo.com.br); ². Prof^ª Adj. /IB – UFRRJ.

Palavras-chave: Leguminosae, Caesalpinoideae, Florística, Campus UFRRJ

1. Introdução

A família Leguminosae é uma das maiores famílias botânicas

com cerca de 600 gêneros e 18.000 espécies, variam desde grandes árvores até pequenas ervas, ocorrendo em todos os ambientes terrestres, estando o centro de sua diversidade localizado nas regiões temperadas. (Pohlhill et al., 1981). Segundo Lewis & Owen (1976), as Leguminosae são excelentes fontes de proteínas para os homens e animais, de óleos, gomas, resinas anti-inflamatórias, inseticidas naturais, madeiras-de-lei e corantes entre outras utilizações. A subfamília Caesalpinoideae apresenta cerca de 152 gêneros e aproximadamente 2800 espécies dispersas entre as regiões tropicais e sub-tropicais. (Barroso, 1984). Dentre as espécies arbóreas de Caesalpinoideae várias são consideradas madeiras-de-lei, entre elas, a Braúna-preta (*Melanoxyllum brauna*) e o Pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.). Já a unha-de-vaca (*Bauhinia forficata* Link.) e a Sibipiruna (*Caesalpinia peltophoroides* Benth.) são excelentes plantas apícolas. Como boa parte das espécies desta subfamília são árvores, elas são muito utilizadas na arborização de ruas, no paisagismo e em reflorestamento de áreas degradadas. O Jardim Botânico da UFRRJ, fundado em 1978, dispõe de uma coleção de plantas vivas representadas por cerca de 7000 exemplares, pertencentes a 220 espécies, distribuídas em 70 famílias botânicas. Esta coleção inclui desde plantas nativas até exóticas cultivadas. O arboreto conta ainda com um bom número de exemplares típicos da Mata Atlântica, representados principalmente pelas famílias Leguminosae, Myrtaceae, Palmae e Euphorbiaceae. Com o intuito de realizar o levantamento florístico do Jardim Botânico da UFRRJ, iniciou-se com a família Leguminosae, uma das mais importantes na Mata Atlântica e que está bem representada nesta coleção. A subfamília escolhida Caesalpinoideae, contribui com 13 gêneros e 23 espécies. Até o momento já foram analisados 4 espécies e 2 variedades pertencentes aos gêneros *Bauhinia*, *Caesalpinia* e *Peltophorum*.

2. Material e Métodos

O Jardim Botânico da UFRRJ encontra-se localizado nas coordenadas 22° 45' 718" S e 43° 41' 439" W, no município de Seropédica no estado do Rio de Janeiro, apresentando uma área de 16,5ha. Segundo Guimarães (1951), o clima é típico das baixadas com altas temperaturas e grande precipitação no verão. As temperaturas máximas no verão, giram em torno de 30° - 40° C, sendo as mínimas no inverno, em torno de 9° - 18° C. A precipitação média anual é de 123,3mm. O solo é pobre, sendo argiloso nas áreas mais elevadas e arenoso nas baixadas. Foi construída uma chave de identificação para as espécies coletadas, baseando-se nos caracteres da casca, da folha e do fruto. Os exemplares depois de coletados, foram prensados e secos de acordo com as técnicas usuais de herborização (Lot & Chiang, 1968). As exsicatas montadas encontram-se depositadas no herbário do Departamento de Botânica da UFRRJ (RBR). Para cada espécie é apresentada uma descrição botânica, a origem, a distribuição geográfica, os dados ecológicos, a importância econômica, a localização dos exemplares no campo, o material examinado e as ilustrações. Quando duas medidas de estruturas são usadas, a primeira refere-se sempre ao comprimento e a segunda à largura.

3. Resultados

As espécies até o momento coletadas foram: *Caesalpinia echinata* Lam., *Caesalpinia férrea* Mart., *Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub., *Bauhinia variegata* var. *variegata* e *Bauhinia variegata* var. *albo*.

Chave de Identificação de espécies arbóreas de Leguminosae (Caesalpinoideae), baseada em caracteres vegetativos e frutíferos

1. Legume alado; folha bipinada, cartáceas, pêlos ferrugíneos; ritidoma acinzentado, grosso, fissurado, casca viva ferrugínea após oxidação..... *Peltophorum dubium*

1'. Legume não alado.....2

2. Legume achatado armado;

de folha bipinada, folíolos alternos, coriáceos; ritidoma acinzentado, grosso, escamoso, casca viva

rósea..... *Caesalpinia echinata*

- 2'. Legume achatado não armado.....3
 3. Legume de casca lisa; folha bipinada, folíolos opostos, cartáceos, ritidoma matizado de creme, castanho e avermelhado, esfoliante, casca viva brancacenta, amarela após oxidação..... *Caesalpinia férrea*
 3'. Legume de casca lisa; folha bilobada, de cartácea a subcoriácea, 7-10 x 5-9 cm; ritidoma acinzentado, grosso, escamoso, casca viva rósea clara..... *Bauhinia variegata* var. *albo*
 3". Legume de casca pubescente; folha bilobada, de membranácea a cartácea, 10-11x 21-23 cm; ritidoma acinzentado, fino, áspero, esfarinhento, casca viva, rosa escura..... *Bauhinia variegata* var. *variegata*

4. Conclusão

Das 23 espécies de Caesalpinoideae registradas no último levantamento florístico em 1991, 1 espécie pertence a tribo Bauhineae e 3 a Eucasalpinoideae. Um dos principais objetivos deste trabalho é mostrar a importância de um Jardim Botânico e das espécies lá existentes para a comunidade (científica e leiga). Das espécies estudadas ressalta-se o pau-ferro (*Caesalpinia férrea* Mart.) e a farinha-seca (*Peltophorum dubium* (Spreng) Taub.) duas espécies nativas que são utilizadas em reflorestamento de áreas degradadas: já o pau-brasil (*Caesalpinia echinata* Lam.) é uma das espécies mais cultivadas no "campus", não só por ser a árvore símbolo do Brasil, mas por estar ameaçada de extinção e por ser muito ornamental. A unha-de-vaca rosa (*Bauhinia variegata* L.), originária da Índia tem várias utilidades, sua madeira dura de boa qualidade, é utilizada em marcenaria; a casca tônica e adstringente é usada tanto em doenças de pele como em curtumes; os brotos são refrigerantes e adstringentes utilizados como anti-diarréicos e vermífugos; além de ser uma excelente árvore ornamental. (Pio Correa, 1976).

5. Referência Bibliográfica

- BARROSO, G. M. 1984. Sistemática das Angiospermas do Brasil. São Paulo, Viçosa, ED. UFV, v.2, p.15- 106.
- LEWIS, G. P. & OWEN, P. E. 1989. Legumes of the Ilha de Itamaracá. Royal Botanical Garden, Kew, 95p.
- LOT, A. & CHIANG, F. 1968. Manual de herbário. UNAM, México, 83p.
- POLHILL, R.M., RAVEN, P.H. & STIRTON, C.H. 1981. Evolution and Systematics of Leguminosae. In: Advances in Legume Systematics. R.M. Polhill & P.H. Raven. Ed. Kew, part. 1. p. 1 – 26.
- GUIMARÃES, J. L. 1951. Aspectos Geo-botânicos ecológicos do Km 47 da Rodovia Rio-São Paulo. Arquivos do Serviço Florestal. Ministério da Agricultura. Rio de Janeiro, 5: 35 – 81.
- PIO CORRÊA, M. 1984. Reimp. Dicionário das espécies úteis do Brasil e das exóticas cultivadas. Rio de Janeiro, IBDF. V. 1: 186.

Mudanças temporais da cobertura vegetal na região sulbaiana: estudo de caso no plantio de cacau em sistema de cabruca

Acad. Fabrícia Sousa de Miranda, Biol. Dra. Elena Charlotte Landau & Acad. Natália A. T. Resende
 Lab. de Mastozoologia – Núcleo de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto,
 Instituto de Ciências Biológicas / Universidade Federal de Minas Gerais
 lufka@icb.ufmg.br; landau@icb.ufmg.br; l.nataly@terra.com.br

1. Introdução

A Mata Atlântica é o bioma brasileiro que tem sofrido maiores taxas de desmatamento, restando menos e 8% dos seus 1.290.692,46 km² originais (Fonseca, 1985; Fundação SOS Mata Atlântica *et al.*, 1998). Organizações ambientalistas internacionais tem considerado a Mata Atlântica como um dos 10 "pon-

tos quentes" para conservação florestal a nível mundial (Alger & Caldas, 1996). No Sul da Bahia, o plantio de cacau (*Theobroma cacao*) na forma de cabruca tem contribuído para resguardar espécies originais da flora e fauna originais. Cabruca é o sistema tradicional de cultivo de cacau onde, após a remoção do sub-bosque original e de diversas árvores nativas, o cacauero é plantado e mantido sob o sombreamento das árvores preservadas da Mata Atlântica, que compõem o dossel, promovendo o sombreamento necessário para o crescimento do cacau (Mori *et al.* 1983; Alves, 1990). Apesar da menor densidade de espécies arbóreas originais, as áreas de cabruca apresentam uma função importante para a conservação da diversidade biológica (Alves, 1990; Mori *et al.*, 1981) podendo funcionar como corredores ecológicos para diversas espécies, atuando como pontes interconectantes entre remanescentes florestais de Mata Atlântica (Landau, 2001).

Após um século de expansão da cultura cacauera na Bahia os poucos remanescentes da Mata Atlântica no Estado situam-se principalmente nas fazendas de cacau (Alger & Caldas, 1996). Nas últimas décadas, a queda do preço internacional do produto, além da disseminação da praga denominada vassoura-de-bruxa, tem incentivado a substituição da atividade por culturas de café ou pastagem extensiva (Alger, *com. pess.*). Isto tem ameaçado os fragmentos florestais restantes, única chance de sobrevivência para muitas espécies da flora e fauna locais (Alger & Caldas, 1996). A fragmentação de habitats representa uma das maiores causas de extinção de espécies nos dias de hoje (Harris, 1984, Saunders *et al.*, 1991; Noss *et al.*, 1997). O papel das áreas de cabruca como corredores entre remanescentes florestais de Mata Atlântica tem sido de fundamental importância para a manutenção de grande parte da diversidade biológica original da Mata atlântica na Região Cacauera do Sul da Bahia. A devastação das áreas de cabruca e substituição por outras atividades econômicas vem contribuir para o aumento da fragmentação florestal, aumentando o risco de extinção em longo prazo de varias espécies. O presente trabalho objetivou detectar mudanças temporais entre a área ocupada por cabruca 40 anos atrás e atualmente em municípios da Região Cacauera do Sul da Bahia. Mudanças significativas potencialmente implicariam na perda de diversidade biológica dos fragmentos florestais de Mata atlântica remanescentes.

2. Material e Métodos

Foram comparadas as mudanças temporais na área relativa ocupada com cabruca em vinte municípios da região Cacauera do Sul da Bahia. Os vinte municípios considerados foram: Almadina, Arataca, Aurelino Leal, Barro Preto, Buerarema, Coaraci, Floresta Azul, Gongoji, Ibicaraí, Ilhéus, Itabuna, Itararé, Itajuípe, Itapé, Jussari, Marau, São José da Vitória, Ubaitaba, Una e Uruçuca.

Foram elaborados mapas temáticos com a área ocupada por cabruca em 1965 e 1996/97. O mapa de 1965 foi digitalizado a partir de imagens escaneadas e georreferenciadas das cartas topográficas, escala 1:100.000 (SUDENE, 1977), utilizando o Sistema de Informações Geográficas ArcView (ESRI, 1996). Tais cartas foram geradas com base na interpretação de fotografias aéreas de 1965 (data dos dados). O mapa da área ocupada por cabruca em 1996/97 foi gerado a partir do mapa temático de cobertura vegetal e uso do solo do Sul da Bahia, elaborado por Landau *et al.* (2003). Este, por sua vez, foi elaborado a partir da interpretação de imagens do satélite Landsat-5 TM de 1996 e 1997 através de técnicas de sensoriamento remoto. As mudanças temporais na área ocupada com cabruca nas ultimas quatro décadas foi detectada com base na sobreposição espacial dos mapas temáticos da área ocupada com cabruca em 1965 e 1996/97 em cada município.

3. Resultados e Discussão

A área relativa ocupada pelo cultivo de cabruca diminuiu consideravelmente nas ultimas 40 décadas, sendo mais evidente nos municípios de Almadina, Arataca, Aurelino Leal, Floresta Azul,

Gongoji, Ibicaraí, Ilhéus, Itabuna, Itapé, Jussari, Ubaitaba, Uruçuca. As áreas costeiras são aquelas onde a substituição por outras culturas foi maior.

É provável que a diminuição da área destinada ao cultivo de cacau em forma de cabruca tenha contribuído para aumentar o nível de fragmentação dos remanescentes florestais, bem como para a diminuição da oferta de alimento de várias espécies. Mamíferos utilizam a cabruca como fonte alimentar, aumentando as suas chances de sobrevivência em pequenos remanescentes florestais. As áreas de cabruca também abrigam uma diversidade de aves e insetos capazes de contribuir para o controle de pragas nos cultivos do entorno, representando um habitat para os insetos polinizadores do cacau e abrigando várias espécies epífitas (Alves, 1990, Moura, 1999). A cobertura vegetal, parcialmente mantida, protege o solo dos processos erosivos e promove um aumento da conectividade entre fragmentos florestais, garantindo a sobrevivência de uma proporção considerável de espécies nativas da flora e fauna (Alves, 1990; Pacheco *et al.*, 1996). A substituição de áreas anteriormente destinadas à manutenção de cabruca por outras culturas, aliado ao aumento do desmatamento ilegal de remanescentes florestais implicaram numa crescente ameaça para a conservação em longo prazo da diversidade biológica original da Mata Atlântica na região.

4. Conclusão

As áreas de cabruca apresentam uma função importante para a conservação da diversidade biológica na Mata Atlântica do Sul da Bahia, atuando como fontes de alimentação e refúgio para várias espécies, bem como propiciando a ocorrência de fluxo gênico entre remanescentes florestais distantes. Nas últimas décadas, a diminuição do incentivo econômico tem estimulado os proprietários de terra a substituir as áreas anteriormente destinadas ao plantio de cacau por atividades agropecuárias relativamente adversas. A significativa diminuição da área de cabruca tem contribuído para o aumento do grau de fragmentação da paisagem, implicando em ameaça para a conservação em longo prazo da diversidade biológica e conseqüente necessidade na definição de estratégias para conservação das espécies originais da Mata Atlântica no Sul da Bahia.

5. Referências Bibliográficas

- Alger, K. & Caldas, M. 1996. Cacau na Bahia. Decadência e ameaça à Mata Atlântica. *Ciência Hoje*. 117:28-35.
- Alves, M. C. 1990. The role of cacao plantations in the conservation of the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil (Dissertação), Univ. of Florida, Gainesville, Florida.
- Fonseca, G. A. B. da. 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation* 33:1-18.
- Fundação SOS Mata Atlântica & Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. (1998). *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica*. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São Paulo, SP.
- Harris, L. D. 1984. *The fragmented forest*. Island Biogeographic Theory and the Preservations of Biotic Diversity. Univ. Chicago Press, Chicago.
- Landau, E. C. 2001. Corredor ecológico como enfoque inovador para a conservação da diversidade biológica: estudo de caso na Mata Atlântica do Sul da Bahia. (Tese de Doutorado): PPG-ECMVS/UFMG, Belo Horizonte, MG. 137p. il. + 25 anexos.
- Landau, E. C.; Hirsch, A. & Musinsky, J. 2003. Cobertura Vegetal e Uso do Solo, escala 1:100.000, data dos dados: 1996-97 (mapa em formato digital). *Ix*. Prado P. I., Landau E. C., Moura R. T., Pinto L. P. S., Fonseca G. A. B., Alger K. (orgs) *Corredores de Biodiversidade na Mata Atlântica do Sul da Bahia*. Publicação em CD-ROM, Ilhéus, IESB/CI/CABS/UFMG/UNICAMP.
- Mori, S. A. ; Boom, B. M.; Prance, G. T. 1981. Distribution patterns and conservation of eastern Brazilian coastal forest tree species. *Brittonia*, 33 (2): 233-245.

Mori, S. A. *et al.* 1983. Ecological of Myrtaceae in an eastern Brazilian wet forest. *Biotropica*, 15(1): 58-60.

Moura, R. T. de. 1999. Análise comparativa da estrutura de comunidades de pequenos Mamíferos em remanescentes de Mata Atlântica e plantio de cacau em sistemas de cabruca no Sul da Bahia. (Dissertação de Mestrado), CPG-Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre – Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 67p.

Noss, R. F.; O'Connell, M. A. & Murphy, D. D. 1997. *The Science of Conservation Planning*. Habitat Conservation under the Endangered Species Act. Washington D.C., Island Press. 246p.

Pacheco, J. F.; Whitney, B. M. & Gonzaga, L. P. 1996. A new Genus and Species of Furnariid (Aves: Furnariidae) from the Cocoa-growing Region of Southern Bahia, Brazil. *Wilson Bull.* 108(3): 397-433.

Saunders, D. A.; Hobbs, R. J. & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1):18-32.

SUDENE – Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste. 1977. (cartas topográficas), escala 1:100.000, data dos dados: 1973-1975.

Análise parcial dos efeitos de um mosaico ambiental na estrutura populacional de *Araucaria Angustifolia*

Fernanda Pereira^a & Gislene Ganade^b

^{a,b} Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS

(felusp@cirrus.unisinos.br)

1. Introdução

Alterações na cobertura vegetal devido ao uso intensivo da terra têm contribuído para a perda da diversidade biológica e para a diversificação do mosaico ambiental que abriga essa diversidade (Vitousek 1994). No estado do Rio Grande do Sul, cerca de 86% da floresta original foi substituída por pastagem, agricultura e plantio de espécies exóticas para produção de madeira (IBGE 1986). Diante destas substituições, a maioria das grandes áreas de florestas primárias do estado encontra-se nas unidades de conservação. Como um exemplo a Floresta Ombrófila Mista, uma formação florestal muito explorada, já é considerada um dos ecossistemas prioritários para conservação da diversidade do planeta (Myers *et al.* 2000). É nesta vegetação típica do estado, localizada no planalto meridional, que se encontra o pinheiro-brasileiro (*Araucaria angustifolia*), espécie que mais contribui com os aspectos fitofisionômico dessa floresta (Klein 1984). A Floresta Ombrófila Mista ocorre em grande parte nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, e em agrupamentos menores nos estados de São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo (Machado & Siqueira 1980; Backes 1983).

No Rio Grande do Sul, como em toda a região de Floresta Ombrófila Mista, a espécie *Araucaria angustifolia* continua sendo ameaçada devido à utilização da sua madeira para fins domésticos e comerciais ou através da substituição de seu habitat natural por atividades agropastoris e de plantações de espécies exóticas como Acácia, Eucalipto e Pinos (Rambo 1956; Ferreira & Irgang 1979; Giannotti *et al.* 1980; Longhi & Faehser 1980; Soares 1980; Secretaria Estadual do Meio Ambiente 2001). Com este histórico no estado, a Floresta Ombrófila Mista foi reduzida por cerca de 95% da superfície original. O grau de impacto sobre a flora e fauna dessa substituição da floresta natural para outras atividades humanas é ainda pouco conhecido. A formação de um mosaico na paisagem, composto de coberturas vegetais antrópicas e nativas, pode influenciar a distribuição espacial das espécies, alterando processos que controlam a dinâmica da comunidade vegetal, como dispersão e predação de sementes (Aizen & Feinsinger 1994; Laurance &

Bierregaard 1997; Restrepo *et al.* 1999; Lomolino 2000). Um número crescente de estudos tem demonstrado que modificações na cobertura vegetal poderiam levar a diminuição ou mesmo extinção de algumas espécies (ex. Lovejoy *et al.* 1986; Harrison & Fahrig 1995; Turner 1996; Scariot 1999; Metzger 1999). Por outro lado, existe a possibilidade de algumas áreas remanescentes de floresta ou áreas modificadas pelo homem virem a ser os redutos importantes para preservação de espécies e suas interações (Soulé 1986). Desta maneira, torna-se importante o registro da dinâmica de colonização, distribuição e estrutura populacional da *A. angustifolia* nos diferentes tipos de vegetação que compõem um mosaico ambiental. O presente estudo tem como objetivo determinar e comparar através de classes de altura e diâmetro, como as populações de *Araucaria angustifolia* estão estruturadas nos seguintes tipos de vegetação: Floresta Ombrófila Mista, Plantação de Araucária, Plantação de Eucalipto e Plantação de Pinus na Floresta Nacional de São Francisco de Paula -RS. A importância deste estudo está em fornecer informações sobre a conservação de uma espécie ameaçada de grande valor nacional. O conhecimento da estrutura populacional dessa espécie é fundamental para o estabelecimento de programas de manejo e conservação de *A. angustifolia* em um mosaico de ecossistemas florestais do Rio Grande do Sul.

2. Metodologia

2.1. Área de estudo

O presente estudo tem como local de trabalho a Floresta Nacional de São Francisco de Paula -IBAMA/RS, que foi criada em 1945, localizando-se na coordenadas 29°24'15''S; 50°23'30''W. Essa unidade de conservação possui 1.606 hectares sendo um dos redutos mais bem representativos de um mosaico ambiental que apresenta os quatro tipos de vegetação extremamente freqüentes no planalto meridional do Estado: Floresta Ombrófila Mista, Plantação de Araucária, Plantação de Pinus e Plantação de Eucalipto. Estas unidades heterogêneas de vegetação estão possibilitando o estabelecimento de outras espécies vegetais em seu sub-bosque, inclusive o da *A. angustifolia*. O trabalho terá como área de estudo, três amostras de cada tipo de vegetação (Floresta Ombrófila Mista, Plantação de Araucária, Plantação de Eucalipto e Plantação de Pinus), totalizando 12 áreas amostradas. Cada área de estudo terá 1 hectare localizado no centro de cada tipo de vegetação que variam entre 7 e 15 hectare.

2.2. Levantamento populacional de *Araucaria angustifolia*

Foi realizado o estudo demográfico desta espécie em uma área de um hectare nas 12 áreas amostrais. O levantamento foi realizado em dois transectos de 100m x 10m aleatoriamente instalados dentro da área, contendo entre si a distância mínima de 25m. No estudo demográfico foi estabelecido o registro de quatro categorias: plântula (< 50 cm), jovem 1 (> 50 cm e < 2m), jovem 2 (> 2m + DAP < 10cm) e adulto (DAP > 10cm). As categorias encontradas foram comparadas entre os diferentes tipos de vegetação por ANOVA fatorial.

A cobertura da vegetação também foi registrada através de 10 parcelas de 25m² que foram aleatorizadas ao longo dos dois transectos instalados na área. A avaliação da cobertura foi realizada através da contagem do número de vezes que a vegetação tocou uma vara nas seguintes classes de altura: de 0 a 50 cm e de 50 cm a 2m. O número de toques destes dois estratos foi comparado entre os diferentes tipos de vegetação por ANOVA fatorial.

3. Resultados e Discussão

O levantamento demográfico registrou nas áreas de Floresta Ombrófila Mista o total de 73 plântulas, 33 jovens 1, 42 jovens 2 e 37 adultos. Nas Plantações de Araucária foram encontrados 62 plântulas, 36 jovens 1, 111 jovens 2 e 276 adultos. Nas Plantações de Eucalipto foram levantados 38 plântulas, 34 jovens 1, 13 jovens 2 e 2 adultos. Nas Plantações de Pinus o total de 15 plântulas, 30 jovens 1, 56 jovens 2 e 1 adulto, totalizando 859 indivíduos encontrados nas 12 áreas amostradas. As análises demonstraram que a

distribuição das categorias é significativamente diferente nos tipos de vegetação estudados ($F_{3,32} = 13,6$, $P < 0,001$). Como esperado, o número de indivíduos adultos é significativamente maior na Plantação de Araucária ($F_{3,8} = 45,6$, $P < 0,001$). Por outro lado, ao retirar das análises as áreas de Plantações de Araucária, o número de indivíduos de adultos torna-se significativamente maior nas áreas de Floresta Ombrófila Mista ($F_{2,6} = 17,5$, $P < 0,001$). Porém, mesmo que as áreas de replantadas e nativas contenham um número maior de adultos, não ocorreu diferença significativa no número de plântulas encontrados nos diferentes tipos de vegetação ($F_{3,8} = 0,5$, $P > 0,05$). Este resultado demonstra que processos naturais para o seu estabelecimento estão ocorrendo de uma mesma forma nos diferentes tipos de vegetação. Fatores abióticos e bióticos como, por exemplo, luminosidade e predação respectivamente, podem ser elementos condicionadores para a regeneração natural da *Araucaria angustifolia* nestas áreas. Do mesmo modo, não houve diferença significativa no número de indivíduos das categorias Jovem 1 e Jovem 2 nos diferentes tipos de vegetação ($F_{3,8} = 0,1$, $P > 0,05$ e $F_{3,8} = 2,4$, $P > 0,05$ respectivamente).

Os resultados demonstraram que os tipos de vegetação são significativamente diferentes em sua cobertura vegetal ($F_{3,16} = 5,6$, $P < 0,001$). Em relação aos tipos de vegetação estudados, as áreas de Plantação de Eucalipto possuem uma densidade maior no estrato de 0 até 50cm, enquanto o estrato de 50cm até 2m é mais denso nas áreas de Plantação de Pinus. ($F_{1,16} = 5,0$, $P < 0,05$). O histórico de manejo das áreas de plantio possui condutas de intervenções em períodos diferentes. Porém, nos 10 últimos anos as intervenções não ocorreram, possibilitando a regeneração de um sub-bosque visualmente denso nestas áreas. Por outro lado, as áreas de Floresta Ombrófila Mista possuem um sub-bosque com vegetação menos densa em relação a todos os outros tipos de vegetação. Portanto, os diferentes tipos de vegetação possuem condições abióticas diferentes para o estabelecimento da *A. angustifolia*.

4. Conclusão

A cobertura vegetal, como condição abiótica, não está prejudicando o estabelecimento da espécie. Processos de predação e dispersão de sementes devem estar contribuindo de maneira substancial para a distribuição homogênea de plântulas e jovens de *A. angustifolia* nesse mosaico ambiental. Futuros experimentos serão realizados para verificar a influência dos processos bióticos sobre a estrutura populacional e regeneração desta espécie nestas unidades heterogêneas da paisagem.

Agradecimentos à bolsa de pós-graduação CAPES e ao apoio financeiro concedido pela UNISINOS.

5. Referências Bibliográficas

- Aizen, A. M. & Feinsinger, P. (1994) Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75, 330-351.
- Backes, A. (1983) Dinâmica do pinheiro brasileiro. *Iheringa - Botânica*, 30, 49-84.
- Ferreira, A. G. & Irgang, B. E. (1979) Regeneração Natural de *Araucaria angustifolia* nos Aparados da Serra - RS. *Anais Do XXX Congresso Nacional de Botânica*, pp. 225-230.
- Giannotti, E., Mariano, G., Timoni, J. L., Buzatto, O. & Coelho, L. C. C. (1980) Aspecto do programa de melhoramentos da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. *Meeting on forestry problems of the genus Araucaria* - pp. 113-114. IUFRO, Curitiba-PR.
- Harrison, S & Fahrig, L. (1995) Landscape pattern and population conservation. *Mosaic landscapes and ecological processes* - London.
- IBGE. 1986. Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra - *Folhas SH22-Porto Alegre, SH21-Uruguiana e SH22-Lagoa Mirim*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Klein, R. M. (1984) O Aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia*, 12, 17-51.

- Laurance, W. F., Bierregaard, R. (1997) *Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities* - The University Of Chicago Press, Chicago.
- Lomolino, M. & Perault, D. (2000) Assembly and disassembly of mammal communities in a fragmented temperate rain forest. *Ecology*, 81, 1517-1532.
- Longhi, S. J. & Faehser, L. E.H. (1980) A estrutura de uma floresta natural de *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze, no Sul do Brasil. *Meeting on forestry problems of the genus Araucaria*, 167-172, UFRO -Curitiba-PR.
- Machado, S. A. & Siqueira, J. D. (1980) Distribuição natural da *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze. *Meeting on forestry problems of the genus Araucaria*, 4-9, UFRO, Curitiba-PR.
- Metzger, J.P. (1999) Estrutura da paisagem e fragmentação: Análise bibliográfica. *An. Acad. Ci.*, 71, 3.
- Myers, N., Mittermeler, A., Mittermeler, C., Fonseca, A. B. & Kent, J. (2000) Biodiversity Hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.
- Rambo, B. 1953. História da flora do planalto riograndense. *Sellowia*, 5, 185 - 232.
- Restrepo, C., Gomez, N. & Heredia, S. 1999. Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruit-frugivore interactions in a neotropical montane forest. *Ecology*, 80, 668-685.
- Scariot, A. (1999) Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *Journal Of Ecology*, 87, 66-76.
- Secretaria Estadual do Meio Ambiente. (2001) *Inventário Florestal Contínuo do Rio Grande do Sul*. SUDESUL, Porto Alegre.
- Soares, R. V. (1980) Considerações sobre a regeneração natural da Araucária. *Meeting on forestry problems of the genus Araucaria*. Pp.173-176, UFRO, Curitiba-PR.
- Soulé, M. (1986) *Conservation Biology*. Sinauer, EUA.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: A Review of the evidence. *Journal of Applied Ecology*, 33, 200-209.
- Vitousek, Peter. (1994) Beyond global warming: Ecology and global change. *Ecology*, 75, 1861-1867.

Mapeamento e caracterização ecológica dos fragmentos de mata atlântica do município de Governador Lindenberg, ES

Idalúcia Schimith BERGHER¹, Rogério Nora LIMA²

1. IPEMA – Instituto de Pesquisas da Mata Atlântica. Avenida Hugo Viola, 1001, Edifício Tropical Center, sala 218-A, Jardim da Penha, 29060-420, Vitória, Espírito Santo, Brasil.

(e-mail: ipema@ebrnet.com.br) Telefax: (27) 3314-2537.

2. ESESFA - Docente do Curso de graduação em Ciências Biológicas. Rua Bernardino Monteiro, 700. Dois Pinheiros. 29650-000. Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil. Telefax: (27) 3259-1322.

(e-mail: nora@limainfo.com.br)

1. Introdução

A Mata Atlântica é um dos maiores repositórios de biodiversidade do planeta e é considerado um dos mais importantes e ameaçados biomas do mundo. Estende-se do nordeste ao sul do Brasil. (BSP et al, 1995 apud Mittermeier et al, 1999). Suas formações vegetais e ecossistemas associados cobriam originalmente uma área total de 1227.600 Km², correspondendo a cerca de 16% do território brasileiro, atualmente apresenta somente 7,84% de sua cobertura original. As severas alterações a que foi submetido este bioma reduziram as grandes extensões de Mata Atlântica a um conjunto de pequenos fragmentos florestais.

A fragmentação de habitat é a principal responsável pela perda de diversidade biológica devido aos processos de erosão genética

em larga escala, já que a fragmentação altera significativamente as condições ecológicas e a composição de espécies biológicas (Fonseca, 1992; Primack, 1992; Terborgh, 1992), como mostram estudos feitos na Amazônia (Lovejoy & Bierregaard, 1990) e na própria Mata Atlântica (Chiarello, 1999).

Os fragmentos florestais que restaram do processo de desmatamento sofreram e sofrem diversos efeitos negativos resultantes do isolamento e do pequeno tamanho. A redução do tamanho implica uma alteração do microclima da floresta, que passa a ser mais seco, e extremos de temperatura tornam-se mais comuns. O ambiente torna-se mais aberto e susceptível a interferências externas, e o fato de só poder abrigar uma população pequena de cada espécie (principalmente de árvores, mamíferos e aves) aumenta a possibilidade de extinções locais (Tabanez, 2003).

O Estado do Espírito Santo possuía quase 90% de sua superfície coberta por Mata Atlântica, sendo o restante ocupado por ecossistemas associados, como brejos, restingas, mangues, campos de altitude e campos rupestres (Fundação SOS Mata Atlântica et al., 1993).

A introdução da cultura cafeeira trouxe uma forte mudança na economia e passou a ser a principal atividade econômica do Estado. O desmatamento descontrolado aliado às condições geográficas de relevo dominante, com solos altamente susceptíveis à erosão, promoveram impactos sobre o ambiente natural: erosão do solo, contaminação das águas e assoreamento dos rios (Comissão, 1992).

A exploração e ocupação desordenada, da Mata Atlântica, que ignorou critérios e preceitos universais de sustentabilidade, não deveriam ser repetidas. O desenvolvimento de pesquisas silviculturais e de recomposição de áreas degradadas é a alternativa para o surgimento de uma nova postura. A mudança de atitude no uso dos recursos naturais permitirá associar bem estar social e equilíbrio ambiental.

O mapeamento de paisagens e análises das mudanças no uso da terra ajudam a medir o grau de desflorestamento em ambientes tropicais. Para enfatizar áreas onde a conversão de florestas primárias está ocorrendo mais rapidamente. O poder dos dados de sensoriamento remoto, que incluem imagens de satélite e fotografias aéreas se deve a sua habilidade de fornecer informações rápidas sobre a dinâmica da paisagem (Alger, Pinto, Araújo, Cavalcanti, 2002).

Nesse sentido, é importante que se analise os aspectos espaciais os fragmentos ainda existentes, para sua proteção e conservação, desenvolvendo uma política ambiental de sustentabilidade, resguardando a legislação vigente e a garantia da utilização dos recursos hídricos tão indispensáveis para o progresso do município de Governador Lindenberg.

2. Metodologia

A área do presente estudo compõe o Município de Governador Lindenberg que está localizado na região norte do Espírito Santo entre os paralelos 329500 e 356714 e os meridianos 7862428 e 7889742 representados em UTM. Limita-se ao norte com o município de Vila Valério, a noroeste com São Domingos do Norte, ao sul com os municípios de Colatina, Marilândia e Linhares e a Leste com Rio Bananal.

Apresenta uma extensão de 300,5 Km² equivalendo a 0,59% do território do Espírito Santo, tendo uma largura máxima no sentido norte-sul de 21 Km e largura variável de 2 a 21 km no sentido leste-oeste. O relevo apresenta variação de 100 metros em seu mínimo de 810 metros o ponto mais elevado, tratando-se de uma região pertencente ao domínio fitogeográfico de Mata Atlântica baixo Montana a Montana.

Os softwares utilizados consistiram de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs), quais sejam: Idrisi 32, CartaLinx 2.0 e ArcView 3.2, todos operando em plataforma Windows2000.

A estrutura de hardware utilizada no trabalho e equipamentos associados ao processamento computacional das informações georreferenciadas foi composta por computador pessoal, com

processador Pentium IV 1700 MHz, com 256Mb de memória DDR, com drive de CD-ROM de 52 velocidades, acoplado a monitor colorido de 17 polegadas e resolução máxima de 1280 por 1024 pixels e a impressora deskjet 930C, assim como, a Scanner ScanJet 2200c.

Imagem de Satélite LandSat7, datada de 2001.

Como apoio ao trabalho de campo foi utilizado Sistema de Posicionamento Global (GPS) da marca Garmin. III.

Cartas do IBGE da região de São Gabriel da Palha e Linhares, datadas de 1979.

Entrada de dados

*Escaneamento e Georreferenciamento das cartas temáticas do IBGE (escala 1:100.000) através do software Idrisi 32.

* Digitalização e incorporação de informações referentes as cartas do IBGE como altimetria, hidrografia e malha viária por meio do Software CartaLinX.

* Classificação Manual dos fragmentos florestais, com imagem de satélite landsat 7.

* Coleta de dados relativos às posições de controle para registro da imagem de satélite, dos pontos notáveis da paisagem e para verdade de campo foram aos locais em que houve dúvidas na identificação do uso do solo.

Divisão dos fragmentos existentes e analisados (no campo) em categorias sobre os diferentes estágios de regeneração existentes além de observação e cálculo da situação de matas ciliares e nascentes da região.

3. Resultados

A matriz dominante está representada atualmente por atividades agrícolas, o café destaca-se como a principal, apresenta também o cultivo de frutas como manga, maracujá, laranja como também banana, cacau, coco, eucalipto e pastagens.

As áreas alteradas por atividades antrópicas apresentam 31111,85 ha, ou seja, 86,35% de todo município e 4919,48 ha representando 13,65% do total, estão dispostos em 216 fragmentos destes foram encontramos, 104 fragmentos de 1 a 10 ha, 72 entre 10 a 25 ha, 21 entre 25 a 50 ha, 11 entre 50 a 100 ha, 5 entre 100 a 200 ha e finalmente 3 remanescentes florestais entre 200 a 500 ha.

A possibilidade de uma possível conectividade entre esses 3 fragmentos foi analisada e constatou-se que seria necessário entre os dois remanescentes que ficam mais próximos (340 e 368 ha) apenas 94,54 metros para haver a conectividade, entretanto o próximo fragmento (311 ha) está há uma distância em linha reta de 15 km, o que poderia ser minimizado contando com a existência de fragmentos presentes nesse percurso.

Estes remanescentes apresentam em sua maioria fisionomia variando de capoeira baixa, média a alta e em alguns pontos restritos mata secundária em estágio avançado de regeneração, são áreas que sofreram intensa extração de madeira no passado. Apresentam contornos bem recortados na paisagem, sendo que o formato predominante destaca-se por fragmentos alongados, destacando com isso grande efeito de borda e consequentemente alterações marcantes comparada a sua situação natural, tornando os fragmentos mais sensíveis as influencias da matriz dominante.

Os fragmentos estão dispostos em sua maioria em topos de morros, ao fato que as baixadas são utilizadas para agricultura em geral, devido a isso se caracteriza na região uma acentuada ausência de matas ciliares e proteção de entorno de nascentes, calculou-se um déficit de 2934,45 ha a serem reflorestadas para mata ciliar, e imprescindíveis 257,78 ha a serem restaurados para área de entorno de nascentes.

4. Conclusão

Considera-se vulneráveis dos fragmentos menores de 500 ha, portanto, todos os fragmentos identificados podem ser considerados sob intensa ameaça de perda de biodiversidade, seja por causas estocásticas ou determinísticas. Neste aspecto a classificação dos fragmentos quanto ao grau de complexidade (sucessão

ecológica) configura-se como uma importante ferramenta para auxiliar os tomadores de decisão quanto às prioridades no manejo dos fragmentos.

A forma dos fragmentos identificados auxiliar determinar a borda atuante sobre os mesmos e a maior influência dos fatos externos sobre sua biodiversidade. Os fragmentos menos recortados são também os de menor dimensão. Da mesma forma, foi observado que a maioria dos fragmentos com área maior apresentaram-se mais sensíveis em relação a Borda.

A estratégia da proposição de corredores pode atenuar a perda de biodiversidade, é essencial para um bom plano de manejo, mas deve-se levar em consideração o tamanho do corredor a ser proposto para viabilizar de uma forma eficiente a conectividade e fluxo gênico nessas áreas.

Em relação à fisionomia os fragmentos destacam-se principalmente como capoeira baixa a alta, com formato bastante recortados, somente os fragmentos que possuem maior área destacam-se por apresentar mata secundária em estágio avançado de regeneração.

Portanto devido a borda existente nos fragmentos o que seria 11% de mata propriamente dita é drasticamente reduzida com a diminuição do efeito de borda, e juntamente com ela é diminuída a capacidade suporte para manter grupos como mamíferos e aves, além da limitada manutenção dos recursos hídricos devido ao alto índice de degradação florestal existentes.

A análise sobre a conectividade é de fundamental importância sendo que esses remanescentes não são somente os maiores, mas os últimos na região com potencial de conservação.

Estes resultados norteiam a tomada de decisão para atitudes e projetos conservacionistas para este município, podendo conhecer melhor sua realidade e a partir daí propor melhorias indispensáveis para um bom plano de manejo para os recursos hídricos assim como a fauna e a flora existente nesses fragmentos.

5. Referências Bibliográficas

ALGER, K., PINTO, L. P., ARAUJO, M. CAVALCANTI, R. Anais do I Seminário Sobre Corredores Ecológicos no Brasil. Belo Horizonte, 2002. 8p.

CHIARELLO, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic Forest on mammal communities in south-east Brasil. *Biological Conservation*. 89: 71-82.

COMISSÃO COORDENADORA DO RELATÓRIO ESTADUAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO. Meio Ambiente e Desenvolvimento no Espírito Santo: Relatório Final. Vitória: Copisol Ltda., 1992. 122p.

CONSERVATION INTERNATIONAL DO BRASIL, FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, FUNDAÇÃO BIODIVERSITAS, INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS, SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DO ESTADO DE SÃO PAULO, SEMAD/INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS - MG. 2000. Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. MMA/SBF, Brasília. 40 p.

FONSECA, G. A. B. 1992. Biodiversity. In: *Ecology in Brazil: myths and realities*. Ed Jornal do Brasil, Rio de Janeiro.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE), INSTITUTO SOCIOAMBIENTAL (ISA). 1993. Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período 1985-1990. São Paulo.

LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., Jr. 1990. Central Amazonia forests and the minimum critical size of ecosystems project. pp. 60-71 In: GENTRY, A. H. *Four Neotropical Rainforests*. New Haven: Ed. Yale University Press.

MITTERMEIER, R. A., MYERS, N., GIL, P. R., MITTERMEIER, C. G. 1999. Hotspots: Earth's Biologically

Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions. Japão: Toppan Printing Co. 430 p.

PRIMACK, R. B. 1992. Tropical community dynamics and conservation biology. *BioScience*. 42:818-821.

TABANEZ, A. A. J. 2003. In: Um corte no processo de degradação. *Ciência Hoje*, Rio de Janeiro, vol 33: 62-63 p.

TERBORGH, J. 1992. Maintenance of diversity on tropical forests. *Biotropica*. 24(2b):283-292.

Apoio: PMGL – (Prefeitura Municipal de Governador Lindenberg), ESESFA e IPEMA.

“Chuva de sementes e queda de frutos em fragmentos florestais do planalto atlântico, Caucaia do Alto, Planalto de Ibiúna, S.P.”

Jesus, F.M.¹, Petenon, D.¹, Alonso, R.A.S.², Vidal, M.M.¹, Franco, G.A.D.C.³, Pivello, V.R.¹

1. Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, S.P.; 2. Museu de História Natural, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, S.P.; 3. Instituto Florestal do Estado de São Paulo, Departamento de Dasonomia e Ecologia Florestal. E-mails: flaviamj@ib.usp.br; vrpivello@ib.usp.br

1. Introdução

Entender como a fragmentação de habitats afeta os processos ecológicos e como isso pode influenciar na permanência das espécies num determinado local é um dos maiores desafios para os profissionais interessados na conservação biológica (Saunders *et al.* 1991). Muitos são os estudos sobre como a redução do tamanho de uma área florestal, os efeitos de borda e o aumento do isolamento dessas áreas estariam afetando as espécies animais e vegetais. No entanto, os mecanismos que determinam a presença ou a ausência de espécies em paisagens fragmentadas são ainda muito pouco estudados (Guariguata *et al.* 2002). Um desses mecanismos é a dispersão de sementes, processo importante para a estrutura e manutenção da diversidade em comunidades de florestas tropicais (Howe & Smallwood 1982). Por meio desse processo, é possível verificar se as espécies de plantas são capazes de se dispersar e de serem dispersas - através de seus frutos e/ou sementes - para outras áreas, antes que seus sítios de origem sofram alterações estruturais e funcionais, resultantes da mudança climática e da fragmentação de habitats (Primack & Miao 1992). Quando a disseminação dessas espécies se torna ineficiente, isso pode representar uma grave ameaça à biodiversidade a médio e longo prazo (Primack & Miao 1992).

Uma forma de se estudar a chegada de frutos e de sementes locais e imigrantes e suas respectivas síndromes de dispersão é por meio da chuva de sementes, que reflete a dinâmica da dispersão, reflete o potencial de estabelecimento de uma população, além de indicar o estado de regeneração da área florestal, já que o predomínio de um ou outro tipo de síndrome de dispersão na comunidade pode indicar sua fase sucessional e/ou seu grau de conservação (Martinez-Ramos & Soto-Castro 1993). Em vista disso, este trabalho teve como objetivo responder à seguinte pergunta: como varia a composição de diásporos, frutos e sementes, quanto à riqueza, abundância e síndrome de dispersão entre áreas de borda e de interior de fragmentos florestais, com diferentes tamanhos e graus de conectividade?

2. Metodologia

A área de estudo localiza-se entre os municípios de Cotia e Ibiúna, no Planalto Cristalino de Ibiúna, acima da serra de Paranapiacaba, no distrito de Caucaia do Alto, estado de São Paulo. As altitudes variam de 800m a 1000m, o clima é classificado como temperado chuvoso. As florestas originais foram incluídas na categoria “floresta ombrófila densa Montana” (Veloso *et al.* 1991). Atualmente, a vegetação característica é secundária, apresentando fragmentos florestais alterados e em regeneração, plantações de

Eucalyptus Pinus, e grande predomínio de horticultura. Portanto, a paisagem é significativamente heterogênea, composta por grande variedade de fisionomias. Isso reflete a história de uso das terras e as mudanças na cobertura vegetal. Neste estudo, foram selecionados 3 fragmentos florestais em estágio médio de sucessão: um fragmento grande (175,1ha), um pequeno isolado (5,48ha) e um pequeno conectado ao grande (4,75ha). Para a coleta de diásporos, foram instalados coletores circulares com 1m², confeccionados com malha fina de nylon 1x1mm, disposto a 90 cm de altura do solo. Cada coletor foi fixado no solo através de três estacas de PVC e numerados individualmente. Foram instalados 18 coletores em cada fragmento. Os coletores foram agrupados em trios, com o objetivo aumentar a área amostral e a variação do ponto de coleta. Três trios foram colocados tanto na área de borda quanto na área de interior dos fragmentos. A área de borda foi considerada a 10m a partir do limite externo do fragmento; foi considerado interior a porção do fragmento interna a 50 m de seu limite, no caso dos fragmentos pequenos, e 400m, no caso do grande. Em campo, o material contido em cada coletor foi colocado em sacos de papel individualizados por coletor. Esse material foi mantido por dois dias em estufa a 60° C, para posterior triagem. As coletas foram realizadas mensalmente de março de 2001 a janeiro de 2002. Somente os diásporos viáveis (sem sinal de predação ou sementes e frutos vazios) e maiores que 1mm foram incluídos nas análises (Grombone-Guarantini & Rodrigues 2002). Diásporos imaturos também não foram contabilizados, pois eles não serão efetivos para o aumento do tamanho da população (Grombone-Guarantini & Rodrigues 2002). Para este trabalho, apenas a síndrome primária de dispersão foi considerada para fins de classificação das espécies (Mistry 1998).

3. Resultados e Discussão

No total, foram registrados 28.065 diásporos, sendo 22.035 (78,51%) anemocóricos e 6.030 (21,49%) zoocóricos, pertencentes a 69 espécies: 19 anemocóricas e 47 zoocóricas. No fragmento conectado, foram registrados 16.360 (92,27%) diásporos anemocóricos e 1370 (7,73%) zoocóricos. Já no isolado, encontraram-se 3.617 (57,72%) diásporos anemocóricos e 2649 (42,28%) zoocóricos; o fragmento fonte, por sua vez, apresentou 2011 (49,42%) diásporos anemocóricos e 2058 (50,58%) zoocóricos. Foi observada uma diferença significativa quanto ao número total de diásporos entre estes três fragmentos ($H_{0,05,2}=22,71$; $p=0,00$), exceto entre o isolado e o fragmento grande quando aplicado um teste *a posteriori* (Dunnnett C; $p<0,05$). Quando analisadas as síndromes de dispersão, verificou-se diferença significativa entre o número de diásporos anemocóricos encontrados nos três fragmentos ($H_{0,05,2}=41,50$; $p=0,00$), sendo que um teste *a posteriori* (Dunnnett C; $p<0,05$) não detectou diferença entre o isolado e o grande. Já quanto aos diásporos zoocóricos, não foi observada diferença entre os fragmentos ($H_{0,05,2}=0,144$; $p=0,93$).

A densidade média de diásporos foi maior no fragmento isolado com 1970 diásporos/m², seguido do conectado e do grande com 696,3 e 452,1 diásporos/m² respectivamente.

Quanto à composição da chuva de diásporos, o fragmento isolado apresentou na área de borda um total de 2.089 diásporos, sendo 59,75% anemocóricos (n=1.248) e 40,25% zoocóricos (n=841). Dentre os diásporos anemocóricos, a espécie *Serjania* sp (Malphigiaceae), uma liana, foi a mais abundante (n=775; 62,1%), seguida de *Gochnatia* sp (Asteraceae; n=412; 33,1%) e *Heteropteris* sp (Malphigiaceae; n=42; 3,4%). Já entre os diásporos zoocóricos, a espécie arbustiva *Ilex paraguariensis* (Aquifoliaceae) foi a mais abundante (n=397; 47,2%), seguida de *Physalis neesiana* (Solanaceae; n=207; 24,6%) e *Psychothria suterella* (Rubiaceae; n=101; 12,0%). No interior deste fragmento isolado, de um total de 4.177 diásporos, 56,7% foram anemocóricos (n=2.369) e 43,3% foram zoocóricos (n=1.808). Dentre os anemocóricos, a arbórea *Gochnatia* sp foi a mais representativa (n=2.164; 91,4%) seguida de *Heteropteris* sp

(n=133; 5,7%). Já entre os diásporos zoocóricos, a *Ilex paraguariensis* foi a mais abundante (n=1.499; 83,0%), seguida de *Psycotria suterella* (n=95; 5,3%). Entre as áreas de borda e de interior não houve diferença significativa quanto ao total de diásporos anemocóricos ($H_{0,05;1}=1,72$; $p=0,19$) e nem entre o total de zoocóricos ($H_{0,05;1}=0,47$; $p=0,49$).

No fragmento conectado ao grande, a borda obteve um total de 10.311 diásporos, sendo 92,7% anemocóricos (n=9.558) e 7,3% zoocóricos (n=753). Dos diásporos anemocóricos, a arbórea *Clethra scabra* (Clethraceae) foi a espécie mais abundante (n=7.421; 77,5%) seguida de *Gochnatia* sp (n=1.498; 15,4%). Entre os diásporos zoocóricos, as espécies mais representativas foram a arbórea *Zanthoxylum rhoifolium* (Rutaceae; n=185; 24,5%), seguida de *Leandra* sp (Melastomataceae; n=163; 21,6%) e *Psycotria sessilis* (Rubiaceae; n=99; 13,1%). No interior deste fragmento, de um total de 7.419 diásporos, 91,7% representaram os diásporos anemocóricos (n=6.802) e 8,3%, os zoocóricos (n=617). Entre as espécies anemocóricas, as mais representativas foram *Clethra scabra* (n=5.891; 86,6%), *Gochnatia* sp (n=633; 9,3%) e *Anchietea salutaris* (Violaceae; n=152; 2,2%). Quanto aos zoocóricos, a arbustiva *Psycotria suterella* (n=257; 41,7%) foi a mais abundante, seguida de *Rapanea ferruginea* (Myrcinaceae; n=229; 37,1%). Assim como visto para o isolado, este fragmento também não apresentou diferença quanto ao total de diásporos anemocóricos ($H_{0,05;1}=0,01$; $p=0,93$) e ao total de zoocóricos ($H_{0,05;1}=0,15$; $p=0,69$) entre as áreas de borda e de interior.

Na borda do fragmento grande, foram registrados 1.495 diásporos, sendo 52,5% diásporos anemocóricos (n=785) e 47,5% zoocóricos (n=710). Entre os anemocóricos, a arbórea *Gochnatia* sp foi a espécie mais abundante (n=698; 88,9%) seguida de *Anchietea salutaris* (n=47; 6,0%). Dos diásporos zoocóricos as espécies mais abundantes foram a arbórea *Solanum pseudoquino* (Solanaceae; n=253; 35,6%), *Psycotria suterella* (n=128; 18,0%) e *P. sessilis* (n=97; 13,6%). No interior, obteve-se um total de 2.574 diásporos, sendo 49,5% anemocóricos (n=1.273) e 50,5% zoocóricos (n=1.301). As espécies anemocóricas mais abundantes foram a arbórea *Lamanonia ternata* (Cunoniaceae; n=621; 48,8%), seguida de *Gochnatia* sp (n=285; 22,4%) e *Clethra scabra* (n=208; 16,3%). As espécies zoocóricas mais representativas foram a arbórea *Rapanea ferruginea* (n=794; 61,0%), seguida de *Myrcia* sp (Myrtaceae; n=178; 13,7%) e *Psidium cattleianum* (Myrtaceae; n=118; 9,1%). Tanto na área de borda quanto na de interior não foi observada uma diferença quando comparados os totais de diásporos anemocóricos ($H_{0,05;1}=5,54$; $p=0,02$) e os totais de zoocóricos ($H_{0,05;1}=0,05$; $p=0,82$).

Pôde-se verificar que a composição de frutos e de sementes nos fragmentos estudados apresentou um maior número de espécies zoocóricas, no entanto, a síndrome que mais contribuiu em termos de abundância foi a anemocoria. Mesmo no interior do fragmento grande, onde se esperava um número mais expressivo de diásporos zoocóricos, isso não foi observado ($H_{0,05;1}=1,53$; $p=0,22$). Quanto aos pequenos fragmentos, o isolado não apresentou um predomínio de uma das síndromes, já o conectado, mesmo estando muito próximo a uma grande área florestal recebeu uma menor contribuição de diásporos zoocóricos do que anemocóricos ($H_{0,05;1}=36,35$; $p=0,00$). Como visto, não foi possível observar nessas áreas uma forte tendência da influência do tamanho e do grau de conectividade sobre a proporção de diásporos anemocóricos e zoocóricos na composição da chuva de sementes. No entanto, não se deve descartar que tais resultados também podem estar sendo influenciados tanto pelas características intrínsecas de cada fragmento, quanto pelas variações intraespecíficas.

Um outro fator importante é que, com a diminuição e o isolamento das áreas florestais causados pela fragmentação, além da redução de populações de espécies locais, processos como dispersão, imigração e migração são interrompidos (Tilman *et al.* 1994;

Tabarelli *et al.* 1999). Na paisagem fragmentada de Caucaia do Alto há o registro do declínio de grandes frugívoros dispersores devido a pressão de caça exercida no passado (Metzger 2003). Também, devido a redução das áreas florestais, é possível que esses fragmentos não estejam sendo locais atrativos para tais dispersores, o que reduz ainda mais a sua passagem pelos fragmentos e, conseqüentemente, a chegada de sementes (Metzger 2003).

Para um melhor entendimento de como esse processo está atuando nesta paisagem, este trabalho está sendo realizado atualmente, com algumas modificações, em nove fragmentos localizados na mesma área de estudo: em três fragmentos grandes, em três pequenos conectados e em três pequenos isolados.

4. Literatura Citada

- Grombone-Guarantini, M.T. & Rodrigues, R.R. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 18:759-774.
- Guariguata, M.R., Arias-Le Claire, H. & G., Jones. 2002. Tree seed fate in a logged and fragmented forest landscape, Northeastern Costa Rica. *Biotropica*. 34(3):405-415.
- Howe, H.F. & J., Smallwood. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 13:201-228.
- Martínez-Ramos, M. & Soto-Castro, A. 1993. Seed rain and advanced regeneration in a tropical rain forest. *Vegetatio* 107/108:299-318.
- Metzger, J.P. 2003. *Relatório de Acompanhamento Anual do Programa BIOTA/FAPESP: Biodiversity Conservation in Fragmented Landscapes at the Atlantic Plateau of São Paulo*. São Paulo. (www.biotasp.org.br).
- Mistry, S. 1998. Large scale patterns of seed dispersal. Chapter 12. Pp: 197-219. *Jr. Dallmeier, F. & Cominsky, J.A. Forest Biodiversity Research, Monitoring and Modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies*. Smithsonian Institution, Washington D.C., USA. Patheron Publishing Group.
- Primack, R.B. & Miao, S.L. 1992. Dispersal can limit local plant distribution. *Conservation Biology*. V.6, nº4, 513-519.
- Saunders, D.A.; Hobbs, R.J.; Margules, C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*. V.5, nº1, 18-32pp.
- SPSS Inc. 1998. *SPSS: Statistical Package for the Social Science, Windows Student Version*. Copyright © SPSS Inc.
- Tabarelli, M., Mantovani, W. & Peres, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*. 91:119-127.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman & C.L., Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*. 371, 65-66.
- Veloso, H.P., Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. *Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal*. IBGE, Rio de Janeiro.
- * Este trabalho faz parte do Programa BIOTA/FAPESP: "Conservação da Biodiversidade em Paisagens Fragmentadas do Planalto Atlântico de São Paulo", Processo nº 99/05123-4. Coordenado pelo Dr. Jean Paul Metzger (Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo).

Carta de Hemerobia e o grau de naturalidade de ecossistemas urbanizados

João Carlos Nucci^a; Alexandre T. Buccheri Filho^b; Diogo Labiak Neves^b; Felipe A. H. D. de Oliveira^b; Rudolf Kröker^b

^a Prof. Dr. Depart. de Geografia - UFPR (jnucci@br.inter.net) ^b graduação em Geografia - UFPR

1. Introdução

Os sistemas naturais quase sempre precisam ser transformados pois, em suas formas primitivas, mostram-se, muitas vezes,

incapazes de prover as necessidades humanas. Entretanto, a transformação da natureza, pensando-se no maior lucro direto e imediato e com base na crença no avanço tecnológico, vem provocando profundas modificações nos sistemas naturais sem se cogitar a importância do meio natural como componente fundamental para a vida e nem o aproveitamento de seus benefícios mesmo dentro das cidades.

A natureza, mesmo nas áreas urbanizadas, pode fornecer serviços aos seres humanos como, por exemplo, a utilização econômica de espaços livres com agricultura e fruticultura, conforto térmico, redução do barulho, valorização visual e ornamental, manutenção da permeabilidade e estabilização de superfícies, oportunidades de contato com sons, odores, texturas e paladar da natureza e também com aves e pequenos mamíferos, acomodações para recreação ativa e passiva em harmonia com a natureza, etc.

Vários conceitos podem ser relacionados ao acompanhamento e avaliação das mudanças no uso e na cobertura da terra, com a criação de um mosaico de unidades de paisagem em diferentes graus de transformações.

ODUM (1983) utiliza a expressão domesticação crescente da paisagem, considerando-se o aumento da concentração de nitrogênio e de fósforo nas águas à medida que a porcentagem de áreas agrícola e urbana aumenta na bacia hidrográfica.

Já MONTEIRO (1978) prefere o termo “derivar” para exprimir as ações do homem na natureza (derivações antropogênicas), afirmando que a aspiração em compreender os graus de derivação dos sistemas naturais sob o impacto da tecnologia humana traz importantes implicações quanto às possibilidades das sociedades humanas em planejar o seu próprio futuro, colocando, ainda que “Se a crise exige soluções para as derivações negativas quais as possibilidades de canalizá-las para derivações positivas?” (MONTEIRO, 1992).

O termo *hemerobia* é sugerido por JALAS (1953, 1965 *apud* TROPPEMAIR, 1989) com o significado de dominação e/ou alteração das paisagens, classificando-as em quatro tipos: *ahemeroobio* (paisagens naturais ou de pequena interferência antrópica); *oligohemeroobio* (paisagens mais naturais do que artificiais, como campos sujeitos a queimadas e pastoreio); *mesohemeroobio* (paisagens mais artificiais do que naturais, como pastagens plantadas) e *euhemeroobio* (paisagens artificiais, como campos de culturas agrícolas). O conceito de *Hemerobia* (JALAS, *op cit.*), foi utilizado por TROPPEMAIR (1983) como um dos suportes para a classificação dos ecossistemas e geossistemas do Estado de São Paulo, em escala da ordem de 1:2.000.000.

SUKOPP (1972) define *hemerobia* como a totalidade dos efeitos das ações, voluntárias ou não, do ser humano sobre os ecossistemas/paisagens e classifica as paisagens em relação aos graus de naturalidade e de estado *hemerobiotico*: natural (*anhemerobiotico*), quase-natural (*oligohemerobiotico*), semi (agri-) natural (*mesohemerobiotico*), agri-cultural (*euhemerobiotico*), quase cultural (*polihemerobiotico*) e cultural (*metahemerobiotico*), levando-se em consideração mudanças no solo (tipos de superfícies), mudanças na vegetação e na flora (perda de espécies nativas, p. ex.).

HABER (1990), sem citar o termo *hemerobia*, também classifica os tipos de usos da terra de acordo com a diminuição da naturalidade ou aumento da artificialidade, dividindo os ecossistemas em dois grandes grupos: bio-ecossistemas e tecno-ecossistemas. Os bio-ecossistemas são divididos em quatro tipos: ecossistemas naturais (sem influência humana direta e capaz de auto-regulação), ecossistemas próximos de naturais (influenciado pelo ser humano mas similar ao anterior), ecossistemas seminaturais (resultantes do uso humano, mas não criado intencionalmente, com capacidade limitada de auto-regulação) e ecossistema (biótico) antropogênico (intencionalmente criado e totalmente dependente do controle e manejo humanos). Os tecno-ecossistemas são caracterizados pelo domínio de estruturas e processos técnicos, criados

intencionalmente pelo homem para atividades industriais, econômicas ou culturais com bio-ecossistemas dispersos em sua malha e no entorno.

O termo *hemerobia* também é utilizado em inventários de vegetação (BERLIM, 2003), podendo-se citar, ainda, o estudo da *hemerobia* dos ecossistemas florestais da Áustria, classificados em natural, quase-natural, moderadamente transformados, consideravelmente transformados e artificiais (AUSTRIA, 2001). A elaboração de mapas de *hemerobia* com a identificação dos graus de influência antropogênica na paisagem pastoril dos Alpes Austríacos, permite exibir os impactos humanos de modo mais direto, fornecendo, ainda, uma primeira impressão dos processos socioeconômicos existentes na paisagem, com a indicação dos diferentes graus de sustentabilidade (SZERENCSEITS, *et al.* 1998).

Entretanto, esses estudos de classificação das influências antropogênicas na paisagem foram e são, geralmente, realizados em escalas menores de 1:10.000, com utilização de imagens de satélite e com maior ênfase em paisagens rurais.

Tratando-se da paisagem urbanizada, o professor Dr. Felisberto Cavalheiro, no prefácio de NUCCI (2001), coloca que apesar do relato histórico das inferências dos antigos romanos das alterações da natureza que se imputavam à Roma Imperial, é somente depois da década de 1970 que as pesquisas que procuram entender as alterações provocadas pela urbanização, tomaram vulto, principalmente na antiga República Federal da Alemanha, onde pesquisadores tentam fazer estudos integrados sobre o assunto, ressaltando que as cidades têm que ser enfocadas tanto nos estudos sociais e de engenharia como nos de ecologia de forma integrada, evitando-se entender somente as partes de uma forma cartesiana absoluta; e afirma, também, que a intensidade da derivação da natureza pela urbanização é ainda muito pouco pesquisada no Brasil.

MARCUS e DETWYLER (1972) afirmam que tradicionalmente, os fatores econômicos têm decidido o uso da terra sem levar em consideração os fatores ecológicos e que as cidades crescem bem acima de sua capacidade natural de suporte, graças ao uso da tecnologia, tornando-se muito dependentes do *aparatus* tecnológico, o que significa que uma falha mecânica pode trazer sérias repercussões ao ecossistema urbano.

Para muitos cidade e natureza devem ser considerados conceitos opostos. A cidade representaria um meio adaptado às necessidades da espécie humana, sendo que a urbanização se caracterizaria pela substituição dos ecossistemas naturais por centros de grande densidade criados pelo homem, onde a espécie dominante seria a humana e o meio estaria organizado para permitir a sua sobrevivência.

Mas para SUKOPP e WERNER (1991), expoentes no reconhecimento da importância da conservação da natureza nos assentamentos humanos, a cidade deve mostrar as condições ideais para a conservação da natureza e da paisagem.

Dos muitos ensinamentos do Prof. Dr. Felisberto Cavalheiro destaca-se, oportunamente, a afirmação de que “Primeiro deve-se tirar partido do que a natureza pode oferecer no tocante à auto-regulação, para então estudar quais devem ser as tecnologias mais compatíveis a serem utilizadas”.

2. Objetivo e Método

A pesquisa teve como objetivo testar a aplicação do conceito de *hemerobia* em paisagens urbanizadas e em escalas mais detalhadas, realizando um mapeamento da dominação e/ou alteração das paisagens (Carta de *Hemerobia*) da Cidade Universitária da Universidade Federal do Paraná (UFPR - Curitiba/PR).

Enquadra-se esse estudo na área da Ecologia e Planejamento da Paisagem, cujo objetivo principal é o de contribuir para o planejamento do espaço, procurando uma regulamentação dos usos do solo e dos recursos ambientais, segundo princípios da Ecologia, salvaguardando a capacidade dos ecossistemas e o potencial recreativo da paisagem, retirando-se o máximo proveito do que a vegetação pode fornecer para a melhoria da qualidade ambiental.

Com base na interpretação de fotografia aérea colorida, escala 1:8.000, ano 2000, carta base cadastral na escala 1:7.500 e trabalho de campo, foram realizados um mapeamento do uso e cobertura do solo da Cidade Universitária da UFPR na escala 1:8.000 e, posteriormente, uma interpretação desses dados de acordo com o conceito de hemerobia fornecido por JALAS (1953, 1965 *apud* TROPPEMAIR, 1989) e SUKOPP (1972), adicionando-se as contribuições de HABER (1990).

3. Resultados e Discussão

A classificação da paisagem em graus de hemerobia foi realizada de forma relativa, comparando os diferentes usos e tipos de coberturas entre si, optando-se em não utilizar os termos sugeridos por JALAS (1953, 1965 *apud* TROPPEMAIR, 1989) por serem de difícil compreensão e pronúncia.

Foram identificadas, mapeadas, quantificadas e organizadas em ordem crescente de artificialidade seis categorias de hemerobia: 31,65% da área total estão ocupados com vegetação primitiva remanescente em recuperação (Mata de Araucária); 24,71% da área total estão ocupados por espaços livres com plantas ruderais com ou sem arborização; 6,67% de áreas sem vegetação com superfície não pavimentada, coberta por areia, pedregulho ou solo exposto; 12,10% de superfícies pavimentadas com cobertura asfáltica e não verticalizadas; 24,62% de espaços edificados com 1, 2 ou 3 pavimentos e 0,25% da área total ocupados por espaços edificados com 7 pavimentos (Prédio da Administração).

Em relação à distribuição espacial das categorias apontadas acima, observou-se que, apesar da existência de pequenas Matas de Araucária, estas se apresentam fragmentadas por usos com maior grau de hemerobia e até pela rodovia Regis Bittencourt (BR 116) que corta a Cidade Universitária ao meio. Salienta-se, ainda, que esses pequenos fragmentos florestais não se apresentariam com o mesmo grau de hemerobia se fossem analisados por meio de estudos mais detalhados como os fitossociológicos.

O grande fluxo e deslocamentos dos usuários, a pé ou motorizados, indicou uma pressão sobre alguns espaços livres de construção. Caminhos improvisados por pedestres e o estacionamento irregular de veículos estão aos poucos provocando a morte das espécies ruderais, bem como a impermeabilização do solo.

4. Conclusões

Constata-se, portanto, que aproximadamente 57% da área da Cidade Universitária estão ocupados com Mata de Araucária e plantas ruderais com ou sem arborização, um valor expressivo que deveria se mantido e, se possível, até ampliado.

Todavia, por se tratar de um *Campus* Universitário, a área apresentou um grau de artificialidade acima do desejável, com muitas estruturas e processos técnicos criados intencionalmente pelo ser humano e bio-ecossistemas muito dependentes do controle e manejo humanos, dispersos em sua malha.

O crescimento constante na UFPR do número de cursos, alunos, pesquisas, etc, vem provocando um aumento da demanda por mais espaços físicos e infra-estrutura, fato que pode apontar para a substituição dos fragmentos florestais (ecossistemas próximos de naturais) e dos espaços livres com ruderais por edificações, estacionamentos e jardins de ornamentação o que aumentaria, ainda mais, o grau de hemerobia.

O mapeamento em escalas de detalhe da dinâmica das paisagens urbanizadas, com a utilização do conceito de hemerobia, mostrou-se eficiente e de fácil realização, podendo ser utilizado, inclusive, junto à população em programas de educação e de planejamento participativo.

5. Referências Bibliográficas

AUSTRIA (2003). Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management. Disponível em <http://www.un.org/esa/forests/pdf/National_Reports/UNFF2/Report_2002_Austria.pdf>. Acesso em: 12.05.2003.

BERLIM (2003). Berlin Digital Environmental Atlas. Disponível

em <http://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/umweltatlas/ed502_03.htm>. Acesso em: 10.04.2003.

HABER, W. (1990). Using Landscape Ecology in Planning and Management. In: ZONNEVELD, I.S.; FORMAN, R.T.T. (Eds.) *Changing Landscapes: an ecological perspective*. New York: Springer-Verlag, 286p.

MARCUS, M.G.; DETWYLER, T.R. (1972). *Urbanization and environment*. Belmont/Cal., Duxburg Press, 286p.

MONTEIRO, C.A.F. (1978). Derivações antropogênicas nos sistemas terrestres no Brasil e alterações climáticas. In: SIMPÓSIO SOBRE A COMUNIDADE VEGETAL COMO UNIDADE BIOLÓGICA, TURÍSTICA E ECONÔMICA. São Paulo, *Anais...* São Paulo: ACIESP, nº 15, 1978, p. 43-74.

MONTEIRO, C.A.F. (1992). A interação homem-natureza no futuro da cidade. *GEOSUL* 14, ano VII.

NUCCI, J.C. (2001). *Qualidade ambiental e adensamento urbano*. São Paulo: Humanitas/FAPESP, 236p.

ODUM, E.P. (1983). *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara, 434p.

SUKOPP, H. (1972). Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluss des Menschen. *Berichte über Landwirtschaft*, Bd. 50/H.1: 112-139.

SUKOPP, H.; WERNER, P. (1991). *Naturaleza en las ciudades. Desarrollo de flora y fauna en áreas urbanas*. Monografías de la Secretaría de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente. Madrid: Ministério de Obras Públicas y Transportes (MOPT).

SZERENCITS, E. WRBKA, T.H; REITER, K.; PETERSEIL, J. (1998) Mapping and visualizing landscape structure of Austrian Cultural Landscapes. In: KOVAR, P. (Ed.) *Present and Historical Nature-Culture Interactions, Proceed of the CLE*, Praha: IALE Conference. Disponível em

<http://www.pph.univie.ac.at/intwo/endbericht/publik/szerencits_mappin_99.pdf>. Acesso em: 12.05.03.

TROPPEMAIR, H. (1983). Ecossistemas e Geossistemas do Estado de São Paulo. *Geografia* 13(25):27-36, Rio Claro.

TROPPEMAIR, H. (1989). *Biogeografia e Meio Ambiente*. Rio Claro: edição do autor, 258p.

(Apoio: LABS - Laboratório de Biogeografia e Solos e LABOFIS - Lab. de Geogr. Física - DGeog./UFPR)

Estudo preliminar da estrutura de comunidades de aranhas (Arachnida; Araneae) de folhíço em 3 paisagens no extremo sul do estado da Bahia - Brasil
João Pedro de Souza Alves¹ (joapedrosalves@yahoo.com.br); Erica de Oliveira Coutinho¹; Marcelo Alves Dias²; M.Sc Marcelo Cesar Lima Peres²; Moacir Santos Tinôco^{2,3}. ¹Graduando do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Católica do Salvador, Estagiário ECOA - Centro de Ecologia e Conservação Animal/ICB/UCSal, ²Docente ICB/UCSal, Coordenador do ECOA/ICB/UCSal; ³ Esp. UniKent. Mestrando em Ecologia e Biomonitoramento - IB/UFBA

1. Introdução

O conhecimento atual da diversidade biológica do planeta é extremamente escasso (Wilson 1997). Embora a ciência tenha avançado bastante no século XX, ainda é extremamente difícil determinar a quantidade de espécies de alguns grupos taxonômicos (May 1988). A falta de conhecimentos sobre a distribuição geográfica e história natural dos organismos, tornam-se preocupantes quando é considerado a destruição de ecossistemas naturais, aliado a altas taxas de extinção de espécies (Wilson 1997), em especial nas florestas tropicais (Myers, 1997). A alta taxa de riqueza em espécies, os níveis de endemismo da sua fauna e flora e elevado grau de fragmentação (Fonseca 1997, 1985; Mittermeier *et al.* 1999), associado com uma intensa perturbação antrópica, tornam a Mata

Atlântica um dos principais *hotspots* mundiais (Mittermeier *et al.* 1999). A sub-região da Mata Atlântica no sul da Bahia constitui um dos grandes centros de endemismo da fauna e flora (Prance 1982; Brown 1982; Muller 1973) e tem sido muito reduzida com a ocupação humana. No Brasil, tem sido aplicado o reflorestamento com eucaliptos em áreas desmatadas (Zanuncio *et al.* 1992), promovendo modificações ambientais, que levam ao empobrecimento da fauna e aumento dos problemas com insetos – pragas (Santos *et al.* 1982; Zanuncio *et al.* 1994). Inventariar a fauna e flora é o primeiro passo para a conservação de uma determinada área (Pearson 1994), principalmente no que diz respeito a grupos megadiversos, como os artrópodes. As aranhas (Arthropoda: Chelicerata) têm grande importância ecológica (Simó *et al.* 1994), com cerca de 37.972 espécies descritas (Platnick 2003), adaptando-se as mais diversas regiões do mundo, exceto a Antártica (Platnick 1995). A maioria das espécies são sensíveis a diversos fatores físicos (temperatura, umidade, vento, intensidade luminosa) e biológicos (como estrutura da serrapilheira e disponibilidade de alimento) (Wise 1993; Foelix 1996). No que se refere a estrutura da comunidade de aranhas de folhço, estas podem ser bastante influenciadas pela estrutura da serrapilheira (oferta de presas, amplitude térmica, umidade, espessura, volume e espaço intersticial) (Uetz 1979). Na América do sul, dados sobre a ecologia das comunidades de aranhas são escassos e são voltados principalmente para a identificação e classificação das espécies (Peres 2001). Simó *et al.* (1994) sugere que a partir de estudos com aranhas seja possível diagnosticar áreas ambientais, visto que as mesmas possuem uma enorme riqueza em espécies, são de fácil amostragem e são sensíveis a diversos fatores ambientais, mostrando-se indicadas para avaliar diferenças estruturais entre paisagens. O presente trabalho tem como objetivo, comparar as comunidades de aranhas de folhço em três paisagens no extremo sul do estado da Bahia, relacionando a araneofauna com o grau de diversidade das mesmas.

2. Metodologia

A coleta foi realizada na área da empresa Veracel Celulose S.A, onde encontra-se a Estação Veracruz, uma RPPN que possui 6.069 ha de floresta, em sua maior parte primária. Este estudo é um subprojeto a partir de um programa que busca avaliar a estrutura funcional das comunidades de artrópodes, anuros e lagartos de folhço no extremo sul do Estado da Bahia. A estratégia geral de amostragem é igual para todos os subprojetos, variando apenas a obtenção das variáveis pertinentes a cada estudo. O projeto original encontra-se em andamento, tendo sido realizadas duas coletas das quatro previstas, neste estudo foram analisados apenas os dados da 2ª campanha de coleta, sendo selecionadas paisagens de Mata Primária (MA), Fragmento Florestal (FF) e Reflorestamento com Eucalipto (RE), a fim de serem realizadas amostragens comparativas e padronizadas com os demais projetos. Foram programadas coletas com duração de cinco dias alternados, utilizando-se armadilhas de queda – “pitfall trap” seco, com baldes de 20l, 50cm de diâmetro, e duas aparadeiras. Cada paisagem é composta por quatro réplicas, cada uma com três linhas de 12 baldes. A partir deste desenho amostral foram selecionados seqüencialmente 3 baldes por linha. São visitados nove baldes em cada área, totalizando 108 baldes por dia de coleta, sendo que nesta campanha de coleta foram amostrados 540 baldes. Os baldes que não são visitados para coleta são esvaziados para evitar o enviezamento das amostras de artrópodes. O material coletado foi inicialmente depositado no ECOA/ICB/UCSal onde os indivíduos foram triados, identificados a nível de família e mantidos em recipientes com álcool a 70%. Os troncos caídos foram contados de maneira direta num raio de 1,5m, tendo como centro o balde, sendo totalizadas 432 medidas.

As medidas ambientais (média das frequências relativas de troncos caídos) entre as 3 paisagens foram comparadas utilizando-se o teste ANOVA- um critério através do programa *Bioestat* 2.0 (Ayres, *et al.*, 2000). Após a determinação das famílias obtidas e a avalia-

ção das variáveis ambientais, foram comparadas as três paisagens quanto à abundância das famílias, através de medidas de significância estatística (*Kolmogorov - Smirnov* - KS), a fim de testar a composição de famílias entre as paisagens. Foi feita a Regressão linear, através do programa *Bioestat* 2.0 (Ayres, *et al.*, 2000), entre a abundância das aranhas da família Theraphosidae e a média da frequência relativa de troncos caídos das 3 paisagens.

3. Resultados e Discussão

Foram coletados 258 indivíduos, distribuídos em 23 famílias, 47 espécimes em MA, 47 em FF e 164 em RE. As famílias com ocorrência mais significativa foram: Lycosidae 102 (39,53%), Theraphosidae 29 (11,24%), Ctenidae 23 (8,91%), Tethragnathidae 23 (8,91%), Zodariidae 22 (8,52). Na paisagem de MA a família mais abundante foi a Theraphosidae (34,04%), no FF foram Zodariidae (34,04%) e Theraphosidae (23,40%) e no RE foi Lycosidae (62,19%). No que diz respeito a frequência relativa dos indivíduos entre as famílias, foram encontradas diferenças significativas entre MA e RE, (KS, $p < 0,01$), no entanto não foram encontradas diferenças significativas entre MA e FF (KS, $p > 0,05$) e FF e RE (KS, $p > 0,05$). Sugerimos que este fato pode ser explicado pelas diferenças ambientais entre as paisagens, que possivelmente está interferindo na estrutura das comunidades destas aranhas, que segundo Uetz (1991); Wise (1993); Foelix (1996) são animais bastante sensíveis à variações no habitat e têm a sua distribuição dependente de muitos fatores bióticos e abióticos.

A maior abundância foi encontrada no RE com 164 indivíduos (63,56%), sendo a família Lycosidae exclusiva dessa área (102 espécimes), ou seja, 62,19% das aranhas do eucaliptal e 39,53% do total de aranhas capturadas. A família Lycosidae é composta na sua maioria por aranhas errantes, mais provavelmente de hábito senta-espera, o que é proposto como uma estratégia de adaptação ao déficit de presas (Wise 1993). Essa diferença na abundância de Lycosidae entre as paisagens era esperada, pois diversos autores tem correlacionado a abundância e riqueza de aranhas errantes de chão com a estrutura da serrapilheira. Uetz (1979), Green (1999) têm proposto que áreas com maior profundidade de folhço se apresentam mais complexas e ideais para muitas espécies de aranhas, devido a abundância e diversidade de presas, menor amplitude térmica, manutenção da umidade, substrato heterogêneo para refúgio dos predadores e abrigo. No entanto, assim como Uetz (1979), encontramos uma elevada abundância de Lycosidae na paisagem com menor espessura de serrapilheira (RE), corroborando com o autor, atribuímos esta predominância e exclusividade de Lycosidae à diminuição na competitividade, provavelmente gerada pela baixa diversidade em áreas com pouco folhço, ou, devido a facilidade na captura de outras aranhas em virtude da falta de cobertura. Ressalvamos que embora a maioria dos parâmetros ambientais ainda não tenham sido tratados estatisticamente, um estudo piloto tem revelado diferença na estrutura de serrapilheira entre as paisagens, especialmente entre MA e RE, com até mais de 50 cm de profundidade de diferença.

Os espécimes coletados da família Theraphosidae predominaram nas áreas de MA e FF, totalizando 29 indivíduos nas 2 paisagens (28,72%). Esse grupo compreende aranhas de hábito noturno que caçam fazendo tocaia (Höfer & Brescovit 2001) ou encontram as presas ocasionalmente (Foelix 1996), caracterizam-se também por serem fossoriais, vivendo sob rochas, troncos caídos ou cavando tocas no chão e em barrancos (Höfer & Brescovit 2001; Gasnier *et al.* 1995). Considerando que encontramos diferenças significativas entre as paisagens, no que diz respeito ao número de troncos caídos, (MA x RE e FF x RE, $p < 0,01$) e uma correlação significativa ($p = 0,0342$) entre a média de troncos e a abundância de Theraphosidae em MA e FF, sugerimos que a elevada abundância de troncos nessas áreas, em relação a RE, contribuiu para a alta abundância das Theraphosidae nessas paisagens, visto que, Gasnier *et al.* (1995) propõe que os troncos caídos são habitats adequados para as aranhas. Esta sugestão pode ser reforçada com base no

estudo de Marinho *et al.* (2002) que registraram a presença de formigas da espécie *Labidus praedator* em eucaliptais, associado à afirmação de Vieira & Höfer (1994) de que essas formigas são predadoras de Mygalomorphae de tamanho médio, o que pode provocar a ausência dessas aranhas nos reflorestamentos. Isto deve ser analisado posteriormente, com o estudo no projeto central da dinâmica espacial das formigas coletadas nas paisagens.

4. Conclusão

Portanto apesar das paisagens de Mata primária e Fragmentos florestais (Mata secundária) apresentarem maior profundidade no folhicho, podendo oferecer maior abundância e diversidade de presas, entre outros fatores favoráveis e também maior competitividade para as Lycosidae, que estão aparentemente bem adaptadas e dominando a área de reflorestamentos de eucalipto, pois não foi registrada nenhuma outra família que possa competir com a mesma nessa paisagem.

A partir das diferenças encontradas entre as áreas, tanto em relação a composição e abundância de aranhas, com relação aos parâmetros ambientais avaliados, sugerimos que o reflorestamento com eucaliptos interfere na estrutura das comunidades de aranhas que habitam esta paisagem.

5. Referências Bibliográficas

AYRES, M., M. AYRES JR., D.L. AYRES, A.A. SANTOS. 2000. Bioestat 2.0. USP. São Paulo, SP, Brasil.

BROWN, K.S. Jr. 1982. Historical and ecological factors in the biogeography of aposematic neotropical butterflies. *American Zoologist*, 44, 473-71.

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

FONSECA, G.A.B. da 1985. The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 34: 17-34.

FONSECA, G.A.B., PINTO, L.P.S. e RYLANDS, A.B. 1997. Biodiversidade e unidades de conservação. Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Vol. I - Conferências e Palestras. pp. 189-209. Curitiba, 15 a 23 de novembro de 1997. Universidade Livre do Meio Ambiente, Rede Pró-Unidades de Conservação e Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.

GASNIER, T.R., HÖFER, H., BRESCOVIT, A.D. 1995. Factors Affecting the "Activity Density" of Spiders on Tree Trunks in na Amazonian Rainforest. *Ecotropica* 1: 69-77.

GREEN, J. 1999. Sampling Method and Time Determines Composition of Spider Collections. *The Journal of Arachnology*, 27:176-182.

HÖFER, H. & BRESCOVIT, A.D. 2001. Species and guild structure of a Neotropical spider assemblage (araneae) (Reserva Florestal Adolpho Ducke, Manaus, Amazonas, Brazil). *Andrias*, 15: 99-120.

MARINHO, C. G. S., et al. 2002. Diversidade de Formigas (Hymenoptera: Formicidae) da Serrapilheira em Eucaliptais (Myrtaceae) e Área de Cerrado de Minas Gerais. *Neotropical Entomology*, 31(2):187-195.

MAY, R.M. 1988. How many species are there on earth?. *Science* 241: 1441-1449.

MITTERMEIER, R.A. et al 1999. Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. *Conservation International*, CEMEX. 430p.

MULLER, P. 1973. The dispersal centres of terrestrial vertebrates in the Neotropical realm: a study in the evolution of the Neotropical biota and its native landscapes. *Junk. The Hague*

MYERS, N. 1997. Florestas tropicais e suas espécies-sumindo, sumindo...? In Wilson, E.O. & F.M. Peter (eds) *Biodiversidade*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro – RJ, pp: 36-45.

PEARSON, D.L. 1994. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *The Royal Society*, 345, 75-79

PERES, M.C.L. 2001. Estudo comparativo das comunidades de aranhas de teia e errantes de solo (Araneae: Arachnida) em clareiras naturais e floresta madura de Floresta Atlântica. Dis. Mest./UFPE. Recife-PE; 37p.

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

PLATNICK, N.I. 2003. The World Spider Catalog, version 3.0 (online) – Disponível em: <http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog/81-87/COUNTS.htm>. Acesso: 14/07/2003.

PRANCE, G.T. [Ed.] 1982. *Biological diversification in the tropics*. Columbia Univ. Press, New York. 714p.

SANTOS, G.P.; Zanuncio, J.C.; Anjos, N. 1982. Novos resultados sobre a biologia de *Psoracampa denticulata* Schaus (Lepidoptera : Notodontidae), desfolhadora de eucaliptos. *Rev. Árvore*, 6, 121-132.

SIMÓ, M., PÉREZ-MILES F., PONCE DE LEÓN, ACHAVAL, F. E MENEGHEL M. 1994. Relevamiento de Fauna de la quebrada de los cuervos; area natural protegida. *Bol. Soc. Zool. Del Uruguay* (2):1-20.

UETZ, G.W. 1979. The Influence of Variation in Litter Habitats on Spider Communities. *Oecologia (Berl.)* 40, 29-42.

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

VIEIRA, R. S. & HÖFER, H. 1994. Prey Spectrum of Two Arm Ant Species in Central Amazônia, with Special Attention on their Effect on Spider Population. *Andrias* 13: 189-385.

WILSON, E.O. 1997. A Situação atual da diversidade biológica. In: Wilson, E.O. & Peter (eds) *Biodiversidade*. Ed. Nova Fronteira, Rio de Janeiro – RJ, pp: 3-24.

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

ZANUNCIO, J. C. 1994. Major lepidopterous defoliators of eucalyptus in southeast Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 65, p. 53-63.

ZANUNCIO, J. C. et al. 1992. Principais Lepidopteros, pragas primárias e secundárias, de *Eucalyptus grandis* na região de Guanhães, Minas Gerais, durante o período de Junho de 1989 a Maio de 1999. *Científica*, V. 20, n. 1, p. 145-155.

Por que a composição de espécies é importante quando se estuda a colonização e a extinção de formigas em uma paisagem fragmentada?

José H. Schoeder^a, Tathiana G. Sobrinho^b, Carla R. Ribas^b & Renata B. F. Campos^b

^aDepartamento de Biologia Geral; Universidade Federal de Viçosa; Viçosa – MG; Brasil. Telefone: (31) 3899.1668; E-mail: jschoere@ufv.br ^bPrograma de Pós-Graduação em Entomologia; Departamento de Biologia Animal; Universidade Federal de Viçosa; Viçosa – MG; Brasil

1. Introdução

A fragmentação de habitats pode acontecer a partir de várias atividades humanas. Habitats grandes e não perturbados são divididos em áreas menores, isoladas umas das outras por cidades, estradas e áreas agrícolas. A perturbação gerada pela fragmentação pode modificar a comunidade original de várias formas, usualmente com efeitos sobre a riqueza de espécies. A paisagem criada pela fragmentação raramente é planejada para considerar o isolamento, a área e o formato dos remanescentes, bem como efeitos de borda e outros processos que possam reduzir a riqueza de espécies. Conseqüentemente, a paisagem resultante é formada de várias manchas de vegetação, com diferentes áreas, imersas em uma matriz de áreas perturbadas, e com diferentes graus de isolamento entre elas.

Pequenos remanescentes de vegetação usualmente têm menos espécies que os grandes. Esse fato foi observado por vários autores, trabalhando com diferentes grupos de plantas ou animais. Esse padrão é usualmente confundido com a relação espécie-área, que é provavelmente o padrão mais comum em ecologia. A relação espécie-área, no entanto, não considera os processos que ocorrem em uma paisagem fragmentada. Esses processos, como efeitos de borda e forma, isolamento, e invasão de espécies dos novos ambientes criados entre os remanescentes, podem modificar o padrão uma vez que adicionam novas variáveis à relação espécie-área.

As dinâmicas de imigração e extinção são processos importantes que alteram a riqueza de espécies nos remanescentes, sendo que tais processos dependem da área e do isolamento dos fragmentos. O isolamento pode ser fundamental na determinação das taxas de imigração, porque influencia diretamente a oportunidade da colonização ou re-colonização de um dado remanescente. Os efeitos da imigração e extinção local na riqueza de espécies de ilhas foi formalizada pela primeira vez por MacArthur e Wilson (1967), e desde então esta tem sido a principal teoria para explicar os efeitos de área e isolamento, ainda que existam diferenças claras entre ilhas verdadeiras e remanescentes florestais. Os efeitos previstos da área e do isolamento sobre as taxas de imigração e extinção nem sempre são observadas em ilhas verdadeiras, ainda que em fragmentos tais processos sejam mais facilmente detectados. O ambiente entre os remanescentes, usualmente chamado de matriz, pode ser também importante. A matriz pode ser formada por diferentes habitats e, dependendo do tipo de matriz, esta pode ser também uma fonte de espécies para os fragmentos, modificando sua dinâmica populacionais, a composição de espécies e a estrutura da comunidade. A invasão de espécies depende não só do tipo de matriz, mas também da área e da forma dos fragmentos, ou de sua razão perímetro/área.

Esse trabalho tem o objetivo de estudar as taxas de colonização e extinção local em relação às áreas e isolamento em uma paisagem fragmentada. Nós testamos a hipótese que fragmentos menores e mais isolados recebem menos colonizadores e perdem mais espécies. Sendo esse pressuposto aceito, nós testamos algumas hipóteses para explicar esse padrão (DeSouza et al., 2001).

2. Material e Métodos

Local de estudo

O estudo foi feito em Viçosa (20°45'S, 42°50'W), uma região que já foi coberta de florestas até o século passado, quando um processo acelerado de fragmentação começou. Hoje em dia a região é composta de um mosaico de florestas variando de 3.2 a 298 hectares, formando uma excelente sistema para estudar os efeitos da fragmentação.

Procedimento de amostragem

Nós escolhemos arbitrariamente 18 remanescentes com áreas variando de cerca de 3 a cerca de 300 hectares. Nós usamos fotos aéreas para estimar a área e o isolamento dos remanescentes, este último calculado como a soma das distâncias do fragmento estudado aos quatro fragmentos mais próximos nos quatro pontos cardeais.

Nós amostramos os remanescentes durante a estação chuvosa (verão), durante três anos consecutivos, sempre nos mesmos pontos dos anos anteriores. Nós coletamos as formigas usando armadilhas de pitfall com iscas. Os remanescentes foram amostrados usando amostragem proporcional à área (Sobrinho et al., 2003). Dez pastagens entre os fragmentos também foram amostradas usando as mesmas armadilhas usadas nos fragmentos. As espécies de formigas coletadas foram classificadas de acordo com os locais onde foram amostradas. Nós consideramos espécies generalistas aquelas que ocorreram tanto nas armadilhas de pastagem quanto nas de floresta. Espécies de floresta foram aquelas coletadas apenas nos fragmentos florestais.

Nós consideramos colonizadoras aquelas espécies que não ocorreram em um ano e que foram amostradas no ano subsequente. A

taxa relativa de colonização foi calculada dividindo a taxa absoluta de colonização (número médio de colonizadores em ambos os intervalos) pelo número de espécies no fragmento no início do intervalo. Nós testamos a influência da área e do isolamento na taxa relativa de colonização através de análise de covariância, usando o número de amostras por fragmento como variável discreta, para poder retirar o efeito da amostragem proporcional. Se a taxa de colonização variar positivamente com a área nós iremos testar a hipótese que o formato dos fragmentos influencia este padrão, usando a razão perímetro/área como variável explicativa da colonização.

Nós consideramos uma espécie localmente extinta se ela ocorreu em um ano e não foi amostrada no ano subsequente. A taxa relativa de extinção foi calculada dividindo a taxa absoluta de extinção (número médio de espécies extintas em ambos os intervalos) pelo número de espécies no fragmento no início do intervalo. Nós testamos a influência da área na taxa relativa de extinção através de análise de covariância, usando o número de amostras como variável discreta, o que de novo permitiu retirar o efeito da amostragem proporcional. Se a taxa de extinção local variar negativamente com a área do fragmento nós iremos testar duas hipóteses.

Para testar se fragmentos menores têm menores populações, estimamos a densidade populacional das formigas usando a frequência das espécies nas armadilhas de pitfall e testamos a resposta da frequência à área dos fragmentos e ao número de amostras através de análise de covariância.

Outra hipótese para explicar a diminuição da taxa de extinção com o aumento da área dos fragmentos é que as espécies generalistas invadem mais os fragmentos menores do que as espécies de floresta e que as espécies generalistas sofrem mais extinção nos fragmentos do que as espécies de floresta. Nós testamos o primeiro passo através de análise de covariância, onde a variável resposta foi o número de colonizadores em cada categoria (generalistas e de floresta) e as variáveis explicativas foram a área do fragmento, a categoria das espécies e a interação entre essas variáveis. Nós testamos o segundo passo calculando o número de eventos de extinção de espécies generalistas e de floresta e submetendo esses número a qui-quadrado.

Todas as análises foram feitas no programa R. Nas análises envolvendo mais de uma variável explicativa, o modelo completo foi ajustado e as variáveis foram sendo retiradas para verificar a mudança na estrutura de erros. Todos os modelos foram submetidos a análise de resíduos.

3. Resultados

Foram coletadas 189 espécies de formigas, sendo que na matriz foram amostradas 49 espécies, e destas 26 também ocorreram nos fragmentos florestais (espécies generalistas). A taxa de colonização não foi afetada pela área do remanescente ($F_{1,15}=2.17$; $p=0.16$), pelo isolamento ($F_{1,16}=1.88$; $p=0.19$) ou pelo número de amostras ($F_{2,13}=0.40$; $p=0.68$). A taxa de extinção foi menor em fragmentos menores ($F_{1,16}=14.27$; $p=0.002$) e não foi afetada pelo número de amostras ($F_{2,14}=3.66$; $p=0.053$). A frequência de espécies de formigas aumentou significativamente com a área ($F_{1,16}=28.26$; $p=0.0002$) e com o número de amostras ($F_{2,14}=7.08$; $p=0.009$). A taxa de colonização foi influenciada pela categoria das espécies de formigas ($F_{1,33}=188.88$; $p<0.0001$), pela área do fragmento ($F_{1,34}=12.75$; $p=0.0004$) e pela interação entre categoria e área ($F_{1,32}=7.55$; $p=0.0006$). O número de colonizadores generalistas caiu e o número de colonizadores de floresta aumentou com a área. As espécies generalistas sofreram mais extinção dentro dos fragmentos florestais do que o esperado pelo acaso e as espécies de floresta sofreram menos extinção do que o esperado pelo acaso ($\chi^2=11.18$; $df=1$; $p=0.0008$).

4. Discussão e Conclusões

A extinção local decresceu com a área do fragmento, confirmando nosso pressuposto. No entanto, a taxa de colonização não variou nem com a área e nem com o isolamento do fragmento.

Ainda que o balanço entre as taxas de extinção local e colonização possam explicar o padrão espécie-área observado por Sobrinho et al. (2003), a ausência de relação entre a colonização e a área merece maiores explicações. Os resultados podem estar ligados à composição de espécies nos fragmentos. Ao contrário do que ocorre em ilhas verdadeiras, a matriz é habitada por espécies que podem colonizar os fragmentos. Fragmentos menores podem ser mais acessíveis a espécies generalistas porque (i) têm mais borda em relação à área, (ii) a competição pode ser menor, (iii) neles pode ter ocorrido maior perda primária de espécies, e (iv) a paisagem estudada têm regiões com fragmentos grandes e menos isolados e regiões com fragmentos pequenos e mais isolados. Dessa forma, a composição de espécies de possíveis colonizadores pode variar.

A menor extinção em relação à área do fragmento pode ser causada por vários fatores, não necessariamente independentes: (i) fragmentos pequenos não conseguem suportar grandes densidades populacionais, (ii) fragmentos pequenos podem ser mais invadidos por espécies generalistas, menos adaptadas a viver dentro da floresta, (iii) a perturbação pode ser maior em fragmentos pequenos, (iv) os remanescentes podem ter acumulado espécies da vizinhança e estão perdendo espécies em uma taxa proporcional à sua área. Dessas quatro hipóteses, nós testamos apenas as duas primeiras.

A menor frequência de formigas nos fragmentos menores pode estar ligada tanto à menor densidade de ninhos quanto à menor abundância de indivíduos por ninho. Menores densidades de ninhos podem afetar a taxa reprodutiva líquida das espécies diminuindo a probabilidade de encontros entre machos e fêmeas (efeito Allee). Poucos indivíduos por colônia, por outro lado, podem afetar a produção de castas reprodutivas por terem menor força de coleta de recursos. De qualquer forma, a menor frequência de formigas em fragmentos menores pode ter sido causada pelas modificações do habitat, relacionadas a mudanças tanto nos recursos quanto nas condições ambientais após a fragmentação.

A composição de espécies colonizadoras parece ser importante também na determinação das taxas de extinção local nos fragmentos de diferentes áreas. Ainda que as taxas de colonização não tenham variado com a área, diferentes espécies colonizam os fragmentos de diferentes áreas. Os fragmentos menores são mais invadidos por espécies da matriz e os maiores são mais invadidos por espécies de floresta. Tal diferença pode ter provocado a ausência de relação observada entre colonização e área. As espécies generalistas podem reconhecer os fragmentos menores como sendo mais semelhantes à matriz, ou o fato dos fragmentos menores estarem imersos em uma paisagem mais composta por matriz pode facilitar a invasão por espécies generalistas.

Como houve maior extinção de espécies generalistas dentro dos fragmentos, isso significa que os fragmentos menores, que sofrem mais colonização por estas espécies, apresentam maior substituição de espécies com o tempo.

Esses resultados podem ter uma aplicação interessante na conservação de remanescentes florestais, uma vez que os efeitos secundários da fragmentação são maiores em fragmentos menores, nos quais o efeito da redução da população é mais evidente. Além disso, nos fragmentos menores a substituição de espécies é também maior, causando mudanças na composição de espécies, além dos já esperados efeitos na riqueza de espécies. (CAPES/CNPq/FAPEMIG)

5. Referências Bibliográficas

- DeSouza, O.; Schoereder, J.H.; Brown, V.K.; Bierregaard Jr., R.O. (2001) A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragments. Em: *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. (eds R. O. Bierregaard, C. Gascon, T. F. Lovejoy & A. A Santos) pp.13-20. Yale University Press, New Haven, 478 p.
- MacArthur, R.H.; Wilson, E.O. (1967) *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton.

Sobrinho, T.G.; Schoereder, J.H.; Sperber, C.F.; Madureira, M.S. (2003). Does fragmentation alter species composition in ant communities (Hymenoptera: Formicidae)? *Sociobiology* 42.

Identificando sítios para a conservação em uma paisagem fragmentada.

José Marcelo D. Torezan^{1,3,4}, Virgílio M. Viana^{2,3} e Taís Benato¹

1-Laboratório de Biodiversidade e Restauração de Ecossistemas – Universidade Estadual de Londrina,

2-Laboratório de Silvicultura Tropical - ESALQ-USP,

3-Curso de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, EESC-USP

4-torezan@uel.br

1. Introdução

A floresta atlântica do Brasil tem altos índices de diversidade e endemismo, mas é uma das mais ameaçadas do mundo (Viana & Tabanez 1996, Myers et al. 2000). A região norte do estado do Paraná, parte do domínio da Floresta Atlântica, tem simultaneamente áreas indicadas como prioritárias para conservação em nível nacional, e áreas com “pressão antrópica alta” (MMA 2002). O Parque Estadual Mata dos Godoy (Londrina-PR) é indicado como área de “extrema importância biológica” para conservação de invertebrados, e de “alta importância” para aves. O terço final do rio Tibagi, que inclui a área do Parque, também é considerado de “extrema importância biológica” para a conservação de répteis e anfíbios (MMA 2002). Apenas duas pequenas unidades de conservação de uso indireto, excetuando-se as urbanas, estão estabelecidas na região, sem qualquer plano de conservação que leve em consideração a sustentabilidade e a sua inserção numa paisagem com outros fragmentos. Um modelo dedicado ao planejamento de atividades de conservação, manejo e restauração de habitats em uma unidade de paisagem deve incluir um conjunto de informações ao mesmo tempo estratégicas para assegurar a eficácia e de fácil obtenção, para assegurar a agilidade necessária. Planos e estratégias para conservação usualmente são complexos (Noss 1999), e demandam informações detalhadas (Hocort et al 2000), às vezes difíceis de se obter, como inventários biológicos e certos tipos de mapeamento, o que traz limitações em termos de disponibilidade, qualidade e custo das informações. Assim, procurou-se testar a eficiência de métodos realmente simples como um “filtro grosso” para a seleção, em escala local, de áreas prioritárias para conservação de habitats fortemente fragmentados e reduzidos, uma situação bastante comum no sul do Brasil (Viana & Tabanez 1996). Para tanto, foram utilizados dados obtidos de imagens LANDSAT e planos de informação normalmente disponíveis em mapeamentos comuns, como a hidrografia e a rede de estradas, associados a trabalho de campo, para fazer uma pré-seleção de áreas com potencial para estabelecimento de redes de conservação. A pré-seleção procurou responder às seguintes perguntas: 1-Quais são os sítios localmente com maior potencial para a conservação da biodiversidade? 2-Quais são os sítios sob maior risco para objetivos de conservação? e 3-Quais sítios têm melhores oportunidades para o estabelecimento de zonas de conservação de uso múltiplo?

2. Métodos

Originalmente recoberta por Floresta Estacional Semidecidual, com ocorrência ocasional de Araucária nas elevações acima de 700m s.n.m. (Torezan 2002), a região do baixo rio Tibagi sofreu um processo de ocupação predominantemente agrícola, e uma forte redução nas suas áreas naturais, nos últimos 80 anos. O processo de fragmentação obedeceu a variáveis ligadas ao sistema fundiário e à topografia, gerando padrões de paisagem com forte dispersão dos fragmentos e domínio de fragmentos pequenos, ou com menos de 10ha. Juntamente com outros tributários menores do rio Paranapanema, no trecho hoje compreendido pelo reservatório de Capivara, o baixo Tibagi situa-se na região chamada de “Norte Novo”,

em referência ao processo recente de colonização da região. A posição de aglomerados urbanos e das rodovias foi obtida de cartas topográficas 1:50.000. Estradas pouco conhecidas foram checadas em campo. Foram produzidos mapas de distâncias euclidianas de rodovias e de zonas urbanas. Estradas rurais não pavimentadas (não asfaltadas) não foram incluídas nesta análise, em função da escala e da dificuldade de checagem de campo. Para levar em consideração pressões atuais e futuras de ocupação, tampões de 5km no entorno dos polígonos das zonas urbanas, e de 500m para cada lado das rodovias foram reunidos em um mapa, chamado de “zona de desenvolvimento”. Outras informações estratégicas, como a presença de unidades de conservação, usinas hidroelétricas e captação de água para consumo humano nos principais rios da região foram também obtidas, para avaliar o impacto potencial da conservação sobre serviços ambientais. Um mapa da distribuição da cobertura florestal foi obtido da classificação não supervisionada das bandas 3, 4 e 5 da imagem LANDSAT TM. Fragmentos florestais com 500ha ou mais foram selecionados e analisados, visando identificar sub-regiões com potencial para conservação. Foram calculados a área total do fragmento, área de núcleo (área interior situada a mais de 100m do limite externo do fragmento), número de núcleos, índice (proporção) de área núcleo, relação perímetro/área e distância do vizinho mais próximo (DVMP, distância do fragmento florestal mais próximo com 10ha ou mais). Estas medidas foram usadas para avaliar a estrutura espacial dos remanescentes selecionados. Um mapa foi produzido contendo zonas-tampão de 5km no entorno dos fragmentos com 500ha ou mais, chamadas de “zonas de conservação” e cruzado com o mapa de “zonas de desenvolvimento”. As zonas de conservação foram analisadas quanto à proporção de áreas coincidentes, chamadas “sob conflito”, com as de desenvolvimento, a quantidade e a qualidade dos fragmentos principais de 500ha ou mais e a cobertura florestal remanescente. A conectividade interna das zonas foi analisada subjetivamente, a partir da intersecção por estradas. Para acessar a integridade biológica dos fragmentos selecionados foram verificadas em campo 11 variáveis ecológicas, utilizando um gabarito e uma escala ordinal de 1 (menor integridade) a 5 (maior integridade), com observação de no mínimo 10 pontos por fragmento, e atribuindo-se um valor inteiro aproximado da média dos pontos observados. Uma medida geral da integridade biológica foi obtida através da soma das 11 variáveis, podendo variar de 11 a 55. Uma escala de prioridades entre as zonas de conservação identificadas foi estabelecida, baseada na estrutura da paisagem (proporção de cobertura florestal e de área de núcleo da cobertura), na integridade média dos fragmentos grandes incluídos e no custo de oportunidade (área total, proporção sob conflito e densidade de rodovias).

3. Resultados e discussão

Foram identificados 11 fragmentos florestais com 500ha ou mais na região estudada, variando de 560 a 5270ha, distribuídos em cinco sub-regiões: 1-baixo rio Vermelho, no reservatório de Capivara, 2-sub-bacias dos rios Apertados, Três Bocas e Taquara, ao sul de Londrina, a 3-bacia do rio Congonhas, 4-Parque Estadual “Mata de São Francisco” e imediações de Cornélio Procópio, e 5-região da Terra Indígena Apucarana. O coeficiente de correlação de Spearman é altamente significativo na comparação das ordenações de fragmentos por variáveis ligadas à forma, como RPA, I_{AN} , e número de núcleos. Assim, apenas uma destas medidas pode ser empregada, preferivelmente aquela de implementação mais simples no SIG, em conjunto com a área do fragmento e medidas de conectividade. Nenhuma ordenação por variável espacial mostrou correlação significativa com a ordenação pelos dados de campo, mostrando que há complementaridade entre os dois tipos de informação. Na região situada logo ao sul do município de Londrina há um conjunto de fragmentos, onde está incluído o Parque Estadual “Mata dos Godoy”, com bons indicadores de estrutura espacial. Apesar de uma pressão de ocupação

intensa e de avizinhar-se das maiores cidades da região, ali ocorre, além da citada unidade de conservação, a captação de água para consumo humano das cidades de Londrina e Cambé, no ribeirão Cafezal (40% do total) e no rio Tibagi (50%). Foram identificadas 5 “zonas de conservação”, englobando os 11 fragmentos com 500ha ou mais. Todas as zonas foram interceptadas, em maior ou menor grau, pelas “zonas de desenvolvimento”, com exceção da Terra Indígena Apucarana, que encontra-se a uma certa distância de cidades e rodovias. No entanto, em todas as zonas a densidade de rodovias apresentou-se baixa ($>3\text{km}/\text{km}^2$, Hctor et al. 2000). Cerca de 419.000ha foram considerados zona de desenvolvimento, dos quais 13% coincidiram com zonas de conservação. Dentre as zonas identificadas, as regiões da TI Apucarana e do PE “Mata dos Godoy” receberam a maior prioridade.

4. Conclusões

Nenhum dos fragmentos selecionados poderia, isoladamente, constituir uma unidade auto-sustentável. Nenhuma reserva isolada, a menos que tenha milhares de km^2 , pode manter a sua biodiversidade por muito tempo (Noss & Cooperrider 1994). Embora o critério de busca pareça rigoroso (87% da cobertura florestal da região é composta por fragmentos menores que 500ha), os tamanhos e o número de fragmentos localizados mostram que o processo de fragmentação na região foi bastante severo, possivelmente com perdas irreversíveis. A distribuição dos fragmentos não favorece a representação de comunidades de ambientes distintos dentro da região estudada. Comunidades de topo de encostas rochosas e de várzeas estão mal representadas na região (Torezan & Silveira 2002), e conseqüentemente na amostra de fragmentos selecionada. Os cinco blocos identificados como possíveis áreas de conservação são heterogêneos também em relação às pressões de ocupação, à cobertura florestal e ao potencial de conectividade. O maior bloco, contendo o PEMG, tem a segunda maior cobertura florestal e a maior proporção de área atingida por pressões de desenvolvimento. O Parque é seccionado por uma rodovia vicinal, de tráfego local, e a conexão com outras áreas, pela zona ripária do ribeirão Apertados é impedida a oeste, com outra intersecção por uma rodovia regional, de tráfego pesado. Os efeitos, generalizados e cumulativos, de estradas sobre a biodiversidade são claramente negativos (Strittholt & Dellasala 2001). Organismos mais vágues, justamente aqueles que poderiam beneficiar-se da conectividade intrínseca da paisagem, utilizando a matriz para seus deslocamentos, são os mais atingidos por mortalidade ligada a estradas (Carr & Fahrig 2001). Já animais que habitam exclusivamente o interior de florestas podem perceber mesmo estradas estreitas e pouco usadas como uma clareira linear e evitar a passagem (Develey & Stouffer 2001). Por este motivo, exclusão de estradas de estudos sobre a fragmentação leva a conclusões incompletas (Strittholt & Dellasala 2001), para dizer o mínimo. A importância do PEMG para a conservação (MMA 2002), associada às condições da cobertura florestal no seu entorno faz com que seja necessário enfrentar limitações econômicas e tecnológicas para aumentar a área protegida e minimizar as barreiras à conectividade impostas pela presença de rodovias. Embora de eficiência controversa (Noss & Cooperrider 1994), túneis e outros tipos de passagem para a fauna devem ser considerados, e mesmo alternativas “caras”, como o encerramento da via de tráfego num túnel, não são despropositais face à importância da área e à gravidade do problema.

5. Referências

- Carr, L.W. & L. Fahrig 2000. Effect of road traffic on two amphibian species of differing vagility. *Conservation Biology* 15(4): 1071-1078
- Develey, P.F. & P.C. Stouffer 2001. Effects of roads on movements by understory birds in mixed-species flocks in Central Amazonian Brazil. *Conservation Biology* 15(5): 1416-1422.
- Hctor, T.S., Carr, M.H. & P.D. Zwick 1999. Identifying a linked reserve system using a landscape approach: the Florida ecological

- network. *Conservation Biology* 14(4): 984-1000
- MMA – Ministério do Meio Ambiente 2002. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, MMA/SBF, 404p.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & J. Kent, 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858
- Noss, R.F. & A.Y. Cooperrider, 1994 *Saving Nature's Legacy*. Washington, Island Press, 417p.
- Noss, R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: A suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115: 135-146
- Strittholt, J.R. & D.A. Dellasala 2001. Importance of roadless areas in biodiversity conservation in forested ecosystems: case study of the Klamath-Siskiyou ecoregion of the United States. *Conservation Biology* 15(6): 1742-1754
- Torezan, J.M.D. 2002. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. *In* Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A. & J.A. Pimenta (eds). A bacia do rio Tibagi. Londrina-PR, edição dos editores. p. 103-108
- Torezan, J.M.D. & M. Silveira 2002. Fatores ambientais, diversidade e similaridade em florestas da bacia do rio Tibagi. *In* Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A. & J.A. Pimenta (eds). A bacia do rio Tibagi. Londrina-PR, edição dos editores p. 125-132
- Viana, V.M. & A.A.J. Tabanez 1996 *Biology and Conservation of forest fragments in the Brazilian atlantic moist forest*. *In* Schelhas, J. & R. Greenberg (eds). *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington D.C. p.149-186

Aplicação de ecologia de paisagem na definição de unidades de manejo no Morro Santana.

Juliane S. Bortolotti^a & Prof^a. Dra. Maria Luiza Porto^b

^a Pós graduação Ecologia Universidade Federal do Rio Grande do Sul (juliane@ecologia.ufrgs.br)

^b Dep. Ecologia Universidade Federal do Rio Grande do Sul

1. Introdução

O Morro Santana quanto aos seus recursos naturais representa uma importante área coberta por matas, campos e capoeiras nativas em meio a um centro urbano dentre os municípios de Porto Alegre e Viamão. Possui uma área em torno de 1000 hectares sendo que aproximadamente 600 pertencem a Universidade Federal do Rio Grande do Sul. O Morro Santana é formado por Granitóides Pós-Tectônicos alojados na Sutura de Porto Alegre, compondo o Granito Santana. Possui a maior elevação do município com 311 metros de altitude.

Através das transgressões marinhas estabeleceram-se na região elementos vegetais oriundos de pelo menos 4 rotas migratórias, sendo os campos colonizados por elementos austrais-antárticos, pela rota migratória meridional e elementos chaco-pampeanos, como os butiás, pela rota migratória oeste. As florestas compõem-se de espécies originárias do sul da Floresta Amazônica migradas através da rota migratória do Brasil Central, e elementos tropicais da Floresta Atlântica, como as Figueiras, migradas através da rota migratória da Costa Atlântica Brasileira. Desta maneira a vegetação da região de Porto Alegre é considerada um ecótono, uma interface entre grandes ecossistemas.

O Morro Santana é divisor de águas e berço de nascentes de 3 representativas sub-bacias de três municípios da região da Grande Porto Alegre, a mais populosa com 1/3 dos habitantes da capital.

Devido a localização rodeada por centros urbanos o Morro Santana sofre uma acelerada ocupação humana causando danos tais como: retirada de vegetação e material da encosta causando

deslizamentos de rochas e solo; assoreamento de arroios decorrente de desmatamentos causando alagamentos após enxurradas; poluição de nascentes e corpos d'água por fossas sanitárias e lixo; ocorrência de lixões clandestinos que causam poluição, doenças e maior risco de escorregamento devido ao aumento de peso na área; queimadas e corte seletivo da vegetação.

A conservação das áreas naturais do Morro Santana representa a viabilidade a longo prazo dos corpos d'água que possuem suas nascentes ali localizadas, uma melhora no equilíbrio climático da região em função da regulação térmica pela vegetação, que também atua na redução de poluentes do ar através da remoção, armazenamento, metabolismo e transferência destas substâncias, além da manutenção de espécies raras e ameaçadas da fauna e flora nativa.

Por tratar-se de uma área natural em meio a centros urbanos os tipos de usos potenciais desta unidade de conservação estendem-se aos puramente paisagísticos ou de conservação do ambiente natural. Podendo ser reconhecidas zonas com potenciais de uso turístico, de lazer ativo ou contemplativo, de educação ambiental em vivência e experimentação da natureza, e com aproveitamento diferenciado, como zonas de extração manejada de cipós para produção de artesanato pelas comunidades indígenas. Para o reconhecimento destas possíveis zonas com potenciais de usos diversos é necessário o levantamento e diagnóstico da qualidade ambiental nas diferentes manchas e corredores existentes, baseado na integração das variáveis de estrutura horizontal e vertical e grau de conservação, sendo de grande importância para a eficácia do diagnóstico o respeito as inter-relações entre as variáveis levantadas. Por tanto, com o objetivo de obtermos um mapa com as diversas zonas potenciais da área, serão realizados estudos a cerca das possíveis unidades de manejo (biótopos) para os diferentes ecossistemas presentes.

2. Métodos

A escolha das áreas amostradas será feita a partir do mapa de uso e ocupação da área do Morro Santana onde as unidades de paisagem estão definidas em manchas e corredores relativos ao uso e ocupação da área. As áreas amostradas compreenderão todos os tipos em diferentes exposições e altitudes de manchas e corredores de formações naturais na área do Morro Santana.

Para a amostragem da vegetação arbórea em áreas de florestas será utilizado o método do ponto sobre transeccionais. As transeccionais serão de 50m de comprimento e serão demarcadas com uma corda com marcas a cada 5m. Em cada marca da corda será feita a amostragem da árvore mais próxima a partir do DAP 5cm.

Em cada área amostrada haverá duas transeccionais.

Serão registradas com o uso de GPS as duas coordenadas geográficas em cada uma das pontas da transeccional.

Para a amostragem de vegetação herbácea será utilizado o método do quadrado. As unidades amostrais serão de 0,75m² e serão demarcadas por um quadrado de metal. Estas estarão distribuídas em uma área de 50m x 30m, formando um retângulo demarcado por cordas. Os quadrados ou unidades amostrais serão distribuídos a cada 5m ao longo da linha dos 30m. Cada grupo de 6 quadrados ou unidades amostrais, distribuídos na linha dos 30m, estarão distribuídos na medida zero, 25 e 50m da linha de 50m. A área amostrada terá o total de 18 quadrados ou unidades amostrais.

Serão registradas com o uso de GPS as coordenadas geográficas em cada uma das quatro pontas da área amostrada.

Cada mancha ou corredor analisado poderá conter uma ou mais áreas amostradas dependendo do seu tamanho.

Em cada árvore amostrada serão coletados os seguintes dados: espécie; altura; DAP e cobertura da copa.

Em cada 5m da unidade amostral ou marca na corda serão coletados os seguintes dados: declividade e altitude.

Em cada transeccional será levantado o número de estratos da vegetação.

Para as áreas campestres, em cada unidade amostral ou qua-

drado serão levantados os seguintes dados: espécies; cobertura relativa de cada espécie; altura da vegetação; declividade e altitude.

De cada mancha de vegetação será elaborado um diagrama de perfil, considerando a estratificação, composição e formas de vida.

Serão calculados os parâmetros fitossociológicos de: frequência absoluta e relativa; dominância absoluta e relativa para cada espécie amostrada.

Será calculado o índice de diversidade para cada unidade amostral.

Os mapas serão elaborados com o uso do programa ArcView 8.3.

3. Discussão e Resultados

Até o momento estão apurados dados relativos ao uso e ocupação da área do Morro Santana através de mapa gerado por Wolfram Adelman (ined.) utilizando-se de técnicas e programas de Geoprocessamento (GIS) a partir da interpretação por estereoscopia em fotos aéreas e interpretação de imagens de satélite, onde as unidades de paisagem estão definidas em manchas e corredores de acordo com o tipo de formação vegetal natural, agricultura ou área urbana presente e o levantamento das características da estrutura horizontal da paisagem nestas unidades, e a apresentação de dados relativos ao levantamento florístico; estrutura vertical e morfologia dos terrenos das unidades de paisagem até então tratadas.

Como resultados esperados temos:

Esperamos inferir a composição florística para as unidades de paisagem campestres e de mata.

Esperamos construir um diagrama das manchas e corredores presentes com base na estrutura horizontal da paisagem, como: tipos de bordas, tamanho e formato das manchas, continuidade, etc. através da interpretação de fotos aéreas na escala de 1:8000.

Esperamos, com a integração dos dados da estrutura vertical, morfologia dos terrenos e levantamento das características da estrutura horizontal da paisagem, gerar o mapa de unidades de manejo, acompanhado por valores de distúrbio, regeneração e conservação.

4. Referências Bibliográficas

- BEDÊ, L. C. et al. Manual para Mapeamento de Biótopos no Brasil: Base para um Planejamento Ambiental Eficiente. 2. ed. rev. Belo Horizonte, Fundação Alexander Brandt: 1997. 146p.
- BRACK, P. Um estudo para a preservação da flora do morro Santana em Porto Alegre. CPG Botânica – UFRGS, Porto Alegre.
- FORNECK, E. D. 2002. Biótopos Naturais Florestais nas Nascentes do Arroio Dilúvio (Porto Alegre e Viamão, RS) Caracterizados por Vegetação e Avifauna. Dissertação de mestrado em ecologia. UFRGS
- FRIZZO, T. C. E.; PORTO, M. L. 1998. Flora ilustrada da vegetação da futura Reserva Ecológica do Morro Santana, Porto Alegre, RS. XLIX Congresso Nacional de Botânica. Livro de resumos. Salvador.
- GUERRA, T.; MOHR, F. V.; PORTO, M. L. 1995. Zoneamento Ambiental do Morro Santana com vistas a implantação de uma Reserva Ecológica. In: Boletim de resumos, p. 83-86.
- MENEGAT, R.; PORTO, M.L.; CARRARO, L.A. 1998. Atlas Ambiental de Porto Alegre.
- MOHR, F. V. 1995. Zoneamento da Vegetação da Reserva Ecológica do Morro Santana, Porto Alegre, RS. Aplicabilidade de Geoprocessamento e Bases Fitossociológicas. Dissertação de mestrado em botânica UFRGS.
- PORTO, M. L. e FRIZZO, T. C. E. 2000. O que floresce no morro Santana? – Guia para a identificação de algumas espécies ornamentais campestres. Porto Alegre. (no prelo)
- PORTO, M. L.; GUERRA, T. 1995. Zoneamento ambiental do morro Santana, Porto Alegre, RS, Brasil, com vistas a implantação de uma Reserva Ecológica. In: Revista de Opinion sobre Medio Ambiente, vol.1, n.1, p. 61-69. Montevideu.
- PORTO, P. R. 1997. Corredores lineares “trilhas” em áreas pre-

servadas. Dissertação de mestrado. CPG Ecologia – UFRGS. Porto Alegre. 76 p. II.

RIELLA, C.; FERNANDEZ, E. P.; SANTOS, U. B. dos. 1997. Morro Santana. Porto Alegre: PMPA. 91p. II.

ROBAINA, L. E. de S.; PHILIPP, R. P.; BICA JUNIOR, V.; PEROTTO, C. 1994. A Morfodinâmica das Encostas do Morro Santana, Porto Alegre, RS. In: Boletim de resumos expandidos, vol. 1, p. 533-534.

RODRIGUES, D. et alli. 1997. Relatório Caracterização de Biótopos de Uma Microbacia do Morro Santana, Porto Alegre, RS. Porto Alegre: UFRGS. 127 p. II.

Unidades de paisagem como instrumento para a gestão etno-ambiental da terra indígena de Ligeiro, RS

Júlio César Inácio¹, Maria Luiza Porto², Rualdo Menega³

¹ PPECO-UFRGS, Bolsista da Fundação Ford; ² PPGECO/UFRGS; ³ Instituto de Geociências e PPGEU/UFRGS, juliok@ecologia.ufrgs.br

1. Introdução

A Ecologia da Paisagem tem apresentado um grande desenvolvimento e aplicação no diagnóstico e solução de questões ambientais nos últimos anos. Por um lado, ela fornece teorias e conceitos para entender problemas ambientais em escalas pequenas. Por outro, ela permite uma reciprocidade entre conceito e objeto pertinente a cada escala de análise. Esses fatores associados ao uso de sistemas de geoinformação possibilitam que a investigação possa processar dados conceitualmente coerentes com modelos que descrevem e explicam escalas desde locais, até regionais e continentais (cf. SANDERSON & HARRIS, 2000; TURNER *et al.*, 2001).

No Brasil, os estudos de ecologia de paisagem têm sido cada vez mais utilizados para dar suporte à gestão ambiental. Todavia, embora as Terras Indígenas (TIs) somem 11,58% do território nacional, poucos estudos tem sido feito sobre a etno-paisagem. Diagnosticar os elementos estruturadores da paisagem e as formas de uso cultural passa a ser fundamental para a gestão etno-sustentável dos Povos Indígenas.

No sul do Brasil, o Povo Kaingang é uma das principais etnias indígenas, com uma população de cerca de 25.000 pessoas, sendo a terceira do país e presente nos estados de São Paulo, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Nesse último, as 14 Terras Indígenas com presença do Povo Kaingang somam 87.839 ha e outras 14 encontram-se em fase de identificação e demarcação.

Devido ao longo processo de aculturação, ao manejo inadequado influenciado pelas áreas do entorno das Terras Indígenas e às políticas indigenistas, diversos problemas de gestão etno-ambiental têm sido identificados. Dentre os quais, três se colocam de forma mais grave: a qualidade das águas, a forma de manejo agrícola e a preservação de bosques cujos elementos florísticos possuem particular importância à cultura Kaingang (MENEGAT, 2002).

O presente trabalho visa a diagnosticar as unidades de paisagem para dar suporte à elaboração de um plano de gestão que considere a etno-sustentabilidade da cultura Kaingang da Terra Indígena de Ligeiro, situada no município de Charrua, no limite entre as zonas do Planalto Médio e dos Campos de Cima da Serra. A Terra Indígena possui altitude média de 640 m e uma população estimada de 1.500 habitantes, reunidos em aproximadamente 350 famílias. Ela é limitada a leste e a nordeste pelo rio Ligeiro, e a oeste e noroeste pelo rio dos Índios. Ao sul, o limite é estabelecido por propriedades rurais. A área total é de 4.521 ha. Desse total, aproximadamente 900 ha são utilizados para a agricultura (19%), 2.713 ha estão sob mata (60%) e sob vegetação do tipo capoeira e campo 950 ha (21%).

2. Métodos

As unidades de paisagem foram definidas com base em dados

analíticos dos seguintes parâmetros do sistema natural: geologia, geomorfologia, solos, hidrografia, vegetação e uso etno-ambiental.

A descrição da geologia, geomorfologia e hidrografia foram feitas com auxílio de GPS, bússola, cartas topográficas, mapas, transectos, petrografia e imagem de satélite. A classificação prévia dos solos se deu por meio da observação de perfis e determinação dos horizontes, além de coletas sistemática feitas em diferentes pontos de amostragem. A classificação considerou o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999). A descrição da vegetação foi feita por transectos e análise de imagem de satélite. O diagnóstico de campo dos vários parâmetros foi sintetizado em mapas temáticos na escala 1:25.000, digitalizados e processados pelo software ArcView. O cruzamento das unidades temáticas resultou na delimitação das unidades de paisagem reconhecidas.

3. Resultados e discussão

A Terra Indígena de Ligeiro situa-se nos terrenos dissecados do vale do Ligeiro, afluente do Rio Uruguai, na região de interface entre o Planalto das Araucárias e o das Missões, os quais são sub domínios do Planalto Meridional no Rio Grande do Sul (HERRMANN & ROSA, 1990). Nessa região, ocorre a interface entre a floresta mista com araucária e o campo, nos terrenos com altitude maior do que 620 m, e a floresta ombrófila estacional semidecidual aluvial, nas terras baixas dos vales, e a floresta ombrófila densa submontana, nas vertentes de altitude entre 480 m e 620 m.

A área estudada possui uma paisagem diversificada, cujas unidades coincidem com as formas de dissecção do Planalto Meridional que estruturam domínios específicos de solo e composição florística. A geomorfologia estrutura-se em quatro patamares estruturais, com diferentes altitudes, denominados por algarismos arábicos de 1 a 4, em ordem crescente das altitudes inferiores para as superiores.

O patamar 1 (P1) identifica as terras planas de mais baixa altitude relativa da área, em torno de 480 m. Ele é formado por depósitos sedimentares dos terraços fluviais do vale do Rio Ligeiro e segmento final do Rio dos Índios. Esse patamar apresenta como principal unidade de solo o cambissolo aluvial, que se distribui em terreno plano a suave ondulado, com seqüência de horizontes A/B sobre depósitos aluviais e fluviais ao longo das margens dos cursos de água (INÁCIO, 2002). A floresta estacional semidecidual aluvial predomina nas margens dos cursos d'água e nas áreas planas dos terraços aluviais, podendo ser definida ainda como mata ciliar (RODRIGUES & LEITÃO 2001) formando um mosaico com as manchas produzidas pela atividade agrícola intensiva praticada em terreno suave ondulado. A boa aptidão para a atividade agrícola permite o cultivo de plantas anuais de inverno e verão, como soja e trigo, respectivamente, em sistema de plantio direto.

Na vertente P1/P2 a floresta apresenta-se associada à outra prática agrícola, a de coivara, praticada de forma empírica, caracterizando um sistema típico de pousio, que é considerado pelos Kaingang como um sistema da sua tradição cultural.

O patamar 2 (P2), localizado em altitudes entre 520 m a 540 m, representa terras planas a onduladas estreitas e com pouca continuidade lateral que ocorrem como degraus na encosta do vale do Ligeiro. A associação cambissolo/neossolo litólico, que tem como material de origem rochas piroclásticas, ocorre nesse patamar e, ainda, na vertente entre os patamares 1 e 3. Exibe, entre outras, a seqüência de horizontes A/R, A/C/R, A ou H/Bi/C ou R/R em terreno ondulado a forte ondulado. Essas vertentes, compartimentadas por cursos d'água orientados a NE e com 1 a 3 km de extensão, são cobertas pela floresta ombrófila densa submontana, com bom grau de preservação.

O patamar 3 (P3), o mais extenso, situa-se em altitude média de 620 m. Esse patamar estrutural é resultante da dissecção do vale do Ligeiro, e marca o limite entre derrames de rochas vulcânicas (olivina-basalto). Quando ocorre na vertente do Ligeiro, possui a forma de pequenos espigões orientados na direção nordeste (NE) ladeados por arroios com extensão máxima de 8 km. Quando

ocorre na vertente do Rio dos Índios, possui maior continuidade, pois os afluentes desse rio encontram-se menos escavados do que os do Rio Ligeiro. Nesse patamar, emergem como morros testemunhos feições mesiformes e coniformes, sendo o Morro Branco o mais alto da área com 730 m. No patamar 3, ocorrem as unidades de latossolo e nitossolo vermelho férrico, provenientes da intemperização do olivina-basalto. Apresentam horizontes O/A/Bi/C/D/E/R e O/A/Bn/C/D/E/R, respectivamente. Essa unidade possui poucos remanescentes da floresta mista com araucária, pois, devido à boa aptidão agrícola, estabeleceu-se o sistema de plantio direto. As culturas mais utilizadas são soja, milho, trigo e cevada. Em locais com terreno plano a suave-ondulado próximos a nascentes de cursos d'água ocorrem banhados com vegetação higrófila.

Nas áreas mais altas, em altitudes de 740 m, está o patamar 4 (P4), que marca a superfície de topo dos morros isolados e dos espigões orientados a nor-nordeste. Nessa unidade e nas vertentes entre os patamares P4-P3, P3-P2 e P2-P1, cujo gradiente de declividade pode variar desde 20° a 70°, sendo ocasionalmente vertical, ocorre o cambissolo com horizontes A/Bi/C ou R/R, em terreno ondulado a suave ondulado, com boa aptidão agrícola, sendo no entanto pouco cultivado. Além dessa unidade de solo, ocorre o neossolo litólico, como fragmentos nas vertentes com terreno montanhoso a forte ondulado ente os patamares 4 e 3 e, em maior quantidade, entre os patamares 3 e 2 e, também, entre o 2 e 1. Apresenta a seqüência de horizontes AcrR, e, ocasionalmente, A/C/R, A/R e A/C. Essa unidade admite diferentes tipos de horizontes superficiais, incluindo o orgânico O e o hístico H. A aptidão ao uso agrícola é restrita devido a pouca profundidade efetiva, que atinge no máximo 50 cm. A floresta mista com araucária cobre o P4 e a vertente até o P3.

4. Conclusões

O desenvolvimento etno-sustentável da Terra Indígena de Ligeiro requer um adequado conhecimento das unidades de paisagem, referenciadas no diagnóstico integrado da geologia, geomorfologia, hidrografia e cobertura vegetal. Além disso, esse conhecimento deve considerar a cultura Kaingang e o manejo feito ao longo do tempo. As unidades de paisagem identificadas possuem diferentes manejos etno-culturais. Assim, a unidade de paisagem do vale aluvial do Ligeiro vegetada pela floresta estacional semi-decidual aluvial possui espécies vegetais de grande importância cultural para os Kaingang, como o guamirim, ingá, utilizadas na alimentação, branquilha, taquara, cipós e guaraná, com uso para fabrico de diversos artefatos. Também com grande importância cultural, embora com ênfase na alimentação, encontram-se as unidades de paisagem formadas pelos patamares 3 e 4, e a vertente entre ambos, cobertas pela floresta mista com araucária. Esses bosques fornecem o pinhão e material para combustão nas fogueiras. Essas unidades da paisagem eram manejadas de forma sustentável através da coleta, caça e pesca. Com a introdução de técnicas agrícolas ocidentais e a restrição da área das terras indígenas, certas tradições culturais estão definindo em taxas alarmantes devido a crescente ausência de matéria-prima. O estudo das unidades de paisagem e sua estreita relação com a cultura Kaingang abre perspectivas para o entendimento da etno-paisagem e da gestão etno-ambiental, tão importantes para a sustentabilidade do Brasil (DIEGUES, 2000).

Agradecimentos: Ministério do Meio Ambiente/FNMA, STCAS/Governo do Estado do Rio Grande do Sul, Conselho Estadual dos Povos Indígenas.

5. Referências bibliográficas

- DIEGUES, A.C. *Etnoconservação: novos rumos para a proteção da natureza nos trópicos*. São Paulo : Edusp, 2000.
- EMBRAPA. *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. Brasília: Embrapa SPI; Rio de Janeiro: Embrapa Solos. 1999. 412p.
- HERRMANN, M.L. de P.; ROSA, R. de O. 1990. Relev. In:

FUNDAÇÃO INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Geografia do Brasil: Região Sul*. Rio de Janeiro : IBGE, p. 55-83.

INÁCIO, J.C. Relatório de Agronomia. In: MENEGAT, R. (coord.). *Desenvolvimento etno-sustentável dos Povos Kaingang e Guarani no Sul do Brasil: Terra Indígena de Ligeiro*; Relatório Técnico. Porto Alegre : STCAS; UFRGS; Brasília : MMA/FNMA, 2002.

MENEGAT, R. *Desenvolvimento etno-sustentável dos Povos Kaingang e Guarani no Sul do Brasil: Terra Indígena de Ligeiro*; Relatório Técnico. Porto Alegre : STCAS; UFRGS; Brasília : MMA/FNMA, 2002.

RODRIGUES, R.R., LEITÃO, H.F., Fº. *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. - 2ª ed.- São Paulo : Fapesp, 2001.

SANDERSON, J., HARRIS, L. D. *Landscape ecology: A top-down approach*, Lewis publishers, New York, p. 3-18, 2000.

TURNER, G. T., GARDNER, R. H., O'NEILL, R. V. *Landscape ecology In theory and practice; pattern and process*, Springer- Verlag, New York, 2001.

Regeneração da vegetação após salinização no perímetro irrigado do Moxotó, Ibirimir, Pernambuco

Lady Mary Caraciolo Maia

Universidade Federal Rural de Pernambuco

(ladymaia@elogica.com.br)

1. Introdução

A Região Nordeste do Brasil possui as maiores áreas afetadas por sais, notadamente na zona fisiográfica do Sertão, onde a insuficiência irregularidade das precipitações, as altas taxas de evaporação e de temperatura inviabilizam a produção agrícola, a não ser com o uso da irrigação, o que provoca a salinização dos solos em curto prazo, devido a má qualidade da água e sistemas inadequados utilizados e drenagem imperfeita.

Após a salinização do solo, o cultivo de culturas tradicionais como *Phaseolus vulgaris* L. e *Zea mays* L. torna-se inviável, as áreas são então abandonadas pelos colonos, o que possibilita o estabelecimento de uma flora nativa que tolera as altas concentrações de sais. Estas espécies nativas ao se estabelecerem promovem a proteção do solo contra a radiação solar direta, reduzindo a taxa de evaporação, o que causa modificações nas características físicas e químicas do solo.

A vegetação é reflexo de uma rigorosa seleção de espécies que a partir da flora disponível tem capacidade de sobreviver sob as condições físicas dominantes (Barbour et al, 1987; Adam, 1990). As espécies que colonizam estas áreas dependem de um número significativo de adaptações fisiológicas e morfológicas, como: porte reduzido, suculência, glândulas salinas excretoras, redução de área foliar, esclerofilia, estratégias fotossintéticas CAM e C4 etc (Diggelen, 1991; Hesp, 1991; Valiela, 1991; Freitas & Breckle, 1992; Brown & McLachlan, 1994; Carter, 1995).

A caracterização da vegetação pode ser feita com base em critérios fisionômicos, estruturais e florísticos (Werger & Spranger, 1982). O uso de dados florísticos permite o reconhecimento de unidades funcionais e estruturais distintas, possibilitando um estudo detalhado e mais profundo da paisagem (Adam, 1990).

Este trabalho visa a identificação da flora nativa que se estabelece após a salinização de uma área do Perímetro Irrigado do Moxotó, Ibirimir, Pernambuco, através do estudo fitossociológico onde foram avaliados caracteres como presença, frequência, densidade e dominância das espécies em duas estações, chuva e seca.

2. Métodos

O estudo está sendo realizado numa área do Perímetro Irrigado do Moxotó, Ibirimir, Pernambuco. O clima que predomina

nesta região é o seco de estepe – Bss'h' pela classificação de Köppen, a estação de chuva se estende de dezembro a maio, onde ocorrem cerca de 80% das precipitações com um máximo em março (218 mm em média); a estação seca tem lugar de junho a dezembro com um mínimo em setembro (0 mm), caracterizando uma marcada sazonalidade hídrica (Jatobá, 1999). A precipitação anual média para a região do Moxotó é de 500 mm e evaporação média é de 2.220 mm, ocasionando um déficit hídrico (DNOCS, 1999). O solo é de origem aluvional, classificado como Solonchack Solonéztico Ta Eutrófico, textura argilosa, de acordo com Ribeiro (1998). A vegetação original era de caatinga hiperxerófila e, segundo Egler (1951), a caatinga do Chapadão do Moxotó é um tipo especial de caatinga, com uma vegetação baixa e arbustiva, ocorrendo cactáceas arbóreas e palmeiras de Ouricuri (*Syagrus coronata* (Mart.) Dc.) .

O levantamento fitossociológico foi realizado com o emprego do método das parcelas, descrito por Braun Blanquet (1979). A área amostral de 40X50 m foi subdividida em 2 retângulos de 20X50 m, totalizando 1.000 m², cada retângulo. Estes foram subdivididos em 5 menores de 20X10 m (200 m²). No centro de cada um destes foram lançadas 20 parcelas sistematicamente, utilizando-se um quadrado de madeira de 0,5X0,5 m (0,25 m²), com espaçamento de 1 m entre as parcelas. O número de parcelas por retângulo foi de 100, totalizando 200 parcelas em cada coleta, constituindo uma área total amostrada de 50 m² (0,25 m² X 200 parcelas), onde foram amostradas todas as plantas.

As coletas foram realizadas em março e junho (estação de chuva) e setembro (estação seca) de 2002. A composição florística foi obtida mediante identificação taxonômica dos indivíduos registrados em cada parcela. Os parâmetros avaliados foram densidade, frequência e dominância, absolutas e relativas.

3. Resultados

Em março foram amostrados 141 indivíduos de uma única espécie, *Sesuvium portulacastrum* L. (Aizoaceae), o que correspondeu a 13,22 % de dominância absoluta (DoA). Esta espécie é a pioneira na sucessão (Halossérie), estabelecendo-se nas manchas de solo com maior concentração de sal (CE média de 60,3 ± 8,2 mS.cm⁻¹). A precipitação do período foi de 348 mm.

Na coleta de junho (início de seca) foram amostrados 2.215 indivíduos distribuídos em 183 quadrados, o que correspondeu a 24,89 % de dominância absoluta total. A precipitação do período foi de 13,9 mm. Foram identificadas 14 espécies distribuídas em 7 famílias: Aizoaceae – *Sesuvium portulacastrum* e *Trianthema portulacastrum*; Mimosaceae – *Prosopis juliflora*; Poaceae – *Chenchrus ciliaris*, *Dactyloctenium aegyptium*, *Sporobolus pyramidatus*, *Sporobolus argutus*, *Digitaria barbata*, *Panicum maximum*; Leguminosae – *Parkinsonia aculeata*, *Mimosa hostilis*; Scrophulariaceae – *Stemodia maritima*; Cyperaceae – *Cyperus* sp.; Asclepiadaceae – *Calotropis procera*.

Em setembro foram amostrados 4.108 indivíduos, distribuídos em 197 quadrado, que correspondeu a 32,7% de dominância absoluta total. Foram identificadas 19 espécies, distribuídas em 11 famílias: Aizoaceae – *Sesuvium portulacastrum* e *Trianthema portulacastrum*; Mimosaceae – *Prosopis juliflora*; Poaceae – *Chenchrus ciliaris*, *Dactyloctenium aegyptium*, *Sporobolus argutus*, *Sporobolus pyramidatus*, *Digitaria barbata*, *Panicum maximum*; Leguminosae – *Parkinsonia aculeata*, *Canavalia ensiformis*, *Mimosa hostilis*; Scrophulariaceae – *Stemodia maritima*; Cyperaceae – *Cyperus* sp.; Asclepiadaceae – *Calotropis procera*; Nyctaginaceae – *Boehavia coccinea*; Malvaceae – *Sida rhombifolia*; Asteraceae – *Enhidra rivularis*; Cactaceae – *Cereus jamacaru*.

As espécies com maior número de indivíduos e dominância absoluta nas coletas de junho e setembro, foram *Sesuvium portulacastrum* (1.495 e 1.889 ind.; 18,65 e 19,76% de DoA); *Digitaria barbata* (335 e 672 ind.; 2,21 e 3,35% de DoA); *Trianthema portulacastrum* (231 e 486 ind.; 0,10 e 0,03% de DoA), respectivamente.

4. Conclusões

O estabelecimento de espécies halófilas, como *Sesuvium portulacastrum* e *Trianthema portulacastrum* reduzem a salinidade do solo, levando ao estabelecimento de outras espécies (halossérie). A redução da taxa de evaporação, devido a cobertura do solo pela vegetação halófila, mantém uma maior umidade do solo no período de seca, permitindo uma maior diversidade de espécie. A família Poaceae destaca-se por apresentar o maior número de espécies entre as espécies amostradas.

5. Bibliografia

- Adam, P. (1990). *Saltmarsh ecology*. Cambridge Studies in Ecology. Birks, H.J.B. e Wiens, J.A (Eds.) Cambridge University Press. Great Britain. 461 pp.
- Barbour, M.G.; Burk, J.H.; Pitts, W.D. (1987). *Terrestrial Plant Ecology*. (2nd Ed.). The Benjamin/Cummings Publishing Company (Eds.). Inc. Califórnia, USA. 634 pp.
- Braun-Branquet, J. (1976). *Fitosociologia – Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blume (Eds.), Madrid. 820 pp.
- Brown, A.C.; McLachlan (1994). *Ecology of sandy shores*. Elsevier (Eds.). New York. 243-291 pp.
- Carter, R.W.G. (1995). *Coastal environments – An introduction to the physical, ecological and cultural systems of coastlines*. Academic Press Limited (Eds.). Londres. 609 pp.
- Diggelen, J. van (1991). Effectes of inundation stress on salt marsh halophytes. In *Ecological responses to Environmental Stresses* Rozema, J. e Verkleij, J.A.C. (Eds.). Klumer Academic Publishers. Netherlands. 62-73 pp.
- DNOCS, Departamento Nacional de Obras Contra a Seca. (1999). *Projeto de Irrigação do Vale do Rio Moxotó*. Boletim Técnico 10. Recife, 30 pp.
- Egler, W.A. (1951). Contribuição ao estudo da caatinga pernambucana. *Revista Brasileira de Geografia* 13 (4): 577-590.
- Freitas, H.; Breckle, S.W. (1992). Importance of bladder hairs for salt tolerance of field-grown *Atriplex* species from a portuguese salt marsh. *Flora* 187: 283-297.
- Hesp, P.A. (1991). Ecological processes and plant adaptations on coastal dunes. *Journal of Arid Environment* 21: 165-191.
- Jatobá, L. (1999). Clima. In *Atlas Escolar de Pernambuco*. Andrade, M.C.O. (Ed.) Grafset. João Pessoa. 33-39 pp.
- Ribeiro, M.R. (1998). *Solos de referência para caracterização do avanço da salinidade no estado de Pernambuco*. UFRPE. Recife. 50 pp.
- Valiela, I. (1991). Ecology of coastal ecosystems. In *Fundamentals of Aquatic Ecology*. Barnes, R.S.K. e Mann, K.H. (Eds.). Blackwell Science. 57-76 pp.
- Werger, M.J.A.; Sprenger, J.T.C. (1982). Comparison of floristic and structural classification of vegetation. *Vegetatio* 50: 175-183.

Evolução de fragmentos florestais na bacia hidrográfica do Rio Paquequer, Teresópolis - RJ

Leonard Schumm¹, Viviane Vidal Silva² & Antônia Maria Martins Ferreira³

¹ graduação Biologia Universidade do Estado do Rio de Janeiro (schumm@bol.com.br)

² MSC Bióloga UERJ ³ Geógrafa UERJ/IBGE

1. Introdução

A Mata Atlântica é um ecossistema considerado *hotspot* (MYERS, 2000) onde, mesmo após passar por diversas fases de desmatamento, continua ameaçada e submetida a uma pressão antrópica, pois 61% da população nacional vive em seu domínio (SOS Mata Atlântica, 2001). A área de estudo é a bacia hidrográfica do Rio Paquequer localizada no Município de Teresópolis, Região

Serrana do Estado do Rio de Janeiro. Originalmente a cobertura do solo era de Floresta Ombrófila Densa, atualmente apresenta pastagens, agricultura de ciclo curto (olericultura) e um crescente desenvolvimento urbano da Cidade de Teresópolis. Os poucos fragmentos remanescentes encontram-se atualmente protegidos por duas Unidades de Conservação ao norte da bacia e são limítrofes à área urbana. Entretanto a área de abrangência da bacia hidrográfica do Rio Paquequer possui, ainda, fragmentos de sucessão ecológica, formados a partir de regenerações da vegetação, que não se encontram devidamente protegidos.

Assim, o presente trabalho tem como objetivo compreender a dinâmica de evolução dos fragmentos de Mata Atlântica na área de estudo, servindo de base informativa para políticas de planejamento local e regional e a estruturação de novos projetos ambientais relacionados a esse ecossistema.

2. Métodos

Para adquirir as informações geográficas de 1956 e 1976 foram utilizadas fotos aéreas em escala 1:33.000, enquanto que para o ano de 2000 foram utilizadas imagens SPOT referentes a 1996 (trabalhadas em escala 1:50.000), além de controles de campo. De posse das cartas de vegetação geradas a partir destas imagens pelo Projeto Teresópolis⁴, a preparação consistiu na conversão da Categoria de Informação Vegetação (no formato vetorial) relativas aos anos de 1956, 1976 e 1996, do software MGE para ArcView 3.2a. Para selecionar a área a ser analisada foi necessário utilizar a Categoria de Informação Vegetação do município de Teresópolis de cada período como base para a sobreposição da imagem com o limite da bacia hidrográfica, excluindo as áreas do município fora do limite da bacia. Foram contados, medidos, analisados e comparados os fragmentos inseridos na área para cada ano analisado. A classificação adotada para a determinação dos estágios de regeneração dos fragmentos foi àquela utilizada pelo Projeto Teresópolis⁴ (E1, E2, E3 e FL) no qual o mapeamento foi realizado de acordo com a resolução N° 6 do CONAMA.

A partir dos dados gerados foram feitas análises dos fragmentos, relacionando-os à história da política ambiental, economia nacional e local e expansão urbana.

3. Discussão e Resultados

Os resultados apresentados para o ano de 1956, considerado neste estudo como o ano base, mostram que o estágio Inicial (E1) predominava na bacia representando 41% da área e compreendendo 186 fragmentos, enquanto o Estágio Intermediário (E2), embora apresentasse o maior número de fragmentos (223), representava apenas 18% da área de estudo. O Estágio Avançado (E3) e a Floresta Clímax (FL) possuíam, respectivamente, 19 e 14 fragmentos e cobria 6% da área da bacia, cada classe. As áreas de uso, compreendendo, uso rural e urbano totalizava 17% da bacia. Estes resultados denunciam que a esta época a bacia hidrográfica do Paquequer caracterizava-se pela existência de pastagens e/ou pastagens recentemente abandonadas. Os valores obtidos para o E2, por sua vez, mostram o alto índice de fragmentação desses remanescentes bem como a predominância relativa de fragmentos de pequenas dimensões. No que se refere ao E3 e Floresta Clímax estas classes estavam restritas ao alto curso e divisores da bacia hidrográfica, sendo que aproximadamente 48% da floresta clímax ocorre em área do Parque Nacional da Serra dos Órgãos – PARNASO. A economia local era, portanto, caracteristicamente rural e voltada para a agricultura e a pecuária.

Entretanto, este panorama de avanço das pastagens em detrimento da cobertura florestal não se deve apenas ao fator econômico, mas também a uma política ambiental inexpressiva. O único órgão ambiental até 1956 era o Serviço Florestal, que não possuía autonomia suficiente para atuar, sendo substituído em 1959 pelo Departamento de Recursos Naturais Renováveis (DRNR). A estrutura política-administrativa do Governo era precária e desorganizada, onde a criação do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento

Florestal (IBDF) ocorreu somente em 1967, pelo Decreto-lei n° 289, extinguindo o DRNR, o Conselho Florestal, o Instituto Nacional do Mate e o Instituto Nacional do Pinho (URBAN, 1998). A criação, substituição e extinção de órgãos, institutos, secretarias e outras entidades de governo, deixam clara a falta de planejamento e perspectiva ambiental neste período.

Comparando os resultados do mapeamento para o ano de 1976 com a do ano base, verifica-se que de maneira geral o panorama se mantém, embora algumas pequenas diferenciações possam ser apontadas, principalmente no que se refere ao número de fragmentos. Observa-se um aumento do número de fragmentos para os estágios E2 (236) e E3 (33) sem que isso signifique mudanças quanto à área. Esse aumento relativo pode ser explicado tanto pela incorporação destes para uso rural ou urbano, quanto pela regeneração da cobertura vegetal para um estágio mais tardio. Embora a classe de Floresta tenha se mantido praticamente estável, houve uma pequena redução de 103 hectares (0,2% da bacia) incorporado à área urbana. Os valores obtidos para a classe Uso mostram um crescimento, em área, da ordem de 2% denunciando que efetivamente partes de remanescentes de estágios iniciais foram, também, incorporados.

Esses resultados, em conjunto, levam a hipótese de que estivesse se iniciando uma transfiguração nas formas de apropriação do espaço geográfico, qual seja, o abandono de áreas de pastagem e incremento relativo da ocupação urbana, independentemente de mudanças quanto à legislação ambiental.

Os resultados do mapeamento para o ano de 1996 mostram alterações expressivas, em quase todas as classes, se comparada aos anos de 1956 e 1976. Observa-se uma mudança sensível quanto ao número de fragmentos e tamanho de área, principalmente, nos estágios mais tardios (E3 e FL). Analisando os remanescentes de E1 verifica-se a manutenção do número de fragmentos (170), embora com uma diminuição da ordem de 50% em área (20%). Já para o E2 os resultados apontaram para a diminuição do número de fragmentos (196), porém com a manutenção da área total (18%). O E3 apresenta um total de 92 fragmentos ocupando uma área de cerca de 13% do total da bacia, denunciando um incremento em número de fragmentos para esse período (1976/1996) da ordem de 178% e de 86% em área. Essa mesma tendência é observada para os remanescentes de Floresta que apresentam um crescimento em número em torno de 61% (21) e em área da ordem de 100% (12%). Esse crescimento sensível indica de forma indireta a capacidade de regeneração natural da floresta. A classe Uso, por sua vez, passa a representar cerca de 26% da área total da bacia apresentando um incremento da ordem de 36%.

Tal fato vem corroborar a tendência já verificada para o ano de 1976, quando se observa o início de modificações quanto às formas de apropriação do solo. Passado esses vinte anos o panorama que se desenvolve, quanto à cobertura do solo, indica a consolidação do perfil urbano, bem como de mudança econômica do espaço rural, propiciando a ampliação das áreas em regeneração. É o “verde” se transformando em mercadoria através dos hotéis-fazendas, é a revalorização da terra como reserva de recursos. De outro, é a ampliação de condomínios urbanos que vendem o “verde” como qualidade de vida, mas que por isso mesmo voltam a exercer pressão sobre os remanescentes em estágios tardios e que configuram as áreas tampões das unidades de conservação existentes.

Se por um lado essas modificações se devem ao fator econômico é inequívoco, por outro lado, que ao longo desses vinte anos se desenvolve a organização da administração política-institucional do meio ambiente, começando com a criação da PNMA, do SISNAMA e do CONAMA em 1981. Em 1989 são extintos a SUDHEVEA, SUDEPE, SEMA e o IBDF para darem lugar ao IBAMA. Em 1990 tem-se a criação da Secretaria de Meio Ambiente, com status de ministério. Hoje se tem a Mata Atlântica como Patrimônio Nacional e a consolidação de uma legislação ambiental.

Como rebatimento local tem-se em 1981 a criação da APA da Floresta do Jacarandá, com aproximadamente 1.180 hectares.

4. Conclusões

O estudo mostrou que a cobertura vegetal da bacia hidrográfica do Rio Paquequer está lentamente se restaurando em áreas ociosas e abandonadas do ambiente rural. A regeneração é evidenciada através de áreas onde em 1956 existia pastagem e E2, e em 1996 tem-se E3 e florestas. As mudanças foram influenciadas principalmente pela economia de mercado, valorizando-se áreas com fragmentos arbóreos (E3 e FL) para explorá-lo de forma turística. Entretanto a expansão urbana apresenta um crescimento que ameaça alguns fragmentos florestais, degradando suas bordas lentamente com tendência a aumentar com o crescimento urbano. A evolução da legislação ambiental partir de 1981 e a estruturação de uma política de meio ambiente soma-se a descoberta do verde enquanto mercadoria tornando-se um dos fatores das novas formas de apropriação do espaço.

5. Referências Bibliográficas

MYERS, N. et al. (2000). Biodiversity hotspot for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853-858.

URBAN, T. (1998). *Saudades do Matão*. Curitiba: Ed. UFPR.

BRASIL. Decreto-lei n.º 289, de 28 de fevereiro de 1967. Dispõe sobre a criação do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – IBDF. Brasília, DF.

BRASIL. Decreto n° 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração de Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF.

BRASIL. Resolução CONAMA N° 6, de 4 de maio de 1994. Estabelece definições e parâmetros mensuráveis para análise de sucessão ecológica da Mata Atlântica no Rio de Janeiro.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. (2001). Apresentação. [Online]. Disponível: <http://www.sosmatatlantica.org.br> [02 junho 2003].

4 “Estudo ambiental como subsídio à metodologia para o ordenamento territorial através de análise de caso: Município de Teresópolis – RJ foi executado pela Universidade do Rio de Janeiro em parceria com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e financiado pela FINEP/ PADCT/CIAMB”.

Crescimento de espécies florestais pioneiras na recuperação de florestas ciliares

Lígia Carla de Souza¹, Soraya Alvarenga Botelho² & Antonio Cláudio David²

¹ Universidade Federal do Paraná (ligia_csouza@hotmail.com)

² Universidade Federal de Lavras

1. Introdução

Atualmente sabe-se que a floresta além de fornecer produtos não madeiros, desempenha também uma importante função ambiental, principalmente em margens de rios, nascentes e encostas. Entretanto, a redução das florestas, principalmente as ciliares, tem resultado em aumento dos processos de erosão dos solos, prejuízos à hidrologia regional, redução da biodiversidade além da degradação de imensas áreas. Para a recuperação destas florestas, projetos tem sido elaborados e implantados em várias regiões do Brasil, tendo como base o conhecimento sobre as florestas remanescentes da região. Porém, para que um projeto de recuperação tenha êxito, é necessário a utilização de métodos adequados a cada situação. Alguns fatores como modelo de plantio, tratamentos silviculturais e escolha das espécies a serem utilizadas podem interferir no estabelecimento de plantios mistos. Ainda pouco se sabe sobre o comportamento silvicultural de espécies adequadas às condições ciliares, devido principalmente a grande diversidade florística

e ambientes das regiões tropicais. Portanto, este trabalho teve como objetivo avaliar o crescimento de cinco espécies florestais pioneiras utilizadas em plantios mistos para recuperação de florestas ciliares.

2. Métodos

O experimento foi instalado no ano de 1996, no entorno do reservatório da Usina Hidrelétrica de Volta Grande, município de Miguelópolis-SP, Brasil, em latossolo roxo eutrófico. O preparo do solo constituiu de aração, gradagem e sulcamento, com adubação de 150 gramas de NPK 04-14-08. Foram executadas capinas manuais e, para o combate de formigas foram utilizados o processo de termonebulização e iscas granuladas. As espécies utilizadas foram: amora (*Morus nigra*), aroeirinha (*Schinus terebinthifolius* Raddi), mutamba (*Guazuma ulmifolia*), sombreiro (*Clitoria fairchildiana* Haword) e trema (*Trema micrantha* (L.) Blume), que foram plantadas com mais nove espécies secundárias, em linhas intercaladas no modelo quincôncio. Os espaçamentos utilizados foram 3 x 2m, 3 x 3m, 3 x 4m e 3 x 5m. O experimento foi instalado em quatro blocos, com quatro repetições, totalizando dezesseis parcelas mistas. As características avaliadas foram sobrevivência, altura total (H), diâmetro do tronco à altura do peito (DAP) e área de copa (AC) calculada pela fórmula de elipse ($AC = a \times b \times P/4$). As avaliações para sobrevivência, altura e DAP foram realizadas aos 36, 42, 46, 55 e 58 meses. Para área de copa (AC), as avaliações foram realizadas aos 19, 36 e 42 meses.

3. Discussão e Resultados

Todas as espécies apresentaram um alto índice de sobrevivência ao final de 58 meses, variando entre 91,18% (trema) e 98,44% (mutamba), mostrando que todas as espécies utilizadas apresentam boa adaptabilidade às condições do local de plantio. Carvalho (1994) e Faria (1996) encontraram resultados semelhantes de sobrevivência para aroeirinha, enquanto que para a trema Carvalho (1994) observou resultados contrastantes, 31% de sobrevivência em plantio no estado do Pará. Tais variações de valores de sobrevivência podem ser explicados pela diferença entre sítios, como também qualidade das mudas e métodos de plantio.

Como já era esperado, foram observados os maiores valores médios de crescimento em altura nas maiores idades, sendo que as espécies apresentaram crescimento médio diferenciado entre elas. Ao final dos 58 meses, a mutamba foi a espécie que apresentou maiores valores (8,75m), seguida pelo sombreiro (8,30m) e trema (6,97m). A aroeirinha e amora apresentaram os menores valores, 6,15m e 5,64m respectivamente. Gisler (2000), encontrou para a mutamba e trema valores médios superiores, de 8m e 7,8m respectivamente, já aos 36 meses. Aos 58 meses, a aroeirinha apresentou altura média de 6,15m, valor semelhante ao observado por Silva e Torres (1992) em plantios puros no Paraná. Nesta situação a espécie em questão apresentou altura média de 7,22m. Os mesmos autores também observaram valores semelhantes para a amora, 5,50m aos 60 meses.

Ao final das avaliações (58 meses) o sombreiro e a mutamba foram as espécies que apresentaram os maiores valores médios de crescimento em DAP, 16,11cm e 13,75cm, respectivamente. O sombreiro apresentou um incremento de 5,54cm (115,0%) dos 19 aos 36 meses. Os valores observados para a trema aos 36 meses (8,29cm) foram superiores aos encontrados por Faria (1996), com a mesma idade (5,7cm). A aroeirinha com 7,36cm e amora com 4,43cm foram as espécies que apresentaram os menores valores médios em DAP ao final dos 58 meses. Estes valores foram inferiores aos encontrados por Silva e Torres (1992) que, com a mesma idade, encontraram 10,6cm para aroeirinha e 7,3cm para a amora. Também observou-se um crescimento médio da mutamba e do sombreiro três vezes maior que a amora.

Ao avaliar a área de copa, observou-se que o sombreiro foi a espécie que apresentou os maiores valores médios para todas as idades (29,97m² aos 19 meses, 60,40m² aos 36 meses e 60,32m² aos 42 meses). A diferença de valores entre as idades de 36 e 42 meses

pode ser explicada pela data das avaliações, realizadas no mês de dezembro (verão) e julho (inverno), respectivamente. Para a característica área de copa, a trema com 33,85m² ao final de 42 meses superou à mutamba com 25,18m², que apresentou os maiores valores para altura e DAP. Isto pode ser explicado pela arquitetura da copa das espécies. A trema também apresentou valores médios, aos 36 meses (36,23m²), superiores aos encontrados por Pereira (1996), aos 39 meses (31,30m²). Vale ressaltar que o valores encontrado pelo autor citado, foram no melhor sítio testado. Os menores valores foram observados para a aroeirinha e amora, com 19,96m² e 14,34m², respectivamente, aos 42 meses. A aroeirinha, aos 36 meses, apresentou valores médios de área de copa de 18,15m², muito superiores aos encontrados por Faria (1996) nas melhores condições de sítio em que o autor testou a espécie (4,04m²).

Vale ressaltar que a área de copa é uma característica muito importante em se tratando de florestas de proteção, que tem por objetivo um rápido fechamento do dossel, que uma vez fechado, proporcionará proteção ao solo, redução do número de capinas e início do processo de regeneração natural.

4. Conclusões

As cinco espécies testadas apresentaram alto potencial para uso em programas de implantação de florestas ciliares, nas condições do presente estudo, sendo que se destacaram em crescimento mutamba, sombreiro e trema.

5. Referências Bibliográficas

- CARVALHO, P. E. R. Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidade e uso da madeira. **Colombo: EMBRAPA-CNPQ, 1994. 674 p.**
- FARIA, J. M. R.. Comportamento de espécies florestais em diferentes sítios e adubações de plantio. **1996. 108 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.**
- GISLER, C. V. T. Estrutura e função de matas ciliares remanescentes e implantadas em Santa Cruz das Palmeiras-SP. **2000. p. 167 il. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) Universidade Estadual Paulista, Rio Claro**
- PEREIRA, J. A. A. Desempenho de espécies florestais de rápido crescimento em diferentes condições de sítio visando a recomposição de matas ciliares. **1996. 86 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.**
- SILVA, L. B. X. da; TORRES, M. A. V. Espécies florestais cultivadas pela COPEL-PR (1974-1988). In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSENCIAS NATIVAS, 2, 1992. **Parque Estadual da Capital (Horto Florestal). Anais... São Paulo, SP. UNIPRESS. V. 4, p. 585-594.**

Mapeamento dos fragmentos de Mata Atlântica da bacia hidrográfica do rio Timbuí, Santa Teresa, ES.

Magda Adelina Perini¹, Rogério Nora Lima².

1. Introdução

O desmatamento na Floresta Atlântica do Brasil tem acontecido há vários séculos, embora esse processo tenha sido acelerado com a expansão da industrialização e a modernização da agricultura (Myers, 1997). Dessa forma a Mata Atlântica é hoje um mosaico de ecossistemas permeados por áreas antropizadas, no qual vivem aproximadamente 100 milhões de habitantes, exercendo enorme pressão sobre seus remanescentes, seja pela ocupação do seu espaço, seja pela extração dos seus recursos naturais, restando assim, exíguos 7,3% de sua área original (Simões & Lino, 2002).

Entretanto, apesar da devastação que vem sofrendo, esse domínio fitogeográfico é responsável pela “excelente” posição do Brasil no ranking da biodiversidade. (Guimarães & Zamora, 2001). Por outro lado, foi justamente pela ameaça que sofre, por sua

imensa riqueza de espécies e pelo seu alto grau de endemismo que foi recentemente classificada como um dos 25 hotspots do mundo para conservação (Simões & Lino, 2002).

O padrão geral de alterações da paisagem, pelo qual passam a maioria dos domínios fitogeográficos, podem ser caracterizados pela fragmentação dos habitats que anteriormente ocupavam grandes áreas, os quais atualmente encontram-se na maioria, divididos em pequenos pedaços por estradas, campos, cidades e outras atividades humanas (Primack & Rodrigues, 2001). Como consequência, surgiram as áreas degradadas que evidenciam a perda de paisagens de alta importância cultural e turística, associadas à perda, por vezes irreversível, da diversidade biológica dos ecossistemas. Mais do que isso, essas áreas representam perdas econômicas, uma vez que nelas podem ser observadas erosão de solo fértil, deslizamentos de encostas, assoreamento de cursos d'água, enchentes e diminuição da vazão de mananciais hídricos (Lino, 1997).

Assim, embora seja importante a contenção do processo de degradação dos remanescentes florestais, é igualmente urgente o desenvolvimento de ações voltadas à aplicação de estratégias de manejo, fiscalização e pesquisa dos mesmos, visando ao aumento da sua conectividade.

Esse trabalho objetivou identificar e caracterizar espacialmente os fragmentos de Mata Atlântica que compõem a bacia hidrográfica do rio Timbuí, tendo em vista subsidiar ao manejo da paisagem no âmbito dessa unidade de gestão ambiental.

2. Material e Métodos

O presente estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Timbuí, que abrange os municípios de Santa Teresa, Santa Leopoldina e Fundão. Ela está situada na micro-região homogênea 206 – Colonial Serrana Espírito – Santense. O município de Santa Teresa possui afluentes de três bacias hidrográficas, a do rio Reis Magos e do rio Piraquê-Açú, que deságuam no Oceano Atlântico e do rio Santa Maria do Rio Doce, que deságua no rio Doce. O rio Reis Magos origina-se da junção de dois afluentes, o rio Fundão e o rio Timbuí. O rio Timbuí nasce na Serra dos Pregos, a 11 Km da cidade de Santa Teresa, (Estado do Espírito Santo, 1939) sendo também denominado rio São Lourenço a montante da sede do município, percorrendo 54 Km até confluir com o rio Fundão a 19 Km do litoral (Moraes, 1974).

¹ ESESFA – Aluno de graduação em Ciências Biológicas. Rua Bernardino Monteiro, 700. Dois Pinheiros. Santa Teresa, ES. (E-mail: maggerini@bol.com.br).

² ESESFA – Docente do curso de graduação em Ciências Biológicas. Rua Bernardino Monteiro, 700. Dois Pinheiros. Santa Teresa, ES. 29650-000.

A metodologia utilizada nesse trabalho consistiu na digitalização em tela, das informações contidas na carta IBGE, Folhas Colatina, Santa Teresa, Santa Leopoldina e Fundão, em escala aproximada de 1:50.000. A base cartográfica foi importada em formato TIF para o software Idrisi 32.

As informações relativas a bacia do rio Timbuí foram digitalizadas, inclusive a sua delimitação, seguida da exportação dos vetores para o software Carta Linx 2.0, para realizar correções e edição dos mesmos. Ao final desse procedimento os vetores foram retornados para o Idrisi 32 visando a sua conversão em imagem ou rasterização (Eastman, 1998). A seguir os fragmentos da bacia hidrográfica foram digitalizados com base na imagem de satélite LandSat TM7 de 2001, composição colorida RGB.

Após a digitalização de todos os fragmentos com mais de 10 ha, as suas características espaciais foram analisadas de acordo com Eastman (1998), Pires et al (1998) e Lima (2002).

3. Resultados e Discussão:

A bacia hidrográfica do rio Timbuí possui 18.534,54 ha, constituindo-se em uma sub-bacia hidrográfica, a qual drena os muni-

cípios de Santa Teresa, Santa Maria de Jetibá e Santa Leopoldina. O rio Timbuí é um curso de 2ª. ordem, formado pela junção dos córregos Valão de São Lourenço e Valão de São Pedro. A seguir, o rio Timbuí conflui com o córrego Crubixá Braço Norte para formar o Rio Sauanha, o qual dá origem ao Rio Reis Magos, após contato com o Rio Fundão, no município de mesmo nome.

Com base nas análises realizadas identificou-se na área de estudo mais de 70 fragmentos com dimensão entre 10 e 50 ha, 13 fragmentos com área de 50 a 100 ha e 15 fragmentos com mais de 100 ha. Essas informações demonstram que a bacia hidrográfica encontra-se com a sua cobertura vegetal relativamente bem conservada, embora a matriz da paisagem seja composta por áreas antropizadas (pastos, cultivos, silviculturas e capoeiras).

Por outro lado, apesar da boa cobertura vegetal existente na área de estudo, o formato predominante dos fragmentos é alongado e com bordas bastante recortadas, o que potencializa o efeitos da matriz circundante sobre as áreas de interior, diminuindo o habitat para espécies mais exigentes. Pires *et al.* (1998) e Lima (2002) verificaram que esses formatos são comuns nas paisagens sob pressão de atividades agroflorestais e relataram que essa disposição espacial dos fragmentos os fragiliza ainda mais quando se considera o grau de isolamento ao qual esses remanescentes estão expostos.

Foi observado que a região mais conectada da bacia é a sua parte central, onde estão situadas as áreas protegidas citadas e que essa situação modifica-se sensivelmente nas partes baixas do município de Santa Leopoldina. Entretanto, na bacia hidrográfica do rio Timbuí ainda existe uma visível conectividade espacial, principalmente devido à presença de 3 áreas protegidas (a Reserva Biológica Augusto Ruschi do IBAMA, o Parque Natural Municipal de São Lourenço e a Estação Biológica de Santa Lúcia, de particulares) e proteção de diversos topos de morro, os quais constituem-se em Áreas de Preservação Permanente (Brasil, 1965), mas nem sempre tem essa condição respeitada (Lima, 2002).

Nesse sentido, a lei do SNUC (Ministério do Meio Ambiente, 2000) determina que todas as unidades de conservação possuam uma zona de amortecimento na qual as atividades humanas devem sofrer algum grau de restrição em relação à proximidade dos limites da área conservada. Dentro do contexto exposto a manutenção das matas de topos de morro e de encosta e das matas ciliares no âmbito da zona de amortecimento das áreas protegidas citadas, constitui uma medida fundamental para assegurar a conectividade regional dessa região que se encontra no núcleo do Corredor Central da Mata Atlântica.

4. Referências Bibliográficas:

- Brasil (1965). Leis, Decretos ... Lei 4.771 de 15 de Setembro de 1965 (Código Florestal Brasileiro). 67 pp.
- Eastman JR (1998). IDRISI for Windows: introdução e exercícios tutoriais. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- Estado do Espírito Santo (1939). Município de Santa Teresa: Estatística, Corografia e História. Rio de Janeiro.
- Guimarães A & Zamora MC (2001). Mata Atlântica: coração verde do Brasil. Furnas: Furnas Centrais Elétricas.
- Lima RN (2002). Proposta metodológica para análise da paisagem. Estudo de caso da bacia hidrográfica do Ribeirão dos Negros, São Carlos – SP. Tese de Doutorado. Curso de Pós – Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPG – ERN), Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), São Carlos, São Paulo.
- Lino CF (1997). Recuperação de áreas degradadas da Mata Atlântica: catálogo bibliográfico. São Paulo: CNRB.
- Ministério do Meio Ambiente (2000). Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Disponível em: www.mma.gov.br. Acessado em: 18/07/2003.
- Moraes C (1974). Geografia do Espírito Santo. Fundação Cultural

do Espírito Santo, Vitória.

Myers N (1997). Florestas Tropicais e suas Espécies Sumindo, Sumindo....?. In: E. O. WILSON (ed.) Biodiversidade. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. pp 36-45

Pires AMZCR, Santos JE & Pires JSR (1998). Elaboração de um banco de dados digitais georeferenciados para a caracterização ambiental de uma unidade de conservação. Anais do Seminário Regional de Ecologia. VIII: 585-598.

Primack RB & Rodrigues E (2001). Biologia da Conservação. Londrina.

Simões LL & Lino CF (2002). Sustentável Mata Atlântica: a exploração de seus recursos florestais. São Paulo: Ed. SENAC.

Manejo ambiental em áreas urbanas: estudo do caso Ribeirão Viracopos no município de Campinas-SP

Marcela Cury Petenusci^a, Profa. Dra. Rozely Ferreira dos Santos^b e Têlma Terumi Shimabukuro^c

^a mestrado em Engenharia Civil-Universidade de Campinas (mcury_petenusci@hotmail.com) ^b Faculdade de Engenharia Civil (Departamento de Saneamento e Ambiente) da Universidade de Campinas ^c mestrado em Engenharia Civil-Universidade de Campinas

1. Introdução

Atualmente vários grupos de profissionais envolvidos na definição de Planos de Manejo para corredores fluviais em zonas urbanas tentam traçar um novo caminho de intervenção que concilie a conservação e recuperação do meio biofísico ao atendimento à população do entorno. A integração, controlada e projetada, de áreas de conservação ou proteção ambiental localizadas em zonas urbanas com as comunidades que as rodeiam vem se mostrando como um caminho que tem apresentado resultados positivos, tanto para a comunidade, que pode usufruir de um espaço de lazer qualificado, como também para o meio biofísico, por ter sua conservação garantida no momento em que esta comunidade se identifica afetiva e socialmente com estas áreas.

Este trabalho tem como objetivo desenvolver uma estrutura metodológica baseada na avaliação das potencialidades e fragilidades das margens de um curso d'água e na opinião da população circundante, que deverá subsidiar o desenvolvimento de um Plano de Manejo que, por sua vez, garanta a proteção aos recursos naturais compreendidos às margens fluviais em espaços urbanizados e o atendimento às populações lindeiras através da criação de espaços e atividades de lazer e recreação vinculadas à educação. Utilizou-se como estudo de caso as margens do ribeirão Viracopos, na Bacia do rio Capivari-Mirim, na região sul do município de Campinas – SP, propondo-se a realização de um Parque Urbano Municipal. Esta área de estudo foi definida com base no estudo desenvolvido por MORERO (1996).

2. Metodologia

Para a estruturação do Plano de Manejo inicialmente foi desenvolvido um modelo usando-se como referência um Plano de Manejo delineado pela FAO, apresentado por CHRISTOFOLETTI (1998). O modelo desenvolvido se estrutura em quatro etapas: Atividades de Manejo, Efeitos, Mensuração e Controle, Avaliação Futura. O resultado final deste trabalho corresponde à finalização da etapa de Atividades de Manejo.

Tendo-se como referência SANTOS (2000), este trabalho se estrutura em três etapas a partir do seu objetivo inicialmente definido: delimitação da área de estudo, definindo-se as áreas de influências e suas respectivas escalas (1:5.000, 1:10.000 e 1:50.000); construção de banco de dados através da construção de bases cartográficas nas respectivas escalas, elaboração de mapas temáticos {pedológico, geológico, geomorfológico, vegetação existente, sistema viário, uso e ocupação do solo e legislações e normatizações),

mapas de impactos (potenciais e ocorrentes), levantamento fotográfico *in situ* de referências visuais, levantamento de dados bibliográficos referentes à população do entorno, fatores climáticos e espécies arbóreas ocorrentes na região e ponderação entre os dados levantados; diagnóstico buscando-se definir as fragilidades e potencialidades, os acertos e conflitos (sociais, legais, ambientais) existentes na área de estudo, à partir do qual serão definidas as Atividades de Manejo.

3. Resultados

A implantação do Parque ocorrerá sobre Colinas Médias e Colinas Amplas, ambas com baixa declividade, ao redor da planície fluvial, na maior parte encaixada, em solos que correspondem a associação dos Grandes Grupos Argissolo Vermelho Amarelo e Latossolo Vermelho Amarelo. Ao longo do ribeirão a zona urbana é composta por áreas residenciais, comerciais (em grande parte ilegal, localizadas em áreas públicas ou privadas abandonadas), de pequenas produções agrícolas, industriais, extrativista mineradora e aeroportuária. A zona rural é composta, predominantemente, de pequenas propriedades e chácaras residenciais que, apesar de estarem em zona rural, recolhem o IPTU como zona urbana. A estruturação das zonas residenciais e industrial está claramente vinculada a estruturação viária do entorno, principalmente a rodoviária que se organiza, em função de uma hierarquia de uso, em vias estruturais de acesso regional, vias estruturais de acesso local, vias não-estruturais de acesso local e vias de circulação local. Constatou-se que a legislação municipal de uso e ocupação do solo não é, na maior parte dos casos, obedecida, havendo em muitos casos ambigüidades entre as legislações existentes.

Os locais com maior intensidade de impactos, existentes ou potenciais, são os de uso aeroportuário, residencial e industrial, tendo-se como principal atividade indutora de impacto a de corte e aterro de terrenos às margens do ribeirão Viracopos derivada do processo de expansão aeroportuária.

Na bacia Hidrográfica do ribeirão Viracopos ocorrem três remanescentes de vegetação natural que se relacionam com os cursos d'água: dois de cerrado e um de mata mesófila estacional semidecídua. De forma geral, a vegetação ciliar encontra-se muito degradada, necessitando de manejo urgente. Observou-se nas áreas agrícolas, no entanto, uma relativa proteção, em diferentes graus, do ribeirão e de suas águas, pois estas são fundamentais na sobrevivência destas pequenas propriedades. Em relação às espécies arbóreas existentes na região, adotou-se os dados obtidos por OLIVEIRA (2001), onde foram encontradas 209 espécies pertencentes a 54 famílias, sendo deste total 47% indicadas para reflorestamento, 36% para uso ornamental e 17% para arborização urbana. A altura média das árvores é de 10 metros, chegando algumas espécies a altura de 45 metros. Dentre as espécies levantadas, 31% são semidecíduas, 31% decíduas e 30% perenes. A classificação sucessional das espécies aponta a existência de várias pioneiras, iniciais e tardias e apenas uma climácica (*Holocalyx balansae*).

A área de estudo caracteriza-se por pertencer a um clima úmido e seco, com inverno seco, com total de chuvas do mês mais seco inferior a 30 mm e com temperaturas médias do mês mais quente acima de 22 °C e do mês mais frio abaixo de 12 °C. Dentro do período temporal estudado, observou-se um regime térmico com média anual de 22,0 °C, com temperaturas máxima de 31,7°C (fevereiro) e mínima de 11,1°C (julho), sendo o mês mais quente janeiro, apresentando média de 24,7° C e o mês mais frio junho, apresentando média de 18,4° C. Observou-se que o mês de janeiro é indicado como o mais chuvoso, com precipitação média de 273,9 mm, sendo o mês de agosto indicado como o mais seco, com precipitação média de 17,0 mm e com umidade relativa do ar de 62,1%.

As referências visuais da área de estudo ocorrem em duas escalas distintas: na escala local, estando estas em grande parte vinculadas a árvores isoladas, e na escala regional, tendo-se como principal referência a torre de comando do Aeroporto Internacional de Viracopos.

Nas duas áreas de relevância adotadas, áreas estas onde as atividades de Manejo se vinculam de forma mais intensa à população do entorno, observou-se que a apropriação das margens do ribeirão ocorre, principalmente, por duas atividades distintas e contraditórias: despejo de efluentes e lixo, e lazer. Esta população caracteriza-se por ser jovem, composta predominantemente por crianças e jovens, possuir baixo nível de instrução, na maioria até 4 anos de estudo (1º grau incompleto) entre jovens e adultos, e possuir baixa renda familiar, sendo o rendimento mensal da maioria dos responsáveis pelos domicílios de 3 a 5 salários mínimos. Partindo-se de dados coletados, concluiu-se que para a população do entorno o Plano do Parque a ser criado deve contemplar prioritariamente a criação de espaços destinados à recreação, sendo os espaços mais requisitados por esta as pistas para caminhada e espaços que propiciem a realização de atividades esportivas. A segurança do Parque, seja através de cercas ou não, é apontado por esta população como ponto fundamental na manutenção e possibilidade de utilização do Parque. Contraditoriamente as ações observadas *in situ* (descarga de efluentes e de lixo às margens dos cursos d'água), existe por parte desta população a consciência de que existem na região problemas ambientais, principalmente a poluição das águas do Ribeirão Viracopos e que estes problemas devem ser resolvidos em ação conjunta entre a população e as autoridades públicas.

Estas informações foram estruturadas em dois subsistemas (Remediação do curso d'água e Recomposição da área lindeira) na primeira etapa do modelo desenvolvido. Também na primeira etapa (Atividades de Manejo) foram adicionados os subsistemas relativos ao atendimento à comunidade do entorno (Premissas para área de lazer e Educação ambiental). Este conjunto definiu as atividades de manejo a serem implantadas na área de estudo.

4. Conclusão

As relações estabelecidas entre os dados ambientais e as informações fornecidas pela população permitiram o desenvolvimento de programas integrados de manejo, lazer e educação, que devem conduzir à recuperação ambiental e ao atendimento da população do entorno. O modelo empregado permitiu estruturar convenientemente todo o plano de ação, facilitando a leitura das relações entre os subsistemas tratados.

5. Referências Bibliográficas

- BARBOSA, L. M. Considerações gerais e modelos de recuperação de formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (ed.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. 1. ed. São Paulo: EDUSP, 2000. p. 289-312.
- CRISTOFOLETTI, A. *Abordagens na Avaliação das potencialidades ambientais*. In: Modelagem de sistemas ambientais. São Paulo: Editora Ecard Blucher LTDA, 1998. p. 141-155.
- FRANCO, M. A. R. *Desenho ambiental: Instrumento fundamental da arquitetura e do planejamento territorial*. 1994. 242 p. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) - Faculdade de Arquitetura e Urbanismo, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- GALLO JÚNIOR, H. *Análise da percepção ambiental de turistas e residentes, como subsídio ao planejamento e manejo do Parque Estadual de Campos de Jordão (SP)*. 2000. 195 p.. *Dissertação (Mestrado em Geografia) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo*.
- GUZZO, P. *Estudo dos espaços livres de uso público da cidade de Ribeirão Preto/SP, com detalhamento da cobertura vegetal e as áreas verdes públicas de 2 setores urbanos*. 1999. 125 p. il.. *Dissertação (Mestrado em Geociências) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo*.

MALAGODI, M. A. S. *Estudo sobre o programa de reflorestamento ciliar: subsídios para compreensão*

das relações entre extensão rural e educação ambiental. 1999. 309 p.. *Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba*.

MORERO, A. M. *Planejamento ambiental de áreas verdes: Estudo de caso - distrito sede do município de*

Campinas (SP). 1996. 156 p. il.. *Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas, Campinas*.

NUCCI, J. C. *Qualidade ambiental e adensamento: um estudo de planejamento da paisagem do distrito de*

Santa Cecília (msp). 1996. 229p.. *Tese (doutorado em Geografia Física) - Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas, Universidade de São Paulo, São Paulo*.

OLIVEIRA, C. N. *Seleção de espécies vegetais para o planejamento de Parques Lineares: estudo de caso:*

Parque do Capivari - Município de Campinas (SP). 2001. 43 p. *Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Biológicas) - Pontifícia Universidade Católica de Campinas, Campinas*.

SANTOS, R. F. *Planejamento Ambiental. Curso Apostilado. Campinas: UNICAMP. FEC (Faculdade de*

Engenharia Civil) - Departamento de Saneamento e Ambiente, UNICAMP. 2000.

SOARES, P. R. B. *Levantamento do meio físico e recuperação de matas ciliares em planícies de*

inundação. 1995. 53p. il.. *Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas*.

TONIATO, M. T. Z. *Estudo fitossociológico de um remanescente de mata de brejo em Campinas (SP)*.

1996. 86 p.. *Dissertação (Mestrado em Biologia) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas*.

WELLS, M.; BRANDON, K. *Peoples and Parks: linking protected area management with local*

communities. 1. ed. Washington: World Bank, 1992. 99 p. il.

Avaliação da taxa de desmatamento no período de 1986 a 2002 na estação ecológica estadual de Guaxindiba (Mata do carvão), São Francisco de Itabapoana, RJ

Marcelo Trindade Nascimento & Fernando Luis Silva (Laboratório de Ciências Ambientais, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense, mtn@uenf.br)

1. Introdução

Ao longo da costa leste do Brasil, dentro da província da Mata Atlântica, principalmente entre os Estados da Bahia e Rio de Janeiro ocorre um tipo florestal denominado de Mata dos Tabuleiros (Rizzini, 1979). As Matas sobre Tabuleiros Terciários sofreram uma intensa fragmentação de suas áreas com o processo de desmatamento que ocorreu na costa brasileira durante a colonização e, mais recentemente (1960-1980) com a agricultura e com a industrialização. Ainda hoje se encontram áreas de retirada ilegal de madeiras nestas formações. Com isso, restaram apenas alguns remanescentes florestais distribuídos ao longo da região costeira dos estados do nordeste até o Estado do Rio de Janeiro. A fragmentação florestal reduz populações de espécies, processos de dispersão e migração são interrompidos, entradas e saídas de recursos no ecossistema são alterados, e partes do habitat antes isoladas tornam-se expostas às condições externas (Tilman *et al*,

1994), sendo hoje sem dúvida uma das principais problemas da biologia da conservação.

No estado do Rio de Janeiro, o mais significativo fragmento que restou, no atual município de São Francisco de Itabapoana, é a Mata do Carvão. Nesta mata extraiu-se material lenhoso para a produção de carvão vegetal em fornos rústicos até o final da década de 80. Este fragmento pela presença de espécies raras e ameaçadas de extinção (Silva & Nascimento 2001), e após manifestações de ONGs e ambientalistas, foi incluído na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, reconhecida pela UNESCO em 1992, a pedido do Governo Brasileiro. Ela figura como Zona Núcleo I, o que exigiu uma Unidade de Conservação (UC) para protegê-la. Entretanto, a transformação da área em UC só veio a ocorrer com o Decreto Estadual 32.576 de 30 de dezembro de 2002 que criou a Estação Ecológica Estadual de Guaxindiba (EEEG) com 3.260 ha, sendo cerca de 1.200 ha administrada pela Fundação Instituto Estadual de Floresta (IEF-RJ). Sua vegetação é classificada como floresta estacional semi-decídua e dominada por espécies das famílias Myrtaceae (*Eugenia* spp.), Leguminosae (*Pseudopiptadenia contorta*, *Parapiptadenia pterosperma*) e Rutaceae (*Metrodorea brevifolia*) (Silva & Nascimento 2001).

Este trabalho teve por objetivo avaliar as taxas de desmatamento no período de 1986 a 2002, anterior à criação da EEEG, levantar outros impactos ocorridos, identificáveis pelo uso de ferramentas de geoprocessamento, visando: 1) compará-la com informações de outras matas de Tabuleiros e também com outras matas de baixada da região e 2) fornecer subsídios para a elaboração de um plano de manejo e de conservação para este tipo florestal.

2. Métodos

Para o monitoramento da alteração da cobertura vegetal do fragmento foram utilizadas imagens do satélite LandSat na órbita 216 ponto 075, nas seguintes datas:

Data	Satélite / Sensor
16/07/1986	LandSat 5 / TM
23/09/1988	LandSat 5 / TM
10/10/1994	LandSat 5 / TM
01/05/2002	LandSat 7 / ETM

Inicialmente se buscou a combinação multi-freqüencial que realçasse a vegetação da mata destacando do resto da paisagem. Para este processo utilizamos o Programa ERDAS. Comparamos as combinações RGB 321, 543, 741 e optamos por utilizar a combinação RGB 543.

Depois de definida a combinação, fizemos um corte na imagem para poder trabalhar somente com a porção referente ao fragmento, em uma escala aproximada a 1:50.000.

Através da sobreposição de imagens, utilizando o programa ArcView, foi notada diferença entre o coordenadas das cenas de 1986, 1988, 1994, 2002, o que foi resolvido a partir do georeferenciamento utilizando pontos de controle da cena de 2002 no programa ERDAS.

No programa ArcView, foram digitalizados os polígonos da vegetação referente à área de estudo para delimitação da margem da vegetação. A partir dos polígonos digitalizados, foi calculada a área de vegetação em cada data.

3. Resultados e discussão

No período avaliado (1986 a 2002) foi observada uma redução na área total da mata de aproximadamente 18%, ou seja, 251 ha. Um fato importante de se destacar é que 93% do desmatamento, representando 234 ha, ocorreu em um curto espaço de tempo de dois anos (1986 a 1988). Este resultado demonstra a grande perda de áreas de floresta de tabuleiro ocorrida na região devido à intensidade de desmatamento durante a década de 80, principalmente para a produção de carvão vegetal e abastecimento de uma serraria ativa. Fatores como a promulgação de Constituição de 1988 e a

publicação de leis ambientais mais severas (ex. decreto lei 750/1993), aliado a crescente mobilização ambientalista cobrando maior atenção das autoridades governamentais ligadas à defesa do meio ambiente devem ser considerados os principais fatores que contribuíram para a queda acentuada da taxa de desmatamento na região após 1988 (0,27% entre 1988 e 1994 e 1,23% entre 1994 e 2002). Entretanto, é importante ressaltar que no período 1994-1998 outras áreas do Norte Fluminense, como o município de Trajano de Moraes, foram apontadas como as que apresentaram maiores taxas de desmatamento do estado (Fundação SOS mata Atlântica et al. 1998). Embora para as taxas de desmatamento tenham caído drasticamente na EEE de Guaxindiba, problemas ambientais sérios como uma grande queimada em 2001 que afetou 20% da área da mata, acarretando mortalidade de cerca de 30% das árvores e dizimou o banco de plântulas (Nascimento et al. 2001), a extração seletiva de madeira e a caça continuam a ocorrer mesmo após a criação da Estação Ecológica. Atualmente, podemos considerar a extração seletiva de madeira o problema ambiental mais grave da EEE de Guaxindiba e de difícil quantificação e observação visto que não é facilmente detectado pelas técnicas de geoprocessamento disponíveis.

4. Conclusões

Os resultados aqui apresentados indicam que embora as taxas anuais de desmatamento tenham diminuído drasticamente desde o início da década de 90, problemas ambientais sérios como a extração seletiva de madeira ainda ocorre com freqüência na área. Assim, é urgente a implantação de uma infra estrutura básica na área da EEE de Guaxindiba e a criação de uma patrulha permanente visando coibir ações predatórias e a elaboração do plano de manejo para esta UC.

Agradecimentos:

A ONG Ecos Rio Paraíba e o Projeto Ecologia da Paisagem (ESSO-USP-LCA/UENF) pelo apoio financeiro.

5. Referências

FUNDAÇÃO S.O.S. MATA ATLÂNTICA, Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais e Instituto Socio Ambiental. *Atlas da Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados no Domínio da Mata Atlântica no Período 1990-1995*. - São Paulo. 54 p. 1998.

Nascimento, M.T. 2002. Avaliação do impacto da queimada no estrato arbustivo-arbóreo da mata do carvão, São Francisco de Itabapoana, RJ. Relatório Técnico. <http://www.uenf.br/index.html/ecopaisagem>

Silva, G.C. & Nascimento, M.T. 2001. Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). *Revista Brasileira de Botânica* 24:51-62.

Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L., Nowak, M. A. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65-66.

The direction and rate of spread of a butterfly (*Heliconius charithonia* L.) at the northern edge of its range

Márcio Zikán Cardoso

Laboratório de Entomologia, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Feira de Santana, Feira de Santana-BA 44031-480. (mzcardoso@uefs.br)

1. Introduction

Species distribution maps (range maps) are very useful tools: they help field biologists in determining if a sight or a collection fall within the known range of the species or can guide them to places where a particular species might be expected to be present. Range maps represent expectations, however, in the same way as atomic orbitals, because they tell you that there is some finite chance that the species (or the particle) will be found in a particular place. This uncertainty stems from the heterogeneity of most habitats and the

patchy nature of the landscape, turning the act of locating a species a difficult task at times. Range maps are also very useful in determining the distributional limits of species populations. The edges of a species range are determined by ecological factors and in many cases, abiotic factors have been listed as the main causes, especially at the upper latitudinal limits of the distributions (MacArthur 1972, Brown *et al.* 1996). In most cases the precise mechanism is unknown and it is likely that several factors are at play. The edges of a distribution can be sharp (as in habitat discontinuities) or much more subtle, with a slight decrease in populations patches and/or population sizes as one travels from the center to the limits of a species range (Brown *et al.* 1996, Kirkpatrick & Barton 1997). In the past years there has been a resurgence of interest in the subject of range expansion, mostly because of concerns on the effect of global warming on species distributions (e.g. Parmesan 1995, Parmesan *et al.* 1999, Thomas *et al.* 2001) and on the dispersing abilities of invasive species (e.g. Nathan 2001, Nathan *et al.* 2002, Lewis 1997).

Dispersal, especially long distance dispersal has traditionally been very difficult to measure and observe, especially regarding invertebrates (Nathan 2001). In some cases, however, fundamental shifts in the understanding of movement patterns have resulted, as in the case of the southbound monarch migration in North America. Tags on butterfly wings have helped determine the route and the fate of migratory individuals (Urquhart & Urquhart 1976, 1978). Chemical fingerprint has helped elucidate the mechanisms of northbound recolonization (Seiber *et al.* 1986, Cockerell *et al.* 1993, Malcom *et al.* 1993). In the case of the monarch butterfly, amateur entomologists and naturalists provided much of the information on the flyways with extensive field notes on the dates and locations of butterfly sightings. Recently, Camille Parmesan and colleagues (Parmesan 1996, Parmesan *et al.* 1999), using several different data sources, including historical records kept by naturalistic societies and amateur entomologists, provided evidence for shifts in butterfly ranges in Europe and North America. In this study I use notes gathered over 30 years by an amateur entomologist in Texas, USA, in order to estimate and map rates of colonization of the long winged zebra butterfly, *Heliconius charithonia* L., from a colonizing source in the Texas-Mexico border.

The long winged zebra butterfly is a non-migratory butterfly that can be seen from south Texas down to Peru and eastward, from Colombia, the Guianas, and into the Caribbean to south Florida. *Heliconius charithonia* is found in open habitat and can use a variety of flowers as pollen and sugar sources (Boggs *et al.* 1981, Cardoso 2001). In Texas, individuals have been found as far north as the Oklahoma border and if conditions are right, its range can expand into the north central United States (Opler & Malikul 1992). Here I use data gathered and compiled by a respected butterfly collector in Texas to establish the path and time course of *Heliconius charithonia* dispersal and colonization of Texas habitats throughout the year.

2. Material and methods

I obtained collection and sighting records on *H. charithonia* from the entomological notes collection of Roy Kendall, from San Antonio Texas. The insect and records collections are now housed at the Entomology Department of the Texas A&M University (www.tamu.edu). The notes refer to the dates and counties (municipalities) where adult individual were seen or collected. The records go from as far back as 1884 to 1992, with most of the information spanning from 1966 to 1981. I compiled the data and arranged it by county, and month and year of the record. The data were used to generate a range map for the state of Texas. In order to analyze the patterns of colonization I organized and treated the data in the following ways. (i) For each county on Kendall's list I noted the period of the year when the butterfly was first seen (Month First Seen) and when it was last seen (Month Last Seen).

I used the months' number as the time variable (January=1, February=2 and so on); (ii) For each county I calculated the maximum time span (Time Span) for the records by taking the difference in months from first to last record (counties with zero value were not included); (iii) assuming the source population comes from Mexico, I assigned the county with the earliest record as the first county to be colonized by the butterflies; (iv) using a standard road map of Texas (AAA® Road Map of Texas 1993-1994 edition; scale of 1:1,472,000) I measured the linear distance between the presumed point of entry and the locality where the butterfly was found. I converted the distance in cm to km. I then carried regression analyses to evaluate (a) if distance from source correlated with date of first record and (b) if the time span of the butterfly establishment was related to the distance from the point of entry. I also estimated colonization velocity (km.month⁻¹) by dividing distance by the number of the month when the butterfly was first recorded.

3. Results and Discussion

The overall trend in collection records was for earliest records in the year (March and April) to be found among counties closer to the Mexico border while later records (June to August) were mostly found in counties further north. The distribution map generated with Kendall's data shows that there is roughly a N-NE corridor of colonization with some scattered counties to the west. Other range maps, compiled from more extensive data sources, follow essentially the same spatial pattern, as in the U.S. National Biological Survey range maps (<http://www.npsc.nbs.gov/resource/distr/lepid/bflyusa/usa/64.htm>). The Western portion of the state of Texas is considerably drier than the Central and Eastern areas (Bomar 1983) and it is not surprising that the colonization pattern follows the humidity gradient. Two outlier counties (with late sightings but closer to the source) were located amidst the semiarid scrub found in SW Texas. The average linear distance away from the source population was 462.5 km (s.d. = 197.2 km, max=780, min=64.3, N=12). Velocity estimates varied from 16.7 km.month⁻¹ to 88.9 km.month⁻¹ (average=64.4 ± 19.1 km, N=12). These distances should be viewed as maximum possible velocities, since they are an average of many years worth of data. Moreover, this is a population dispersal estimate, since we do not have individual information on dispersal. The powers of dispersal in *H. charithonia* should not be underestimated – this is a species with very good colonizing abilities (Davies & Bermingham 2002) and genetic estimates done in Florida show that populations spanning 80 km may have a very similar genetic structure (Kronforst & Fleming 2001). Distance from the presumed population source was a very good predictor of time of first sighting for *Heliconius charithonia* in Texas (not including western counties) (Regression, $F_{1,15}=13.32$, $P=0.0032$). In other words, counties closer to the source populations were colonized first than counties farther from it. Similarly, month range (the month span between first and last sightings) was highly influenced by distance from the source population (Regression, $F_{1,7}=11.77$, $P=0.011$).

Winter weather clearly plays a role in the dynamics of the upper limit of the range of *H. charithonia*. Because of the southern location of Texas, harsh winter is normally restricted to January and February, especially in South Texas. There is a clear southern trend in Texas as far as mild winter temperatures are concerned. No records were found for *H. charithonia* for the months of January and February. The earliest record is for March, in the southernmost county, at the Texas-Mexico border. As the year progresses one can clearly see an advancing wave of butterfly recolonization in Texas. Northernmost counties will only be colonized from mid- to late-summer. These extreme colonists will either be killed or forced to fly south as cooler temperatures settle in the northern sites. This is why I found a significant regression between month range and distance. Butterflies stay less in farther sites because they arrive late

and leave or die early, compared to southerly colonists. There is no information on *H. charithonia* overwintering in north-central Texas. It is possible that wooded areas in the Rio Grande Valley in deep-south Texas may provide cover in the winter.

Dispersal abilities are fundamental determinants of a species range. This range, however, is not static and is constantly shifting, sometimes in less obvious ways than others. The northern limit of *H. charithonia* shifts in a predictable fashion following the seasonal changes in weather. The rate of northward spread can be quite fast, given the great colonizing ability of the species. Global changes in weather pattern may influence this yearly pattern, by modifying winter minimum temperatures, as seen in other butterflies in North America and Europe (Parmesan 1995, Parmesan *et al.* 1999). Amateur naturalists can play a fundamental role in ecological studies by making careful notes on the biology of butterflies and other animals. Measuring rates of dispersal is fundamental for parameterizing metapopulation models and patterns of movement across a landscape (e.g. Hanksi 1997, Keyghobadi *et al.* 1999, Roland *et al.* 1999). The data gathered in this study can be a useful addition for models on species with good dispersing powers. Natural history and modern theory can be very useful to understand population patterns across landscapes.

4. References

- Boggs, C.L.; Smiley, J. & Gilbert, L.E. 1981. Patterns of pollen exploitation by *Heliconius*. *Oecologia*, 48: 284-289.
- Bomar, G.W. 1983. *Texas Weather*. The University of Texas Press.
- Brown, J.; Stevens, G.C.; Kaufman, D.M. 1996. The geographic range: size, shapes, boundaries, and internal structure. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27: 597-623.
- Cardoso, M.Z. 2001. Patterns of pollen collection and flower visitation by *Heliconius* butterflies in southeastern Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 17: 763-768.
- Cockrell, B.J.; Malcolm, S.B. & Brower, L.P. 1993. Time, temperature, and latitudinal constraints on the annual recolonization of eastern North America by the monarch butterfly. In: *Biology and Conservation of the Monarch Butterfly*, S. B. Malcolm & M. P. Zalucki (eds.), pp. 233-251. Natural History Museum of Los Angeles County (Science Series No. 58).
- Davies, N. & Bermingham, E. 2002. The historical biogeography of two Caribbean butterflies (Lepidoptera: Heliconiidae) as inferred from genetic variation at multiple loci. *Evolution*, 56: 573-589.
- Gilbert, L.E. 1969. On the ecology of natural dispersal: *Dione moneta poeyii* in Texas (Nymphalidae). *Journal of the Lepidopterists' Society*, 23: 177-185.
- Keyghobadi, N.; Roland, J. & Strobeck, C. 1999. Influence of landscape on the population genetic structure of the alpine butterfly *Parnassius smintheus* (Papilionidae). *Molecular Ecology*, 8: 1481-1495.
- Kirkpatrick, M. & Barton, N. 1997. Evolution of a species range. *American Naturalist*, 150: 1-23.
- Kronforst, M. & Fleming, T.H. 2001. Lack of genetic differentiation among widely spaced subpopulations of a butterfly with home range behaviour. *Heredity*, 89: 243-250.
- Lewis, M.A. 1997. Variability, patchiness, and jump dispersal in the spread of an invading population. In: *Spatial Ecology*, D. Tilman & P. Kareiva (eds.), 46-69. Princeton University Press.
- MacArthur, R. 1972. *Geographical Ecology*. Harper & Row.
- Malcolm, S.B.; Cockrell, B.J. & Brower, L.P. 1993. Spring recolonization of eastern North America by the monarch butterfly: successive broods or single sweep migration? In: *Biology and Conservation of the Monarch Butterfly*, S. B. Malcolm & M. P. Zalucki (eds.), pp 253-267. Natural History Museum of Los Angeles County (Science Series No. 38).
- Nathan, R. 2001. The challenges of studying dispersal. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 481-483.
- Nathan, R.; Katul, G.; Horn, H.; Thomas, S.; Oren, R.; Avissar, R.; Pacala, S. & Levin, S. 2002. Mechanisms of long-distance dispersal of seeds by wind. *Nature*, 418: 409-413.
- Opler, P. & Malickul, V. 1992. *A Field Guide to Eastern Butterflies*. Houghton Mifflin Company.
- Parmesan, C. 1996. Climate and species ranges. *Nature*, 382: 765-766.
- Parmesan, C.; Ryrholm, N.; Stefanescu, C.; Hill, J.K.; Thomas, C.D.; Descimon, H.; Huntely, B.; Kaila, L.; Kullberg, J.; Tammaru, T.; Tennent, W.J.; Thomas, J.A. & Warren, M. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399: 579-583.
- Roland, J.; Keyghobadi, N. & Fownes, S. 1999. Alpine *Parnassius* butterfly dispersal: effects of landscape and population size. *Ecology*, 81: 1642-1653.
- Seuber, J.N.; Brower, L.P.; Lee, S.M.; McChesney, M.M.; Cheung, H.T.A., Nelson, C.J. & Watson, T.R. 1986. Cardenolide connection between overwintering monarch butterflies and their larval food plant, *Asclepias syriaca*. *Journal of Chemical Ecology*, 12: 1157-1170.
- Thomas, C.D. Bodsworth, E.J.; Wilson, R.J.; Simmons, A.D.; Davies, Z.G.; M. Musche & Conradt, L. 2001. Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature*, 411: 577-581.
- Urquhart, F.A. & Urquhart, N.R. 1976. The overwintering site of the eastern population of the monarch butterfly (*Danaus plexippus*: Danaidae) in southern Mexico. *Journal of the Lepidopterists' Society*, 30: 153-158.
- Urquhart, F.A. & Urquhart, N.R. 1978. Autumnal migration routes of the monarch butterfly (*Danaus plexippus* L.; Danaidae; Lepidoptera) in North America to the overwintering site in the neovolcanic plateau of Mexico. *Canadian Entomologist*, 111: 15-18.

(I would like to thank Roy Kendall for providing the data on *H. charithonia* distribution and Larry Gilbert for academic freedom and for drawing my attention to the traveling wave. During this study the author was supported by a CAPES doctoral fellowship at the University of Texas at Austin).

Landscape features and population viability: a view through atlantic forest mammals (Paraíba do Sul River Valley, RJ, Brazil).

Maria Elaine de Oiveira^a, Viviane Vidal da Silva^a & Luiz Flamarion Barbosa de Oliveira^b

^aPG Ciência Ambiental Universidade Federal Fluminense (mefolive@terra.com.br) ^bMuseu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro

1. Introduction

The rate of tropical deforestation continually increase along the years. In many countries of humid tropics the loss of primary lowland forest far exceeds the global averages. Small remnant fragments can be shown to lose much of their biodiversity rapidly, lowering their value for conservation (Turner & Corlett, 1996). There have been relatively few studies of long-term fragmentation, specially in Eastern Brazil where the colonization radically changed the features of the landscape. The Atlantic forest was cleared mainly for timber, firewood, charcoal, agriculture, cattle ranching, and for the construction of cities. Some of them are among the largest ones in Latin America and in the world (Morellato & Haddad, 2000). Fragments on the Atlantic forest, particularly in the Paraíba do Sul River Valley (Volta Redonda, Porto Real, Quatis, Barra Mansa, Barra do Pirai, Pirai and Pinheiral districts) are not unaltered samples of pristine rainforest, but rather have been modified by an

array of edge effects and substantial anthropogenic disturbance since the country occupation (Silva, 2002). Different economic activities developed since the XIX century were based on the intensive exploration of land, industrial activities and urbanization, which have led to a new landscape pattern where the original Seasonal Semideciduous Forest was reduced to isolated fragments. It's well known that agricultural practices, the main matrix that occupies 60% of the river valley (Silva, op.cit.), produce abrupt transitions between patches of croplands and adjacent natural communities, certainly affecting the population dynamics of species in both types of habitat.

In general, mammals and their habitats are strongly influenced by processes originating outside fragment boundaries (Hargis et al., 1999; Cuarón, 2000). The research intend to evaluate the landscape structure of the remnant Atlantic forest; to estimate the potential response of native mammal species to forest fragmentation; to assess the importance of fragment size on species assemblages; and to identify fragment and landscape features that probably affect mammal species abundance and occurrence.

2. Methods

The classification of the forest fragments, according to their secondary ecological successional stages, and the evaluation of the vulnerability regarding the anthropogenic pressure, were accomplished based on the size and form of the fragments, in a Geographic Information System. As a result of the Vegetation Cover Map (Silva, op.cit.) 737 fragments larger than 10 hectares were classified in size intervals. Through allometric equations the relationships between body mass and the expected population density were used to estimate the theoretical mammal density regarding the size of the fragments that support populations of 100 and 500 individuals of forest-dependent species. The relationships were established for species of mammals with up to 50 kg body mass.

3. Results and Discussion

The results have shown that the vegetation cover in the studied area is quite fragmented and the Intermediate Ecological Successional Stage prevails (13.97%). Fragments higher than 100 hectares are expressive in the Seasonal Semideciduous Forest which represents only 0.51% of area coverage (Silva & Oliveira, 2003). However, the Atlantic forest relicts that shown larger areas also present irregular border, and consequently are more susceptible to external environmental effects. Regarding total forest fragments 42.8% show an area up to 20 hectares and only 10.1% of them present more than 100 hectares.

The matrix of modified habitats surrounding fragments may act as a selective filter. Arboreality are expected to be particularly restrictive for movement, and the species are clearly affected by the nature of modified habitats surrounding fragments. Matrix tolerance emerged as an overriding correlate of vulnerability. Species that tolerate or exploit the matrix may be viable.

The observed relation between the area and the dimensions of species shows the minimum viable population (MVP) based on the dimensions of the fragments observed in the mosaic of the landscape of the Paraíba do Sul River Valley. A mass extinction is expected for certain classes of body size in the current conditions of the region. The tolerance of the species in relation to the matrix should be a facilitative factor of viability of populations.

4. Conclusions

Information regarding mammals species of the Atlantic forest and their relationships with the matrix of the degraded landscapes are scarce. Even in fragmented landscapes populations are observed commonly. This suggests that expressive investments should be made for the evaluation of the internal conditions (composition and structure) of patches. Such conditions could be a preponderant factor in the viability of the populations. An appropriate identification of habitat specialists and matrix-tolerant species should be developed in sense of ordering conservation efforts. On the

other side, human intolerance may be a key factor in extinction prevailing over habitat features or patches sizes for an important set of the Atlantic forest mammal fauna.

5. References

- Christina, D. H.; Bissonette, J.A.; Turner, D.L. (1999). The influence of forest fragmentation and landscape pattern on American martens. *Journal of Applied Ecology* 36:157-172.
- Cuarón, A.D. (2000). A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 14(6):1574-1579.
- Morellato, L.P.C.; Haddad, C.F.B. (2000). Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica* 32(4b):786-792.
- Silva, V.V.; Oliveira, M.E. (2003). Processos Antrópicos na Fragmentação Florestal do Médio Vale do Paraíba do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista Mundo & Vida*, 4(1):24-30.
- Silva, V.V. (2002). *Médio Vale do Paraíba do Sul: fragmentação e vulnerabilidade dos remanescentes da Mata Atlântica*. Diss.Mestrado, PPGCA, Universidade Federal Fluminense, 109p.
- Turner, I.M.; Corlett, R.T. (1996). The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Trends in Ecology and Evolution* 11(8):330-333.

Fragmentação florestal: a conexão e o tamanho dos fragmentos são importantes para conservação de sapos e lagartos de serapilheira?

Marianna Dixo & Jean Paul Metzger

Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação da Natureza (LEPAC) - contato: maridixo@ib.usp.br

1. Introdução

Os efeitos da fragmentação, que ameaçam as comunidades naturais e a sua biodiversidade, já foram extensamente estudados (Shafer, 1990; Terborgh, 1992; Noss & Csuti, 1994). A intensidade desses efeitos pode variar de acordo com as características ecológicas dos organismos, espécies mais vulneráveis à extinção por um processo de fragmentação geralmente apresentam distribuição agregada, são naturalmente raras, necessitam de grandes áreas ou habitats especializados e possuem baixa capacidade de dispersão (Turner, 1996). Além das características ecológicas de cada espécie, as condições da paisagem também irão influenciar na vulnerabilidade das espécies aos efeitos da fragmentação (Metzger, 1999).

Os primeiros estudos de estrutura e dinâmica de comunidades em remanescentes de habitat foram baseados em um modelo criado para ilhas (MacArthur & Wilson, 1967), centrado em dois parâmetros espaciais: tamanho e grau de isolamento do fragmento (Wilson & Willis, 1975; Terborgh, 1976; Freemark & Merrien, 1986). A relação entre tamanho do fragmento e riqueza de espécies foi verificada em diferentes grupos taxonômicos. Quanto menor for o fragmento, maiores serão as modificações nas interações e na estrutura das comunidades, levando a uma diminuição da diversidade de espécies nos fragmentos, aumentando assim o risco de extinções locais. O grau de isolamento atua de forma negativa na riqueza de espécies, diminuindo as taxas de imigração e recolonização (van Dorp & Opdam, 1987).

Conectividade pode ser definida como a capacidade da paisagem em permitir o fluxo de organismos, sementes e grãos de pólen (Urban & Shugart, 1986). Essa propriedade da paisagem é essencial pois a sobrevivência de muitas espécies em habitats fragmentados depende da habilidade destas se deslocarem entre manchas de habitat. O arranjo espacial dos fragmentos, a densidade e complexidade dos corredores e a permeabilidade da matriz, são características da paisagem que determinam sua conectividade (Baudry, 1984). Os corredores, em particular, atuam na paisagem favorecendo a movimentação e recolonização, diminuindo o risco de extinções, o que aumenta a probabilidade de sobrevivência de

metapopulações (Merriam, 1991).

A maior parte das informações existentes na literatura sobre os efeitos da fragmentação e do uso da terra sobre as comunidades de florestas neotropicais é proveniente de estudos na América Central e da região amazônica. A Mata Atlântica, apesar da maior vulnerabilidade, recebeu pouca atenção até o momento, e os estudos existentes enfocam principalmente aves (Christiansen, 1997) e árvores (Tabarelli, *et al.*, 1998, Metzger, 1997). Répteis e anfíbios têm recebido pouca atenção.

2. Métodos

O estudo está sendo realizado em uma área de mata contínua (Reserva do Morro Grande) e em uma paisagem fragmentada nos municípios de Cotia e Ibiúna, no distrito de Caucaia, estado de São Paulo (23°35'S, 23°50'S; e 46°45'W, 47°15'W). Esta área faz parte do Platô de Ibiúna, e encontra-se logo acima da Serra de Paranapiacaba. Os fragmentos estão inseridos numa matriz agrícola, formada por pequenas propriedades hortifrutigranjeiras. Muitos destes fragmentos estão conectados por corredores, apresentando diferentes graus de conectividade. As matas presentes nos fragmentos foram classificadas como estádios sucessionais médio a avançado de regeneração, de acordo com as definições da Resolução Conjunta SMA/IBAMA/SP-1 de 17 de fevereiro de 1994.

Para relacionar a diversidade e composição da comunidade de sapos de serapilheira com o tamanho e grau de conectividade dos fragmentos, foram amostradas detalhadamente 26 áreas, sendo 6 áreas-controle na Reserva do Morro Grande (3 com predominância de floresta secundária e 3 com predominância de floresta madura) e 20 fragmentos. Os fragmentos foram escolhidos em função do tamanho e da conectividade, incluindo: 5 fragmentos grandes (50 a 280 ha), que estão sendo considerados como fragmentos-fonte; 8 fragmentos de tamanho intermediário (10 a 50ha), sendo 4 conectados aos fragmentos-fonte por corredores (áreas estreitas de mata) e 4 isolados; 7 fragmentos de tamanho pequeno (1 a 5 ha), sendo 4 conectados aos fragmentos-fonte e 3 isolados.

O levantamento de sapos e lagartos de serapilheira foi realizado através do uso de armadilhas de interceptação e queda, com marcação e recaptura dos animais. Em cada uma das áreas de amostragem foi instalada uma linha de armadilhas contendo onze baldes (de 60 l) conectados por 10 m de cerca-guia, resultando em séries de 100 m de extensão. O comprimento dessa linha de amostragem foi estabelecido de forma a permitir o mesmo esforço amostral em todos os fragmentos.

A riqueza, abundância e diversidade (de Shannon-Wiener) dos sapos e a riqueza e abundância dos lagartos, assim como as abundâncias das espécies mais comuns foram analisadas estatisticamente. Para verificar se o tamanho da área afeta cada uma dessas variáveis, duas análises foram realizadas: (1) Análise de Variância comparando as variáveis de diversidade dos fragmentos pequenos isolados, dos fragmentos médios isolados, dos fragmentos grandes e das áreas-controle; (2) Regressão entre a área dos fragmentos (em ha) e a riqueza, a diversidade (de Shannon-Wiener) e a abundância de sapos e lagartos. Para verificar a importância da conectividade dos fragmentos para a conservação da diversidade de sapos e lagartos de serapilheira, uma Análise de Variância de dois fatores foi realizada, comparando o tamanho dos fragmentos (pequeno e médio) e a conectividade (isolado ou conectado).

3. Resultados

Um total de 7271 sapos de 22 espécies foram amostrados. Uma espécie, *Bufo cf. crucifer* foi dominante, presente e todas as áreas e correspondendo a 79% do total; um grupo intermediário, de seis espécies correspondeu a 18% e as outras 15 espécies corresponderam aos 3% restantes. A abundância total e a riqueza de sapos não variaram significativamente em relação ao tamanho dos fragmentos, embora haja uma tendência de maior abundância nos fragmentos pequenos em relação às áreas-controle. As áreas-controle e os fragmentos médios apresentaram maior diversidade que os demais fragmentos. Não foram encontradas variações de

abundância, riqueza e diversidade de sapos entre os fragmentos conectados e isolados. Dentre as espécies estudadas, duas parecem ser favorecidas pela fragmentação. *Bufo cf. crucifer* é marginalmente mais abundante nos fragmentos do que nas áreas-controle e *Physalaemus cuvieri*, é mais abundante nos fragmentos pequenos e médios do que nos grandes e nas áreas-controle. Inversamente, *Bufo ictericus* e *Cycloramphus* sp. são mais abundantes nas áreas-controle do que nos fragmentos, e a abundância de *Macrogenioglottus alipioi* está positivamente correlacionada com a área dos fragmentos. Apenas uma espécie, *Physalaemus olfersi*, tende a ser mais abundante nos fragmentos conectados do que nos isolados.

A Fauna de lagartos de serapilheira da região estudada é pobre. Um total de 228 lagartos de cinco espécies foram amostrados. Duas espécies são dominantes, *Ecpleopus gaudichaudii* e *Enyalius perditus*, correspondendo a 95% da fauna amostrada. A riqueza dos lagartos é marginalmente maior nas áreas controle do que nos fragmentos e a abundância dos lagartos tende a ser maior nas áreas-controle do que nos fragmentos. Das duas espécies estudadas, *Enyalius perditus* é mais abundante nas áreas-controle do que nos fragmentos, e *E. gaudichaudii* tende a ser menos abundantes nos fragmentos pequenos do que nos demais fragmentos e áreas-controle. Tanto a riqueza como a abundância de lagartos não variaram entre fragmentos conectados e isolados.

4. Discussão e conclusão

Os resultados mostram que a riqueza e abundância dos sapos de serapilheira aparentemente não são influenciadas pela área dos remanescentes florestais tampouco pela conectividade dos mesmos. A abundância total encontrada reflete a abundância de *Bufo cf. crucifer*, que é bem menos comum nas áreas-controle. A não variação da riqueza pode ser função da variação da composição da comunidade, pois há espécies de áreas abertas presentes apenas em alguns fragmentos e ausentes nas áreas-controle (ex. *Physalaemus cuvieri*), outras espécies de interior de mata encontram-se apenas nas áreas-controle (ex. *Brachicephalus ephippium* e *Myersiella microps*), ou seja, a composição varia entre as áreas estudadas e deve ser analisada com cautela. Quando a diversidade (de Shannon-Wiener) é comparada, podemos verificar que as áreas-controle são mais equitativas que as demais, como esperado. No entanto, os fragmentos médios são mais equitativos do que os grandes, o que não era esperado, teoricamente. Outras variáveis ambientais (como qualidade da mata, presença de água, altura da serapilheira) assim como características da paisagem (como quantidade de borda, quantidade de mata no entorno dos fragmentos), podem ser mais importantes para a manutenção da comunidade de sapos de serapilheira do que o tamanho ou a conectividade dos fragmentos.

Apesar da baixa riqueza de lagartos amostrada, os resultados mostram que os lagartos sofreram com a fragmentação da mata, pois os fragmentos são significativamente menos ricos e os lagartos tendem a ser menos abundantes nos fragmentos do que na Reserva do Morro Grande. A área dos fragmentos estudados, mesmo aqueles considerados grandes, com até 280 ha não são capazes de manter a riqueza de lagartos de serapilheira presente na Reserva de Morro Grande. Logo, as conexões dos fragmentos a esses fragmentos-fonte não são eficazes para conservação dos lagartos.

Os resultados obtidos até o momento, considerando-se apenas o tamanho e a conectividade dos fragmentos florestais, não fornecem dados suficientes para se compreender apropriadamente como os sapos e lagartos respondem aos efeitos da fragmentação da Floresta Atlântica no Platô de Ibiúna, tampouco permitem a elaboração de diretrizes para conservação dessa fauna. Análises complementares, considerando dados de qualidade do ambiente, características da paisagem, a composição da comunidade e também a biologia de cada uma das espécies estudadas servirão para complementar os resultados até agora obtidos, e fornecerão embasamento para a melhor compreensão da importância dos fragmentos florestais para conservação dos sapos e lagartos de serapilheira.

5. Referências Bibliográficas

- Baudry, J. 1984. Effects of landscape structure on biological communities: the case of hedgerow network landscapes. In: Brandt, J. & Agger, P. (eds). *Methodology in landscape ecological research and planning 1(1): landscape ecological concepts*. Roskilde University center, Denmark. 55-65.
- Christiansen, M.B. & Pitter, E. 1997. Species loss in a forest bird community near Lagoa Santa in southeastern Brazil. *Biological Conservation* 80: 23-32.
- Freemark, K.E. & Merriam, H.G. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation* 36: 115-141.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press. Princeton.
- Merriam, G. 1991. Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments. In: Saunders, D. A. & Hobbs, R. J. (eds.). *Nature Conservation 2: the role of corridors*. Surrey Beatty & Sons, New South Wales, Australia. 133-142.
- Metzger, J.P. & Décamps, H. 1997. The structure connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecologica* 18: 1-12.
- Metzger, J.P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 445-463.
- Noss, R.F. & Csuti, B. 1994. Habitat Fragmentation. In: *Principles of Conservation Biology*, Chapter 9. Ed. Meffe, K. Gary & C.R. Carroll. Sinauer Press, 600 pp.
- Shafer, L. 1990. Nature Reserves - Island theory and conservation practice. 189 Pp. Smithsonian Institution Press. Terborgh, 1992;
- Tabarelli, M., Baider, C. & Mantovani, W. 1998. Efeitos da fragmentação na floresta Atlântica da Bacia de São Paulo. *Hoehnea* 25: 169-186.
- Terborgh, J. 1976. Island biogeography and conservation: strategy and limitations. *Science* 193: 1029-1030.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-209.
- Urban, D.L. & Shugart, H.H.Jr. 1986. Avian demography in mosaic landscapes: modeling paradigm and preliminary. In: Verner, M. L., Morrison, M. L. & Ralph, C. J. (eds). *Wildlife 2000. Modeling habitat relationships of terrestrial vertebrates*. The University of Wisconsin Press, Wisconsin. 273-279.
- Van Dorp, D. & Opdam, P.F.M. 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* 1: 59-73.
- Wilson, E.O. & Willis, E. O. 1975. Applied biogeography. In: Cody, M. L. & Diamond, J. M. (eds). *Ecology and evolution of communities*. Belknap Press of Harvard Univ. Cambridge, MA. 523-534.
- (APOIO: FUNDAÇÃO DE AMPARO A PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO – FAPESP - E FUNDAÇÃO BOTICÁRIO DE CONSERVAÇÃO A NATUREZA).

Estrutura da vegetação em fragmentos florestais de mata atlântica com base no sensoriamento remoto

Mello, M.C.S.¹; Freitas, S.R.² & Cerqueira, R.³

Lab. de Vertebrados, Depto. Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, C.P. 68020, 21941-590, Rio de Janeiro, RJ.

¹ Bolsista de Iniciação Científica do CNPq, santiagomello@yahoo.com.br

² Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFRJ, Bolsista da CAPES, sfreitas@biologia.ufrj.br

³ Prof. Titular da Universidade Federal do Rio de Janeiro (PhD)

1. Introdução

O processo de ocupação antrópica na Mata Atlântica promo-

veu intensa degradação resultando em uma redução da cobertura florestal para índices inferiores a 8% de sua área vegetal original (Fundação S.O.S. Mata Atlântica, 2002; Brasil, 2000). Com essa degradação a maior parte da floresta foi tomada por uma paisagem fragmentada, constituída por remanescentes florestais cercados por pastagens, áreas urbanas e agrícolas, estradas e outras formas de uso da terra pelo homem. Devido ao elevado grau de ameaça desse bioma, surge a necessidade de ferramentas que auxiliem no monitoramento rápido e eficiente, como o sensoriamento remoto, fornecendo dados para a conservação e recuperação desse ecossistema. Sensoriamento remoto é a forma de se obter informações de um objeto ou alvo, sem que haja contato físico com o mesmo através de sensores que captam a radiação eletromagnética (Rosa, 1995). Os índices de vegetação são comparações entre faixas da radiação eletromagnética relacionadas à biomassa vegetal. O índice de vegetação mais usado é o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) que varia de -1 a +1, sendo que os valores negativos e o zero representam áreas não vegetadas (Moreira, 2001).

O objetivo desse estudo foi relacionar o NDVI obtido de uma imagem Landsat/TM com as medidas de estrutura da vegetação, testando seu potencial como ferramenta de diagnóstico da conservação de fragmentos florestais.

2. Métodos

A área é a Bacia do Rio Macacu, localizada nos Municípios de Guapimirim e de Cachoeiras de Macacu, no Estado do Rio de Janeiro, na base da Serra dos Órgãos. Esta área é um mosaico que se caracteriza por possuir diversos fragmentos de Mata Atlântica sobre topos de morro, cercados por diferentes usos da terra (agricultura, pastagem, cidades e estradas). Os fragmentos florestais estudados compreendem um total de 11 com aproximadamente 10 a 70 ha, localizados em propriedades particulares. Usou-se como controle um trecho da floresta contínua localizada na base da Serra dos Órgãos, denominada Fazenda Rosimery.

A imagem de satélite Landsat 5/TM, de 21 de março de 1999 foi georreferenciada e realçada. Calculou-se o NDVI utilizando as bandas do vermelho e do infravermelho próximo (Rouse et al., 1974). Foram coletados 30 pontos aleatoriamente de cada fragmento e área controle na imagem NDVI.

As medições da estrutura da vegetação foram feitas em parcelas de 5x10m distantes 30m entre si. Essas parcelas foram dispostas da borda em direção ao interior do fragmento nas quatro orientações (N, S, E, O), compondo assim a extensão do fragmento, exceto os fragmentos 1, 13 e 16. A área controle foi dividida sendo montado quatro transectos no trecho da floresta em contato com as pastagens e plantações (borda) denominado Rosimery de Baixo (RosiBaixo) e mais quatro transectos no interior da floresta (cerca de 300m distantes da borda) denominado Rosimery de cima (RosiCima). Em cada parcela foram obtidas as seguintes medidas: perímetro na altura do peito (h=1,30m), altura do dossel, e altura do fuste, sendo considerados indivíduos com perímetro ³ 5,0 cm; presença de epífitas, embaúbas (*Cecropia* sp.), iris (*Astrocaryum aculeatissimum*), cipós, lianas, bananeiras, bambuzais e palmeiras.

Para a etapa de análise, transformou-se a variável PAP em Diâmetro à Altura do Peito (Dap), em centímetros, através da fórmula $DAP = PAP/p$, e em Área Basal (AB), em metros, através da fórmula $AB = ((4xDAP^2)/p)/100$. As variáveis de presença como epífitas foram transformadas em porcentagem e foi calculado a porcentagem de indivíduos por m² (Total de árvores/(área da parcela (50m²) x n° de parcelas) para representar cada fragmento e o controle. Foram feitos histogramas com as variáveis DAP e Altura do dossel para a caracterização dos estratos dos remanescentes florestais. As áreas foram também comparadas usando a Correlação de Pearson e Análise de componentes principais (Manly, 1994).

3. Resultados

O valor médio do NDVI variou entre 0,3239 (Frag 5) e 0,5683 (RosiCima). O desvio-padrão – indicador de heterogeneidade es-

pacial – variou de 0,0919 (RosiCima) e 0,2300 (Frag 5). O Frag 5 obteve a maior média para DAP (10,3853), indivíduos múltiplos (33,46%), menor média para altura do dossel (4,6811) e os menores valores para INDIV/m² (0,165) e %epífitas. Os fragmentos 1 (7,2826), 6 (7,1936) e 18 (7,7518) obtiveram as maiores médias para altura do dossel. RosiCima obteve os maiores valores para: INDIV/m² (0,429), área basal (11031,15) e %epífitas (0,778). Comparando a estrutura da vegetação e o NDVI, obteve-se correlação positiva entre %dossel e NDVI média (r=0,61) e %epífita e NDVI média (r=0,65), e negativa com %fuste e NDVI média (r=-0,71) e área basal e NDVI desvio padrão (r=-0,64).

Os histogramas com altura do dossel mostraram três estratos compondo os fragmentos. A maior representação de indivíduos ocorrem nas classes inferiores decrescendo de forma descontínua até as classes superiores. O primeiro estrato é o mais numeroso com indivíduos de porte reduzido variando até 5m. O segundo estrato, intermediário, é caracterizado por indivíduos de porte médio variando de 5m a 10m. O terceiro estrato, com menos indivíduos, apresenta indivíduos de maior porte (acima de 10m) com presença de emergentes de até 45m. Pelos histogramas com DAP evidencia-se que as maiores representações são nas primeiras classes, compostas de diâmetros que variam até 10cm. As demais classes são representadas por um número bem menor de indivíduos variando até 130cm.

Na análise de componentes principais, o 1º fator explicou 54% da variação sendo representados pelas variáveis: área basal, NDVI média, NDVI desvio padrão, fuste e INDIV/m², enquanto que o 2º fator (26%) foi representado pelas variáveis: %palmeiras e %troncos caídos. Plotando-se os fragmentos e a mata contínua usando os dois fatores como eixos foi possível destacar o Fragmento 5 no extremo oposto da mata contínua, estando os demais fragmentos entre eles.

4. Discussão e Conclusão

De acordo com os histogramas de dossel todos os fragmentos apresentam dossel descontínuo. E possivelmente isso é influenciado por crescimento descontínuo dos indivíduos, devido à queda de exemplares adultos, efeito de borda e corte ou extração de material da floresta como ocorre no Frag 5 onde foi encontrado um forno de carvão. Provavelmente esse tipo de perturbação tem conseqüências até os dias de hoje, alterando o desenvolvimento da floresta. Agarez et al. (2001) também contaram que o histórico de intensa ação antrópica interfere de forma negativa nos fragmentos podendo ser isso registrado pelo NDVI.

Como em Kurtz & Araújo (2000), os histogramas de DAP apresentam-se em forma de um “J” invertido, com distribuição não balanceada. Os histogramas mostraram que os fragmentos são representados na sua maioria por indivíduos de porte reduzido e fino. O Frag 5 apresentou maior média de DAP devido a um alto número de indivíduos múltiplos, que foram agregados na plotagem como se fossem um indivíduo, aumentando assim o valor do DAP.

As análises indicam que a área controle e o Frag 5 diferem dos demais fragmentos. Pode-se inferir níveis de maior e menor perturbação (controle e Frag 5, respectivamente) de acordo com os indicadores estruturais e os valores de NDVI. A correlação positiva entre %epífitas e NDVI pode estar relacionada à umidade. A área controle também obteve maior porcentagem de área basal e segundo Agarez et al (2001) áreas pouco interferidas apresentam maiores taxas de cobertura vegetal devido à área basal. Nas correlações, tanto o NDVI quanto a estrutura da vegetação mostram que a área controle é estruturalmente mais homogênea que os fragmentos. As correlações entre as variáveis de estrutura da vegetação e do NDVI demonstram a potencialidade do NDVI como indicador da estrutura da vegetação na Mata Atlântica. Vicens *et al.* (1998) também encontraram relação entre o NDVI e diversidade de cobertura arbórea. Desta forma a correlação positiva entre a média do NDVI e as variáveis altura do dossel e área basal confirmam a relação entre NDVI e biomassa vegetal.

Na Análise de Componentes Principais pode-se destacar o fator 1 como sendo o que apresenta as variáveis mais próximas de uma área menos degradada (altos valores de área basal, NDVI média, NDVI desvio e indivíduos por m²), então confirmamos o Sítio Rosimery como o representante desse fator. O fator 2 será o mais próximo das variáveis de maior perturbação (palmeiras e troncos caídos) e então confirmamos o fragmento 5 como seu representante. Complementando todas as características já mencionadas do fragmento 5 temos o fato de possuir a menor média de NDVI e um alto valor para o desvio padrão deste. Isso se deve principalmente, a baixa densidade de indivíduos e alta frequência de indivíduos de porte relativamente reduzido, como mostrado na média da altura do dossel. Quanto aos demais fragmentos, além das características já citadas, pode-se mencionar que estes se apresentam de forma agrupada para os parâmetros de estrutura da vegetação e NDVI. Sendo uma tarefa difícil neste estudo, separá-los em níveis de degradação. Possivelmente com um período maior de monitoramento e realização de medições, seria alcançado um melhor detalhamento e conseqüentemente a percepção de aspectos peculiares que pudessem auxiliar na separação destes em níveis de degradação.

5. Referência Bibliográfica

Agarez, F. V.; Vicens, R. S.; Cruz, C. B. M.; Nogueira, C. R.; Garay, I. 2001. Utilização de índice de vegetação na classificação integrada de fragmentos florestais em Mata Atlântica de Tabuleiros no Município de Sooretama, ES. *In: Anais do X Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. INPE, www.dpi.inpe.br/lise/2001/09.24.08.56.

BRASIL. 2000. Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos. MMA/SBF, Brasília, 40p.

Fundação S. O. S. Mata Atlântica. 2002. <http://www.sosmatatlantica.org.br>. Acesso em 22/05/2002.

Kurtz, B. C. & Araújo, D. S. D. 2000. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de um trecho da Mata Atlântica na Estação Ecológica Estadual do Paraíso, Cachoeira de Macacu, Rio de Janeiro, Brasil. *Revista do Jardim Botânico do Rio de Janeiro* 51: 69-112.

Manly, B.F.J. 1994. *Multivariate statistical methods: a primer*. Chapman & Hall, London, 215pp.

Moreira, M. A. 2001. *Fundamentos do Sensoriamento Remoto e metodologias de aplicação*. INPE, São José dos Campos, 250p.

Rosa, R. 1995. *Introdução ao Sensoriamento Remoto*. EdUFU, Uberlândia, 117p.

Rouse, J. W., R. H. Haas, J. A. Schell, D. W. Deering, J. C. Harlan. 1974. *Monitoring the vernal advancement retrogradation of natural vegetation*. Final Report Type III - NASA/GSFC, Greenbelt, 371p.

Vicens, R. S.; Cruz, C. B. M.; Rizzini, C. M. 1998. Utilização de técnicas de sensoriamento remoto na análise da cobertura vegetal da Reserva Florestal de Linhares, ES, Brasil. *In: Anais do IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. Santos (CD-ROM).

(Financiamento: CAPES, CNPq, FUJB, PROBIO (MMA/GEF) e PRONEX).

Estudo de representatividade ecológica com base na biogeografia de biomas, ecótonos e correções continentais do Brasil - O caso do bioma Cerrado.*

Biol. Moacir Bueno Arruda, DSc., UnB/Ibama/Cmbbc

1. Introdução

O patrimônio natural brasileiro é sobejamente reconhecido como o mais significativo do planeta. Esta riqueza natural é expres-

sa pela extensão continental e marinha, pela riqueza e endemismo das espécies biológicas e seu patrimônio genético, bem como pela variedade ecossistêmica dos biomas, ecorregiões e biorregiões, principais objetos deste estudo. De acordo com as deliberações dos países-membros da CDB, os esforços devem estar voltados às principais escalas de conservação – patrimônio genético, espécies biológicas, e ecossistemas –, de forma equilibrada. A Resolução V da CDB recomenda aos países signatários a implementação de ações de conservação com *ênfase (ou abordagem) ecossistêmica (ecosystem approach)*, com o objetivo de ampliar a escala de abrangência (UNEP, 1998). Os estudos de representatividade têm por objetivo verificar como os diversos ecossistemas – biomas, ecorregiões e biorregiões –, estão sendo representados por meio de iniciativas conservacionistas, tais como áreas protegidas, corredores ecológicos e projetos de preservação de espécies e do patrimônio genético. Os resultados do cruzamento destas informações possibilitam chegar a uma *análise de lacunas*, que deverá ser determinante na definição de prioridades para a conservação (Ferreira & Arruda, 2001). No Brasil, o bioma Cerrado apresenta uma acentuada diversidade de paisagens (ecossistemas) e deveria poder dispor de um sistema de conservação da biodiversidade que fosse abrangente e com a representatividade ecológica equilibrada. No entanto, não fica evidente que tal fato aconteça. Assim sendo, o desenvolvimento da presente tese busca atingir os seguintes objetivos: analisar a diversidade de paisagens dos biomas e ecótonos continentais brasileiros, tendo como referência a nova proposta de ecorregiões dos biomas brasileiros, especialmente do bioma Cerrado, com dados geoespacializados e estatísticos; discutir a representatividade ecológica dos biomas e ecótonos continentais do Brasil, por áreas naturais protegidas, com base nos dados e mapas elaborados; analisar a representatividade ecológica do bioma Cerrado, com base nos resultados de cruzamentos de ecorregiões com áreas naturais protegidas, à luz da avaliação de lacunas. Para análise da gestão integrada de ecossistemas, diversos fatores devem ser considerados, dos quais, o mais crítico é a condição de manejo. A própria criação de uma área protegida já é um indicador de implementação do manejo. No entanto, outras medidas estão envolvidas, tais como a definição de políticas públicas e o modelo sócio-econômico de desenvolvimento, que não serão objeto desta pesquisa, mas que deverão ser analisadas com profundidade em futuro próximo, já como consequência deste estudo.

2. Materiais e Métodos

A base teórica da metodologia empregada na tese, para a definição de ecorregiões do bioma Cerrado e representatividade ecológica, está fundamentada nas principais correntes técnico-científicas da atualidade, com as seguintes referências: a) Ecorregiões Terrestres da América Latina, do Fundo Mundial para a Natureza – WWF, cujos estudos foram coordenados por Dinerstein *et al.* (1995); b) Biogeografia de ecorregiões de Bailey (1976, 1996), pesquisador do Centro de Análise de Manejo de Ecossistemas do Serviço Florestal dos EUA; c) A Geografia de Esperança TNC (2000); e d) a Ecologia de Paisagem, de Simberloff (1996); conforme a seqüência detalhada a seguir. i. Análise Documental – Levantamento sistemático dos estudos existentes, relativamente às análises e propostas biogeográficas para o Brasil e bioma Cerrado (Dinerstein *et al.*, 1995). ii. Fatores Controladores – Consiste na seleção de alguns fatores-chave ecológicos reconhecidos por exercer uma forte influência sobre os processos ecossistêmicos e no manejo dos recursos naturais. Em função de cada escala espacial e temporal de análise, macro, meso e microescala, estabelece-se uma hierarquia de importância dos fatores sobre os processos que permitem uma classificação integrada de ecossistemas. Foram selecionados os seguintes fatores para a análise do bioma Cerrado: geomorfologia, geologia, solo, precipitação, flora, vegetação e fauna (Bailey, 1996); iii. Agrupamento Multivariado – Este método aplica o cruzamento arbitrário de células que são selecionadas pelos seus atributos,

classificadas numericamente e tratadas num sistema de informações georreferenciadas; p.e., uma unidade geoambiental, um táxon botânico, um gênero de borboletas. iv. Sobreposição de Mapas – Este método comumente conhecido como *overlay* parte da premissa de que fatores ecossistêmicos estabelecidos em mapas podem ser correlacionados, na medida que apresentarem limites semelhantes, definindo zonas, ecossistemas ou ecorregiões; este método depende de mapas concluídos, organizados em projeções e escalas compatíveis. v. Método Gestalt – Está baseado no reconhecimento de regiões aparentemente homogêneas, cujos limites são desenhados com base em imagens de satélite, fotografias aéreas e constatações visuais de campo. Geralmente não considera fatores individuais como clima, temperatura ou declividade, mas sim, grandes conjuntos como uma bacia hidrográfica, uma cadeia de montanhas, ou planaltos e planícies (Bailey, 1996; Griffith *et al.*, 1998); O estudo e a delimitação das ecorregiões do Cerrado se constituem na principal base de referência biogeográfica para o desenvolvimento dos estudos comparativos de representatividade ecológica propostos para a Tese, conforme estudos já realizados anteriormente no exterior, p.e., USGS (2003), e no Brasil o estudo de representatividade ecológica do bioma Amazônia (Ferreira & Arruda, 2001).

3. Resultados e Discussão

Os biomas brasileiros, em especial o Cerrado, apresentam uma diversidade de paisagens privilegiada, mas prescindem de um sistema de conservação da biodiversidade abrangente, equanimemente representativo de suas ecorregiões e manejado de forma integrada. A diversidade de ecossistemas está expressa nos seus 7 biomas, 3 ecótonos e 79 ecorregiões consolidadas com os resultados do presente estudo do Cerrado, que definiu suas 22 ecorregiões. A análise da representatividade ecológica dos biomas revelou o baixo percentual, 3,52%, de cobertura por unidades de conservação de proteção integral e com distribuição desequilibrada, variando de 5,75% para a Amazônia até 0,30% para Campos Sulinos e com 2,48% para o Cerrado. A representatividade das ecorregiões por unidades de conservação também é desequilibrada, variando de 0,0% (ecorregião Bico do Papagaio) até 21,19% (ecorregião Serra do Cipó). As médias percentuais de representatividade dos biomas brasileiros e ecorregiões do Cerrado por áreas protegidas de proteção integral, respectivamente, 3,52% e 2,48% estão muito abaixo da média mundial que é 6% e aquém da meta nacional e internacional de 10%. É inexpressiva a presença de UC de uso sustentável (0,03%) do Cerrado. Por outro lado, as terras indígenas do Cerrado ocupam uma área equivalente a 4,08% do seu território, e embora estejam num franco processo de decadência ambiental, ainda constituem-se numa promessa potencial para contribuir ao esforço nacional de conservação da biodiversidade. Constata-se, com segurança, que o bioma Cerrado encontra-se num grau avançado de antropização e fragmentação dos seus ecossistemas – mais de 80% - com uma descontrolada erosão genética e biológica em todos os seus recantos.

São necessárias medidas urgentes com a mudança de enfoque da conservação para a gestão biorregional e ecorregional, a fim de se estabelecer um sistema de conservação com uma rede de áreas protegidas com uma distribuição equânime pelos biomas e ecorregiões, visando evitar uma irreversível fragmentação da paisagem, especialmente no bioma Cerrado. É necessária a sensibilização da sociedade a respeito da meta internacional e nacional de conservação, com 10% de áreas protegidas de proteção integral para todos os biomas e ecorregiões brasileiros; todavia, estes esforços devem estar calcados nos estudos de representatividade ecológica, de forma a se buscar uma superação dos desequilíbrios biomáticos e regionais, visando uma distribuição equânime das áreas protegidas. É necessária a realização de um estudo, com base na representatividade ecológica das ecorregiões do Cerrado, para se definir áreas prioritárias à instalação de unidades de conservação

de uso sustentável, tais como floresta nacional, reserva extrativista e reserva de desenvolvimento sustentável, para se implementar iniciativas e experiências de uso sustentável dos produtos do extrativismo do Cerrado, que são tantos e já estão disponíveis. Recomenda-se o estabelecimento de um programa para a integração das áreas indígenas aos esforços de conservação da biodiversidade, articulado pela Funai, Ibama e governos estaduais, visando mudar a tendência de antropização das terras indígenas, para um modelo ambientalmente sustentável, respeitando-se as tradições autóctones. Deve-se elaborar uma legislação específica para proteger as paisagens singulares e críticas do Cerrado, tais como florestas secas, cerradão, matas de galeria, veredas, campos rupestres e zonas cársticas, com sua vegetação e cavidades naturais. É necessária a retomada da elaboração do Plano de Ação para a Conservação e Sustentabilidade do bioma Cerrado, iniciado e interrompido por motivos políticos, que tinha caráter interdisciplinar e visava internalizar, em todos os setores dos governos federal e estaduais, a filosofia, as ações e estratégias para o desenvolvimento sustentável do Cerrado;

4. Bibliografia Consultada

- ARRUDA, M. B. Gestão integrada de ecossistemas: a conservação da biodiversidade expandida. In: Anais do V Simpósio Brasileiro de Ecossistemas. Vitória, ES: Academia de Ciências do Estado de São Paulo, 2000(a).
- _____. Ecossistemas brasileiros. Brasília: Edições Ibama, 2001(a). 51 p.
- ARRUDA, M.B.; PROENÇA, C.E.; RODRIGUES, S.C.; CAMPOS, R.N.; MARTINS, R.; MARTINS, E.S. Ecorregiões do bioma Cerrado. Brasília (em elaboração).
- BAILEY, R. The ecoregions of the United States. USDA Forest Service, Intermountain Region. Ogden, UT, EUA. Colored. Escala 1:7.500.000. 1976.
- _____. Ecosystem geography. EUA: Ed. Springer, 1996. 204 p.
- CASTRO, A. J. F.; MARTINS, F. R. Cerrados do Brasil e do nordeste, área de ocupação e considerações sobre a sua fitodiversidade. *Pesq. Foco*, São Luis, v. 7, n. 9, p. 147-178, 1999.
- COLE, M. The savannas: biogeography and geobotany. London: Academic Press, 1986. 438.
- DINERSTEIN, E.; OLSON, D.; GRAHAM, D.; PRIMM, S; BOOKBINDER, M.; LEDEC, G. Una evaluación del estado de conservación de las eco-regiones terrestres de América Latina y el Caribe. Washington: WWF, 1995. 135 p.
- FERREIRA, L.V.; ARRUDA, M. B. Identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade por meio da representatividade das unidades de conservação e tipos de vegetação nas ecorregiões da Amazônia Brasileira. In: Biodiversidade na Amazônia Brasileira. São Paulo: Ed. Estação Liberdade; Instituto Socioambiental, p. 268-289, 2001.
- FORMAN, R.T.T. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.
- GRIFFITH, J.; ARRUDA, M. B. Análise Gestalt empregada no zoneamento de áreas de proteção ambiental. In: Anais do I Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Curitiba. 1998.
- MALTBY, E. Ecosystem Management: questions for science and society. England: Royal Holloway Institute for Environmental Research, 1998. 166 p.
- MILLER, K. Em busca de um novo equilíbrio: diretrizes para aumentar as oportunidades de conservação da biodiversidade por meio do manejo biorregional. Brasília: Ibama, 1997. 94 p.
- SIMBERLOFF, D. Flagships, umbrellas, and keystones: is single species management pass in the landscape era. *Biological Conservation*, v. 83, p. 247-257, 1996.
- TNC. Planejando uma geografia de esperança: manual técnico para planejamento da conservação ecorregional. Washington, EUA: The Nature Conservation, v. I e II, 2000. 250 p.
- UECE. Planejamento biorregional do Maciço do Baturité. Fortaleza: BNB/Universidade Estadual do Ceará/IBAMA, 2001.
- UNEP. A programme for change - decisions from the fourth meeting of the conference of the parties to the convention on biological diversity. Bratislava, Slovakia: United Nations Environment Programme, 1998. 185 p.
- USGS. Gap Analysis Program – GAP. United States Geological Survey - USGS, National Centre for Ecosystems Analysis - NCEA, Idaho, EUA. Matéria capturada no site: www.gap.uidaho.edu, em janeiro de 2003.

Indicações preliminares sobre a influência da fragmentação florestal e da qualidade da matriz de monocultura de eucalipto sobre a Herpetofauna da Mata Atlântica no extremo-sul da Bahia

Moacir Santos Tinoco¹; Tatiana Bichara Dantas², Henrique Colombini Browne Ribeiro³; Tasso Meneses Lima⁴ & Pedro Bernardo da Rocha⁵.

¹ Centro de Ecologia e Conservação Animal ECOA/ICB/UFBA moacirtinoco@uol.com.br ;^{1,2} Mestrado em Ecologia e Biomonitoramento – IB – Universidade Federal da Bahia ^{3,4} Graduando em Ciências Biológicas – ICB – Universidade Católica de Salvador, Centro ECOA/ICB/UCSal, bolsista FAPESB; ⁵ Laboratório de Vertebrados Terrestres, Coordenador Projeto de Ecologia de Paisagem – IB – Universidade Federal da Bahia.

1. Introdução

O bioma Mata Atlântica é reconhecido internacionalmente como uma das áreas prioritárias do globo para a conservação da biodiversidade e a principal prioridade no continente americano (Fonseca 1997, 1985; INPE 1993; Mittermeier *et al.* 1999; Myers *et al.*, 2000). A Sub-região da Mata Atlântica no sul da Bahia, em especial a do extremo sul, constitui-se em um dos mais importantes centros de endemismos de todo o bioma, alvo de intensa pressão antrópica, atualmente reduzida a menos de 5% de sua extensão original (Araújo, 1991; Consorcio Mata Atlântica, 1992; Abe & Haddad, 2001; Laurance & Bierregard, 1997). Um dos resultados desse processo de alteração ambiental foi à formação de uma paisagem complexa composta por: fragmentos florestais de diferentes tamanhos, formatos e graus de alteração; e uma matriz de formações abertas (pastos) e florestadas (capoeiras em estágios diferentes estágios sucessionais e eucaliptais). Com base em dados obtidos a partir de análises georeferenciadas detectou-se que a maioria dos remanescentes da região do extremo sul da Bahia estão distribuídos em fragmentos com área superficial variando entre 50 a 4000 ha, 30% dos quais representando florestas primárias, 16% de florestas em estágio avançado de sucessão e 50% em estágio intermediário, encontrando-se imersos em uma matriz formada majoritariamente por plantações de eucalipto. Os anfíbios e répteis são os habitantes de maior tamanho da fauna de serrapilheira de Florestas Tropicais; são ectotérmicos, de biologia generalista, apresentam pouca capacidade de dispersão e são particularmente sensíveis ao efeito da fragmentação e alterações do ambiente por mostrarem grande fidelidade aos locais que habitam (Dixo, 2001). As comunidades de anfíbios e répteis respondem de forma especial a perturbações no ambiente, isto se dá a partir das variações na incidência de luz solar, aumento ou diminuição de folhice, isolamento, alterações no microclima, etc. (Ávila-Pires, 1995; Vitt *et al.* 1999). Dada a ampla gama de processos associados à alteração da Paisagem, cujos efeitos são extremamente variáveis a depender da situação (Pardini 2000), e da importância no desenvolvimento de estudos sobre a qualidade dos ambientes formados pela monocultura de eucalipto do ponto de vista da fauna da Mata Atlântica na Bahia, esse estudo objetivou-se avaliar: (a) quais as principais diferenças

na estrutura numérica da fauna herpetológica presente nos fragmentos do tipo mais comum na região (fragmentos florestais em estágio intermediário de sucessão: entre 100 e 250ha) e a mata original (estimada com base no fragmento de 6.000 ha); (b) se o eucaliptal pode ser considerado uma matriz adequada para conectar pequenos fragmentos de floresta em estágio intermediário de sucessão servindo como tamponador; e (c) se as diferenças na estrutura das comunidades de anfíbios e répteis se associam com as variações de microclima e de microhabitat mensurados nos diversos componentes da paisagem.

2. Métodos

O estudo foi realizado em propriedades da empresa Veracel Celulose, localizadas no extremo sul da Bahia, onde foram implantadas armadilhas de queda do tipo *pitfall traps* (Heyer *et al.*, 1993; Duellman, 1978) nos principais componentes da Paisagem na região: Floresta contínua (Estação Veracruz) - uma RPPN localizada nos municípios de Porto Seguro e de Santa Cruz Cabralia, que apresenta 6.069 ha de floresta, em sua maior parte primária; 4 fragmentos em estágio intermediário de sucessão, com área entre 100 e 250 ha; e 4 áreas de eucaliptais em estágio avançado de crescimento (plantados há pelo menos 6 anos. Foram estabelecidas quatro unidades amostrais (4 réplicas espaciais) em cada um dos componentes da paisagem, distribuídas aleatoriamente, sendo que cada unidade amostral corresponde a uma área interna com dimensões de cerca 0,6ha, onde foram implantadas 36 armadilhas de queda. No total foram montadas 432 armadilhas, onde cada uma corresponde a um balde de 20 litros, enterrado no solo associado a duas cercas de direcionamento com 1,5 m de comprimento por 0,4 metros de altura. Foram realizadas duas campanhas de 10 dias de coleta por componente da paisagem, nos meses de fevereiro e março, e de junho de 2003, respectivamente. Em cada réplica foram tomadas as seguintes variáveis de microclima e de microhabitat: Temperatura do solo (A_Tsol); Umidade do Solo (A_Usol); Temperatura Ambiente (A_Tar); Umidade Relativa do Ar (A_Urar); Luminosidade (A_Lum); Cobertura da serrapilheira (A_Seden); Cobertura de Herbáceas (A_Hecob) e Cobertura de Troncos Caídos (A_Trcob); Após eutanásia com éter e álcool a 20%, os animais coletados foram fixados com formalina a 10%, mantidos em álcool a 70%. Com base nas coletas, foram calculadas as abundâncias e riquezas das espécies de anfíbios e répteis, onde foram testadas as significâncias com o auxílio do Programa Instat, através do teste de hipóteses ANOVA - Kruskal-Wallis e teste de comparação múltipla de Dunn.

3. Resultados e Discussão

Foram coletados 105 lagartos e 42 anfíbios, correspondentes a 10 e 9 espécies distintas respectivamente. As espécies *Gymnodactylus darwini*, *Enyalius calcarata* e *Leposoma scincoides* foram as mais abundantes para Lacertilia, enquanto que as espécies *Chiasmocleis schubarti*, *Physalaemus signifer* e *Eleutherodactylus binotatus* para os Anura. Os valores encontrados não foram estatisticamente significativos para a abundância e riqueza dos lagartos, porém revelaram-se marginalmente significativos para a espécie *Chiasmocleis schubarti* ($p = 0,0864$, $KW = 4.851$) e para a abundância e riqueza total dos anfíbios ($p = 0,0636$, $KW = 5.510$ e $p = 0,0535$, $KW = 5.855$, respectivamente). Apesar de preliminares, esses resultados aparentemente evidenciaram que os eucaliptais apresentam uma menor abundância e riqueza de anfíbios em relação aos fragmentos e a mata contínua, principalmente para *Chiasmocleis schubarti*, cujos valores indicaram ser uma espécie típica de ambientes mais florestados. Das variações de microclima e de microhabitat, não foi possível detectar variação nos diversos componentes da paisagem avaliados, com exceção da luminosidade ($p = 0,0024$, $KW = 8.346$) e da cobertura de troncos caídos ($p = 0,0048$, $KW = 8.000$). Em relação a esse último parâmetro, parece haver uma diminuição da cobertura de troncos caídos nos eucaliptais em relação à mata, enquanto que para a luminosidade, os resultados indicaram a exis-

tência de um gradiente da mata para os eucaliptais, cuja intensidade de luminosidade é menor na mata.

4. Conclusões

Em virtude da ampla gama de processos associados à alteração de uma paisagem e da importância no desenvolvimento de estudos sobre a qualidade dos ambientes formados pela monocultura de eucalipto do ponto de vista da fauna da Mata Atlântica na Bahia, a partir dos dados preliminares desse estudo pode-se sugerir que a fragmentação e seus efeitos associados não afetam a estrutura numérica da fauna herpetológica.

Não foram detectadas evidências de que a matriz de eucalipto afete a estrutura numérica dos lagartos em relação à mata, porém, como grupo, os anfíbios revelaram uma maior tendência à essa redução, especialmente para a espécie *Chiasmocleis schubarti*, que apresentou menor abundância no eucaliptal.

Das variáveis de microclima e de microrhabitat analisadas, as únicas que diferiram nos diversos componentes da paisagem foram cobertura de troncos caídos, menores nos eucaliptos e maiores nos fragmentos; e de luminosidade, que é menor na mata e maior no eucalipto. Se essas variáveis têm relação direta ou indireta com as variações de abundância e riqueza total detectadas para os anfíbios, então menores quantidades de troncos caídos e maiores níveis de luminosidade teriam maior efeito negativo sobre esse grupo.

5. Referências Bibliográficas

- Abe A. S.; Haddad C. F. B., (2001). Workshop Mata Atlântica e Campos Sulinos – Anfíbios e Répteis. Departamento de Zoologia. UNESP. Cx Postal. 199. Rio Claro. SP.
- Araujo, A.F.B. (1991). Structure of a white sand-dune lizard community of coastal Brazil. *Rev. Brasil. Biol.*, v.51, n.4, p.857-865.
- Avila-Pires T.C.S. (1995). Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). *Zool. Verh. Leiden* 299, 20 i.v.: 1-706, figs. 1-315.
- Consórcio Mata Atlântica (1992). Projeto Corredores Ecológicos. Referência Bibliográfica. V.01.Ed. UNICAMP.São Paulo. 101p.
- Dixo, M.B.O. (2001). Efeito da fragmentação da floresta sobre a comunidade de sapos e lagartos de serrapilheira no sul da Bahia. Dissertação de Mestrado, USP. 87p.
- Duellman, W. E. (1978). The biology of anequatorial herpetofauna in amazonian equador. *Misc. Publ. Univ. Kansas mus. Nat. Hist.* 65: 352.
- Fonseca, G.A.B. da (1985). The vanishing Brazilian Atlantic Forest. *Biol. Conserv.* 34: 17-34.
- Fonseca, G.A.B., Pinto, L.P.S. E Rylands, A.B. (1997). Biodiversidade e unidades de conservação. Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Vol. I - Conferências e Palestras. pp. 189-209. Curitiba, 15 a 23 de novembro de 1997. Universidade Livre do Meio Ambiente, Rede Pró-Unidades de Conservação e Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba.
- Heyer et al, (1993). Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians. Smithsonian Inst. Press, Washington.
- INPE. (1993). Evolução dos Remanescentes Florestais e Ecossistemas Associados do Domínio da Mata Atlântica- no período de 1985-1990. Ed. Fundação Mata Atlântica. 46p.
- Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. [Eds] (1997). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, Chicago. 616p.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Gustavo A.B. da Fonseca & Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, Vol.403:853-858.
- Mittermeier, R.A. et al (1999). Hotspots: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. Conservation International, CEMEX. 430p.

Vitt, L.J.; Sartorius S.S.; Colli G.R.. (1999). Use of naturally and anthropogenically disturbed habitats in Amazonian rainforest by the teiid lizard *Ameiva ameiva*. *Biological Conservation* 90 (1999) 91 – 101.

(Agradecimentos: à coordenação do mestrado em Ecologia e Meio Ambiente da UFBA e toda a equipe da Empresa Veracel Celulose).

[* | incorporado.WMF *]

Proposta de zoneamento ambiental: subsídio ao reordenamento da paisagem de Erechim (RS)

Rampazzo, S. E. (URI-RS: rsonia@uri.com.br); Pires, J.S.R. (UFSCar-SP);

Santos, J.E.dos (UFSCar-SP); Henke-Oliveira, C. (UFSCar-SP)

1. Introdução

O desenvolvimento sustentável e a gestão local rompem com os paradigmas que vem orientando nossas ações. São conceitos que atualmente se manejam freqüentemente em foros, mesas de discussão, congressos e conferências com maior ou menor grau de conhecimento; conceitos que deveriam reger políticas, projetos, mudar leis e constituições. Hoje, pensar em desenvolvimento, implica em saber respeitar, sobretudo, nossos recursos naturais e culturais. Para tanto, faz-se necessário compreender paisagem e planejamento ambiental na perspectiva de se buscar a integração da racionalidade ambiental e social à econômica, na ocupação e organização do espaço, visando priorizar a qualidade ambiental e, conseqüentemente, a vida, dentro de uma visão sistêmica e histórica.

Enquanto manifestação externa do meio, a paisagem é um indicador do estado dos ecossistemas, da saúde da vegetação, das comunidades animais e do estilo de uso e aproveitamento da terra. Atualmente, a paisagem é considerada uma nova categoria de recurso natural pois tem utilidade para a sociedade. Por ser um recurso quanti-qualitativamente escasso, transforma-se em um bem econômico, sendo apreciada em função de seus aspectos positivos, tanto pelos seus aspectos negativos (GÓMES-OREA, 1991).

Como a maioria dos problemas ambientais e econômicos de uma região tem sua origem na inexistência de um planejamento que contemple o conhecimento das dinâmicas ambiental e sócio-econômica, Pires *et al.* (2002) consideram a identificação de áreas de intervenção (zonas) fundamental para instrumentalizar e operacionalizar ações de gestão e manejo. Creditam ao zoneamento a capacidade de contextualizar a área de estudo em um conjunto de zonas ou unidades, como também de espacializar e correlacionar os dados disponíveis, mostrando a interconexão entre as intervenções e o sistema ambiental, apresentando alternativas.

O território de Erechim, como centro regional do Norte do Estado do RS, aumenta sua população a cada ano sendo alvo de diferentes interesses comerciais e industriais. O avanço sobre a área e a intensificação de alguns usos da terra têm aumentado os riscos quanto à degradação ambiental e à dilapidação do patrimônio natural. Na perspectiva de subsidiar a elaboração de propostas e diretrizes para o reordenamento da paisagem do município de Erechim (RS) e, conseqüentemente, contribuir com o desenvolvimento local-regional, este trabalho teve como objetivo a proposição conceitual de um zoneamento ambiental, com base na análise de potencialidades e fragilidades em função da adequabilidade do uso da terra. Representa uma primeira etapa na elaboração de propostas e diretrizes de reordenamento espacial da paisagem de Erechim (RS).

2. Metodos

Localizado ao redor das coordenadas 27°37'54" Sul e 52°16'52" Oeste, o município de Erechim integra a Microrregião Geográfica de Erechim (IBGE, 1997), inserida fisiograficamente no Planalto Meridional do Brasil, no Centro-Norte do Estado do Rio Grande do Sul, caracterizada por um misto de Floresta

Estacional Decidual Subtropical do Alto Uruguai e Floresta Ombrófila Mista (com Araucária). Decorridos 84 anos, Erechim possui um perímetro urbano de 41,95 km² e uma área total de 425,86 km². Abriga uma população de 90.347 habitantes, dos quais 82.026 (90,79 %) residentes na zona urbana e 8.321 (9,21%) na zona rural.

Os procedimentos metodológicos utilizados envolveram a aquisição de dados utilizando o levantamento de campo, bibliográfico, de fontes documentais e de entrevistas e a operacionalização dos mesmos através da utilização da tecnologia dos Sistemas de Informações Geográficas (SIGs). Para a análise da dinâmica do uso da terra foram utilizadas fotografias aéreas (1964) e imagens de satélite (2000). Para a caracterização física da área, foram digitalizadas parte de seis cartas topográficas. A paisagem de Erechim foi avaliada quanto ao uso e conservação da área, com base no método de MCHARG (1969). O zoneamento ambiental foi realizado com base nos seguintes parâmetros: caracterização e análise ambiental (cruzamento de diferentes mapas temáticos) da paisagem como um todo e das Unidades de Análise (UAs); análise dos diferentes usos e ocupações da terra; identificação da fragilidade dos sistemas ambientais. Essas rotinas permitiram a confrontação entre as diferentes informações, resultando em cartas parciais e sintetizadas, nas quais foram identificadas áreas consideradas prioritárias para o uso e a conservação ambiental. Na elaboração da proposta de zoneamento ambiental foram consideradas as diretrizes metodológicas do zoneamento ecológico-econômico do Brasil, propostas pelo Programa ZEE (PZEE) do Ministério do Meio Ambiente.

3. Resultados

A elaboração da carta de espacialização de propostas de uso sustentável envolveu a análise e a sobreposição de diferentes planos de informação, visando identificar zonas de intervenção na área de estudo para a determinação das melhores formas de aproveitamento da terra. Foram estabelecidas as seguintes zonas:

a) **Zona Urbana:** localizada no centro do território totaliza uma área 41,95 km², com perímetro de 31,36 km. Dentro desta, diferencia-se uma área totalizando 12,24 km² e perímetro 23,95 km, localizada em sua porção Noroeste (UA Dourado), por apresentar uma área com acentuado declive e diversas nascentes do rio Dourado. Apresenta diversos fragmentos florestais de tamanhos significativos entremeados por fragmentos menores localizados próximos aos córregos. Apresentam uma certa conectividade, com possibilidade de se estabelecer corredores ecológicos. No entanto, diversas áreas ribeirinhas e/ou com declive acima de 47% não apresentam cobertura florestal, tendo outros usos. Sugere-se: ampliação e conservação de áreas verdes públicas e áreas de preservação permanente; revisar o modelo de ocupação e usos do solo urbano, especialmente no que diz respeito ao seu fracionamento em áreas de declividade superior a 30%.

b) **Zona de Expansão Urbana:** esta zona foi criada com o objetivo de direcionar o crescimento da cidade, quando necessário, às áreas que apresentam condições físicas mais favoráveis à expansão urbana considerando a análise das circunstâncias ambientais, na perspectiva de evitar impactos ambientais e manter a qualidade ambiental e de vida urbana. Compreendendo uma área de 11,46 km² e perímetro de 17,44, localiza-se na direção Leste-Sudeste-Sul do território, englobando diversas nascentes. Corresponde a 2,7% do território. Insere-se sobre solos com declividades, em sua maior parte, entre 0 e 47% e alguns pontos acima disto. A mata ciliar praticamente inexistente, apresentando alguns fragmentos florestais pequenos e esparsos. Nas demais direções existem limitações à expansão de topografia (região Norte), presença de mananciais hídricos de abastecimento público ao Sul e, ao Oeste, proximidade com o limite municipal da cidade de Barão de Cotegipe. Em relação às áreas de entorno imediato da sede municipal de Erechim, esta zona possui características

ambientais que a definem como a mais indicada para a expansão urbana e deverá ser planejada especialmente para tal fim. Orientação: restrição à ocupação indiscriminada dos vales e várzeas; implantação de sistemas de monitoramento ambiental de áreas urbanas para subsidiar a gestão da qualidade ambiental.

c) **Zona de Proteção Hídrica:** esta zona foi criada em função de abrigar diversos cursos d'água, os quais abastecem o reservatório da companhia de saneamento. Apresenta um série de problemas com degradação, tais como: ocupação de APPs, ausência de mata ciliar, poluição e contaminação por agrotóxicos, represamento. Está localizada em área adjacente a zona urbana, na direção Sul do território. Caracteriza-se por apresentar as nascentes dos rios Leãozinho, Ligeirinho, Tigre e Campo, os quais fornecem água para o abastecimento público de Erechim, englobando assim, a barragem de captação da CORSAN. Compreende uma área total de 43,62 km², com perímetro de 33,92 km, correspondendo a 10,24% do território. Constitui-se de relevo plano a levemente ondulado com alguns pontos apresentando declives acima de 30%. Os fragmentos florestais, com algumas exceções, são em sua maior parte, de médios a pequenos, esparsos e sem conexão, localizados entre as áreas de cultivo agrícola, praticamente nos lugares mais planos (declives até 30%). Tanto as margens ao longo da drenagem como as áreas com declive acentuado estão sendo utilizados com agricultura. Necessário: definir estratégias para impedir o adensamento da população; definir medidas legais e de incentivos econômicos para incentivar fortemente sistemas agroflorestais e não incentivar a pecuária; elaborar e implementar um programa de recuperação e proteção das bacias hidrográficas de captação de água.

d) **Zona de Produção Agrícola:** compreende a região mais plana do município (43,91% do total da área de estudo), com declives que vão de 0 a 30%. Localiza-se, principalmente na porção Sul do município, apresenta áreas nas direções nordeste, sudeste e sudoeste. Com um perímetro de 146,52 km, totaliza uma área de 187 km², praticamente de diferentes cultivos agrícolas (culturas de inverno e verão sem restrição de uso conforme o calendário agrícola), apresentando diversos fragmentos florestais pequenos e esparsos, em sua maioria sem conectividade, localizados em áreas planas. Com raras exceções, as áreas ao longo da drenagem e em declives acima de 30% não apresentam floresta. Sugere-se: elaborar e implementar um programa para evitar a ocupação de áreas de preservação permanente e recuperar as já ocupadas.

e) **Zona Agroflorestal:** esta zona apresenta irregularidades na topografia, afloramentos rochosos e pedregulhos soltos. Foi criada com o objetivo de estimular a implantação de sistemas agro-silvo-pastoris, especialmente os de preservação da biodiversidade. Compreendendo uma área de 141,83 km² e perímetro de 68,64 km (33,3% do território municipal), localiza-se na porção Norte do município, apresentando declives acentuados. Caracteriza-se pela agricultura familiar. Dentro dessa, mesmo apresentando características biofísicas semelhantes, diferencia-se uma área que se caracteriza como uma área de produtores rurais de nível sócio-econômico baixo. Totaliza 34,52 km² e 31,90 km de perímetro. Mesmo apresentando os maiores fragmentos florestais do território, entremeados por diversos fragmentos de tamanho pequeno e médio, a maior parte dos solos desta zona com declives acima de 30% e aqueles próximos às margens dos rios não apresentam florestas. São utilizados com atividades agrícolas e de pecuária (gado de leite). As atividades humanas nesta zona deverão ser guiadas por um programa de assistência técnica florestal e ambiental para produtores rurais visando o manejo conservativo do solo e da água.

4. Conclusões

A evolução do uso e ocupação da terra na área de estudo limitou a vegetação natural original a apenas alguns maciços remanescentes. Atualmente Erechim apresenta menos da metade das áreas naturais que constituíam sua paisagem. Em contrapartida, as áreas antropizadas são hoje quatro vezes maiores daquela que representa-

vam há 36 anos. Esses números, de certa forma, são resultado, especialmente, do crescimento populacional, da pavimentação de estradas federais, estaduais e municipais e do desenvolvimento agro-pecuário e processo extrativista ao longo da história de Erechim.

Há uma abundância de recurso hídrico superficial, porém, em sua maior parte, a qualidade se encontra comprometida por carga poluidora de origem industrial e urbana. Longos trechos dos principais rios encontram-se bastante degradados. Portanto, a restauração de zonas ripárias degradadas deve ser encarada como uma determinação legal e não como uma atividade facultativa.

Loteamentos irregulares em áreas de fragilidade ambiental, cultivos agrícolas intensivos em áreas inadequadas, desmatamentos e queima de áreas para agricultura e pecuária, deposição de resíduos, mineração, invasão e conseqüente ocupação inadequada de áreas de preservação, invasões de áreas verdes e falta de proteção aos mananciais de abastecimento público, são apenas alguns exemplos de atividades impactantes observadas em Erechim. A implantação dos empreendimentos nessas áreas sem a observação das normas de uso e ocupação ou de princípios básicos de conservação do solo vem comprometendo ainda mais a qualidade ambiental e reforçando a necessidade de novos e eficientes mecanismos de proteção, regulamentação e controle.

5. Referências Bibliográficas

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Políticas para o Desenvolvimento Sustentável. Programa Zoneamento Ecológico-Econômico: diretrizes metodológicas para o Zoneamento Ecológico-Econômico do Brasil. Brasília: MMA/SDS, 2001. 110 p.

BRASIL. IBGE. Censo de 2000. Disponível em <http://www.ibge.gov.br> Acesso em 20/12/2002.

DOBSON, A.P. *et al.* Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. Science. Vol. 277, p. 515-522, 25 July 1997.

GÓMEZ-OREA, D. Ordenación del Territorio: Una aproximación desde el Medio Físico. Madrid, Editorial Agrícola Española, S.A, Instituto Tecnológico GeoMinero de España, 1991. (Serie: Ingeniería Geoambiental).

JUAN, G. & GARCÍA, S. Turismo y Sustentabilidad. El Periplo Sustentable. Directorio 2. Universidad Autónoma del Estado de México. México. Disponível em: www.uaemex.mx/plin/psus/rev2/b05.html Acesso em 19/01/2002.

McHARG, I.L. Design with Nature. Garden City, New York, Natural History Press, 1969.

PIRES, J.S.R. *et al.* SIGA Rumo ao Desenvolvimento Sustentado: um sistema de gerenciamento ambiental para o município. Universidade Federal de São Carlos (UFSCar-SP) / Laboratório de Análise e Planejamento Ambiental (LAPA). 2002. em desenvolvimento.

Estrutura da comunidade de plantas invasoras da área da floresta ciliar do rio Meia Ponte, em Goiânia
Raquel Lima da Silveira¹; Divino Brandão²; Diogo Andrade Costa³
1. ESALQ (Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz) raquellima@cultura.com.br
2. Universidade Federal de Goiás - Orientador
3. Universidade Federal de Goiás

1. Introdução

"Plantas daninhas são quaisquer plantas que vegetam em locais onde sua presença não é desejada, o que vale dizer que seu aparecimento não se deu por vontade do homem" (Leitão Filho *et al.*, 1975).

Quando uma área tem sua cobertura vegetal original retirada, a tendência é de que ela seja recolonizada por uma vegetação secundária que, inicialmente, é composta de populações com estratégias oportunistas (Begon *et al.*, 1996). Vieria *et al.* (1991) também consideram que estas espécies de plantas se estabelecem em

áreas perturbadas, levando à degradação das pastagens. A infestação de plantas daninhas é representada por muitas espécies, emergindo em épocas diferentes, dificultando sobremaneira o seu controle (Karam 2000)

Estudos sobre plantas invasoras no Brasil têm se limitado àquelas que crescem em áreas manejadas pelo homem, como pastagens (Leitão-Filho *et al.*, 1975; Brandão, 1990; Vieira *et al.*, 1991; Kranz, 2001), lavouras (Kranz, 1999) ou pomares (Rodriguez, 1969).

Em áreas sem práticas agrícolas, essas plantas não têm sido estudadas, e segundo Souza *et al.*, na vegetação colonizadora de áreas desmatadas, muitas vezes também encontramos espécies remanescentes dos ambientes originais. E o objetivo deste trabalho foi investigar a estrutura da comunidade de plantas herbáceo-arbustivas em um trecho desmatado da floresta de galeria do rio Meia Ponte para se entender a afinidade existente entre as populações de plantas daninhas em relação ao curso d'água e futuramente poder evitar a perda do valor produtivo e econômico de áreas desmatadas pois isto é um problema grave e pode implicar no desmatamento de novas áreas com fins produtivos (Souza *et al.*).

2. Material e Métodos

O trabalho foi realizado em uma área na margem esquerda do rio Meia Ponte, à montante da ponte do Bairro Goiânia-II no período seco de 24/04/01 a 07/07/01 em Goiânia - GO. A vegetação ciliar desse trecho vem sendo retirada há alguns anos e, atualmente, já completamente desprovida da sua cobertura arbórea original, a área vem sendo colonizada por plantas herbáceas e arbustivas oportunistas.

Foram demarcados 60 quadrats de 1mx1m, distribuídos em três linhas (identificadas pelas letras A, B, C) paralelas à direção do fluxo do rio. A distância entre as linhas foi de 14m (entre a primeira linha e a margem do rio a distância foi de 7m) e o intervalo entre quadrats foi de 5m.

Todos os indivíduos pertencentes à flora herbáceo-arbustiva invasora presentes nos quadrats foram coletados inteiros, incluindo o sistema radicular, identificados, contados, e posteriormente secos em estufa de secagem e esterilização Fanem, mod. 320-SE de circulação mecânica por um período de sete dias a 85°C, e pesados para obtenção da massa seca. Os pesos foram obtidos por espécie e quadrat.

Foi calculado o Índice de Valor de Importância (IVI) da comunidade, considerando densidade, frequência e dominância (representada pela biomassa, medida em peso seco) e o coeficiente de Jaccard (Krebs, 1989) foi usado para medir a similaridade entre as linhas. A riqueza de espécies e a biomassa de cada linha foi comparada em gráficos.

As plantas foram identificadas seguindo Lorenzi (2001) e por comparação com o Herbário da UFG

3. Resultados e discussão

Foram encontrados 5228 indivíduos pertencentes a 42 espécies e 10 famílias, com uma massa seca total de 7735,54g.

As populações com maiores IVI foram, respectivamente, as de *Sida santaremnensis* (37,42), *Desmodium incanum* (33,64) e *Sida rhombifolia* (25,51). As duas Malvaceae (*Sida santaremnensis* e *Sida rhombifolia*) foram as espécies com maiores densidades, 1400 e 1064 respectivamente, enquanto que *D. incanum*, uma planta muito ramificada, alcançou mais de 25% de toda a biomassa da comunidade (2064,85g), apesar de não apresentar alta densidade (358 indivíduos). Espécies do Gênero *Sida* ocorreram com densidades altas também nos trabalhos de Kranz (1999, 2001), respectivamente em lavoura de soja e em pastagens e no de Brandão (1990) em pastagens. Rodriguez (1969) também encontrou altas densidades de espécies invasoras da Família Malvaceae em pomares cítricos. Com a matriz de similaridade entre as linhas pôde-se perceber que, de modo geral, os coeficientes foram altos, particularmente entre as duas linhas mais afastadas do leito do rio, o que pode indicar que a partir de certa distância, as condições do terreno passam a ser mais constantes.

Em relação ao número de indivíduos por linha teve-se que na primeira linha foram encontrados 1532 indivíduos, na segunda 1685 e na terceira 2011 totalizando 5228 indivíduos havendo um crescimento à medida que se afastava do rio. Já a biomassa não obteve um padrão tendo na primeira linha 2417,41g, na segunda 3155,24g e na terceira 2162,89g.

Com o cálculo do índice de diversidade Shannon & Wiener obteve-se que o índice foi de 3,42 sendo significativamente alto. O índice de diversidade Shannon & Wiener leva em consideração não só o número de espécies, mas também o número de indivíduos de cada espécie.

4. Conclusão

Houve um crescimento gradual na quantidade de indivíduos na medida em que se distanciava da margem do rio. É possível que as plantas tenham preferências por terrenos menos úmidos. Esse comportamento, no entanto, variou de uma espécie para outra, tendo também uma variação no número de indivíduos de cada população por linha.

Em relação à biomassa, não se observou um padrão linear de variação. A massa seca é maior na linha B, decrescendo para as extremidades.

O valor encontrado do índice de diversidade Shannon & Wiener, considerado relativamente alto, permite que a comunidade deste estudo seja comparada com outras comunidades de acordo com o valor encontrado.

Com este estudo verificou-se a ausência de bibliografia relacionada à comunidade de plantas daninhas e um curso d'água, devido a isto, seria de grande interesse e necessidade estudos mais conclusivos relacionando as espécies em questão de acordo com tipo de solo e profundidade do lençol freático, podendo, futuramente estabelecer padrões para tal relação e possivelmente soluções para problemas envolvendo plantas daninhas.

5. Referências bibliográficas

- BEGON, M., J.L. HARPER and C.R. TOWNSEND. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*, 3rd ed. Oxford, Blackwell Science.
- BRANDÃO, Mitzi. 1990. Plantas Invasoras de Pastagens no Município de Cantagalo – RJ. *Anais do XXXVI Congresso Brasileira de Botânica*. Curitiba. p. 561-574
- KARAM, Décio. (15/09/03) Embrapa Milho e Sorgo 2000. <http://www.cnpms.embrapa.br/sorgo/plantadaninhas.htm>
- KRANZ, Walter Miguel. 1999. Plantas Invasoras em Lavouras de Soja no Paraná. *50º Congresso Nacional de Botânica*. Blumenau. p. 164
- KRANZ, Walter Miguel. 2001. Plantas Invasoras em Áreas de Reforma de Pastagem na região do Arenito no Paraná. *52º Congresso Nacional de Botânica*. João Pessoa. p. 71
- KREBS, Charles J. 1989. *Ecological Methodology*. N.York, Harper Collins Publishers.
- LEITÃO FILHO, Hermógenes da; ARANHA, Condorcet; BACCHI, Oswaldo. 1975. *Plantas Invasoras de Cultura no Estado de São Paulo*. Vol. I. Ed. Nuceiteg. São Paulo.
- LORENZI, Harri. 2001. *Plantas Daninhas do Brasil*. 3ª Edição. Instituto Plantarum de Estudos da Flora.
- RODRIGUEZ, Ody. 1969. Problemas de Ervas Daninhas em Pomares Cítricos do Estado de São Paulo. *Anais do XX Congresso Nacional de Botânica, Goiânia*. p. 19-23
- SOUZA, Luiz Augusto Gomes de; SILVA, Marlene Freitas da; MARTINS, Lúcia Helena Pinheiros. (15/09/03) <http://nerua.inpa.gov.br/NERUA/28.htm>
- VIEIRA, Ima Célia Guimarães; OLIVEIRA JÚNIOR, Walter Mendes; DUTRA, Fábio Carneiro. 1991. Estudos sobre a Flora Invasora de Pastagens Cultivadas na Amazônia. I Disseminação de sementes silvestres através de sementes comerciais de forrageiras. *Resumos do XLII Congresso Nacional Botânica*. Goiânia. p. 210.

Aspectos da estrutura das comunidades de anfíbios e répteis (Vertebrata; Tetrapoda) e sua relação com a diversidade de paisagens no Parque Metropolitano de Pituacu (PMP) – Salvador – Bahia – Brasil

Ricardo Hortélio da Cruz Rios¹ Henrique Colombini Browne Ribeiro²; Tasso Meneses Lima³;

Moacir Santos Tinôco⁴

^{1, 2, 3} Graduando do Curso de Ciências Biológicas do ICB/UCSal. rhcruzrios@yahoo.com.br ^{1, 2, 3} Pesquisador para o Centro ECOA/ICB/UCSal ^{2, 3} Bolsista FAPESB. ⁴ Centro ECOA/ICB/UCSal; Docente do Departamento de Fundamentos e Métodos – ICB/UCSal; Esp. Manejo e Conservação Animal – UniKent / Reino Unido; Mestrando em Ecologia e Biomonitoramento – IB/UFBA

1. Introdução

A maior causa de ameaça à biodiversidade é a perda dos habitats naturais. O bioma da Mata Atlântica é reconhecido internacionalmente como uma das áreas prioritárias (*hotspots*) do globo para a conservação da biodiversidade e a principal prioridade no continente americano. (Haddad, 2001; Laurance & Bierregard, 1997). Os fragmentos florestais da cidade do Salvador, foram considerados áreas de importância biológica muito alta. A sub-região da Mata Atlântica da Região Metropolitana do Salvador (RMS), constituiu-se em um dos mais importantes centros de endemismos de plantas, borboletas e vertebrados. (Abe & Haddad, 2001; Brown, 1982). Dispõe-se, atualmente, de um amplo substrato teórico relacionado à compreensão dos efeitos da fragmentação sobre as florestas tropicais, embora a quantidade de dados empíricos ainda seja muito restrita na área de estudo. Recentemente, o fenômeno da fragmentação passou a ser considerado mais complexo em função da existência de um efeito de borda, derivado da alteração da qualidade dos fragmentos (MacArthur & Wilson, 1967). A qualidade da matriz, responsável por diferentes graus de permeabilidade às espécies dos remanescentes, influencia as taxas de dispersão e de colonização entre fragmentos e representa uma variável chave tanto na teoria de biogeografia de ilhas como na de metapopulações (Hanski & Gilpin, 1997). Dada a ampla gama de processos associados à fragmentação, seus efeitos são extremamente variáveis, a partir disto o nosso interesse e importância neste projeto. As comunidades de anfíbios e répteis respondem de forma diferenciada entre os vertebrados a perturbações no ambiente, isto se dá a partir das variações na incidência de luz solar, aumento ou diminuição de folhice, invasão de espécies exóticas, isolamento, efeito de borda, alterações no microclima, etc. (Vitt et al 1999). A descaracterização sofrida no PMP vem alterando as condições ambientais onde estas comunidades se encontram, portanto, o aferimento da qualidade do ambiente torna-se indispensável para uma melhor compreensão da compartimentalização de todo o sistema. O conhecimento acerca destes elementos, também fornece subsídios relevantes aos estudos ambientais que auxiliam na determinação dos diferentes estágios de conservação dos ecossistemas ocupados (Moura-Leite, et al., 1993). Este projeto objetivou estudar a estrutura das comunidades de anfíbios e répteis no Parque Metropolitano de Pituacu (PMP) e relacionar sua distribuição espacial e numérica com a diversidade de paisagens da Unidade de Conservação buscando ao final apresentar um diagnóstico ambiental desta com base nestes elementos.

2. Métodos

Os métodos consistem de um inventário da estrutura das comunidades da herpetofauna do PMP. O cronograma de execução é de três anos, sendo este o segundo. Estão previstas três técnicas de amostragem: procura visual ativa (PVA); encontro ocasional (EO); e armadilha de queda "pitfall trap" (Heyer et al., 1993). Até então foram aplicadas as duas primeiras. A cada campanha são amostrados 12 pontos selecionados aleatoriamente dentro do PMP e representativo das paisagens dos seus 430 hectares. Os espaços

são vasculhados em uma hora por dois membros da equipe de campo totalizando um esforço amostral de duas horas a cada dia de coleta. Contou-se com o apoio de outras instituições a exemplo da administração do Parque e da COPPA/PM/BA (Companhia de Polícia de Proteção Ambiental). Além das variáveis de fauna, também foram selecionadas variáveis ambientais: a temperatura do ar (A_Tar); temperatura do solo (A_Tsol); umidade relativa do ar (A_Urar); e CAP de lenhosas. As unidades amostrais foram marcadas em GPS (Garmin 12XL™) e plotadas em programa específico (GPS Trackmaker™). Para a obtenção dos dados ambientais foi utilizado termohigrometro digital para temperatura do ar e solo e umidade do ar (Minipa MT-241). Além das variáveis já descritas, estimou-se também a frequência de troncos caídos (A_TRfrq), a cobertura de plantas herbáceas (A_Hecob) e de folhice (A_Secob), dentro de cada quadrante amostral (10x10m). Os elementos de fauna registrados estão compondo um banco de referência institucional, ECOA/ICB/UCSal, com dois exemplares, todos os demais registros são marcados e liberados nos locais de coleta, após terem seus dados biométricos anotados. O projeto é desenvolvido com base em convênio de cooperação técnica firmado entre a UCSal e o Governo do Estado da Bahia e conta com protocolo técnico Processo IBAMA/BA nº 02006.002568/02-21 de 12/07/02 e apoio FAPESB (Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado da Bahia).

3. Resultados e Discussão

A aplicação dos métodos acima resultou na captura de N=134 espécimes, sendo N=46 através de PVA e N=88 por EO, distribuídos entre Serpentes (n=64), Lacertilia (n=42), Chelonia (n=1), Amphisbaenia (n=2) e Anura (n=25). O total de espécies levantadas até então foi N=35 sendo: Reptilia n=28 e Amphibia n=7. A grande variação entre as riquezas de Reptilia e Amphibia talvez possa ser justificada aqui pelo fato de ainda não terem sido aplicados nenhum dos melhores métodos para amostragem deste último grupo (PVA noturno e "Pitfall trap"), previstos para a fase final do projeto, mas têm-se o cuidado de entender também que isto pode, obviamente estar relacionado com a qualidade dos ambientes amostrados. O grupo mais rico foi Serpentes, representada por N=17 espécies. Lacertilia foi o segundo grupo mais rico (n=12). Os demais grupos não mostraram muita diferença no que se refere a frequência de determinados táxons ou de indivíduos. A estimativa de riqueza em espécies (Colwell, 1997) mostrou que a partir de Sobs=35, encontrou-se Cole=35; Bootstrap=42; Ace=46 e Chao=47, optou-se por adotar Bootstrap como referência já que apresentou uma estimativa com curva de acumulação semelhante à observada. A aplicação dos métodos de amostragem (PVA e EO) apresentou diferença estatística muito significativa quando comparadas suas abundâncias totais (Mann-Whitney p = 0,0010), entretanto vale indicar também que em EO houve uma maior incidência de indivíduos de Serpentes que demonstram um modelo de dispersão mais ativo, sendo assim, mais fáceis de serem encontrados ao acaso. Isto pode ser ilustrado quando se compara as médias das abundâncias individuais em cada método PVA p = 0,0033 e EO p = 0,0001 (Teste t), onde a diferença entre estes valores é muito mais significativa neste último com uma frequência de Serpentes maior conforme o exposto anteriormente. Os valores encontrados para as variáveis de cobertura (A_TRfrq, A_Hecob e A_Secob) mostraram que existe uma diferença significativa entre estas medidas, principalmente para troncos caídos (ANOVA p= 0.0012). A correlação (Spearman) entre as médias das abundâncias totais e os valores de cobertura (A_TRfrq, A_Hecob e A_Secob) indicou uma correlação positiva (p = 0,0357) quando agrupadas. Estes resultados já indicam que os elementos de fauna estão dispersos conforme os recursos encontrados, isto se dá quando observa-se que determinadas áreas são habitadas por comunidades (*Ameiva ameiva*, *Tropidurus hispidus*, etc.) associadas a, por exemplo, ambientes de maior luminosidade, espécies heliotérmicas (Ávila-Pires, 1995; Vitt et al 2000). Finalmente no que se refere as medidas ambientais foi

possível encontrar uma diferença muito significativa ($p = 0,0001$) das variáveis de cobertura entre os pontos amostrais, indicando que estes de fato variam entre si também neste aspecto. As constantes ambientais (A_Tar, A_Tsol, A_Urar) indicaram alguma diferença ao longo dos pontos amostrais. Os valores de A_Urar apresentaram uma diferença muito significativa entre as áreas ($p=0,0159$) e também quando comparados com as demais medidas. As frequências de CAP, indicaram que existe uma diferença muito significativa entre aqueles pontos de centro e os pontos de borda, fato que corroboraria a teoria do efeito de borda em si comprovando uma variação na estrutura das comunidades ali representadas. Portanto ficou evidenciado, no que se refere à frequência de CAP, com a comparação das médias entre os pontos amostrados (Kruskal-Wallis), que existe uma compartimentalização entre as três categorias de paisagem que podem, até então, serem apontadas: (A) *área muito antropizada* (PA8 e PA9); (B) *área de centro* (PA2, PA4, PA5, PA6, PA7 e PA11); e (C) *área de borda* (PA1, PA3, PA10, PA12). Segundo o plano de manejo da U.C. estas áreas são demarcadas oficialmente como “áreas de lazer e habitação” (A); “área de preservação ecológica” (B) e “áreas destinadas a recreação ativa” (C) (Batista, 1998). Partindo-se desta classificação pode-se indicar que de fato nas *áreas muito antropizadas* foi notável a presença de representantes de grupos de espécies de hábito generalista e reconhecidos como táxons colonizadores de áreas degradadas (*Bufo marinus*, *Tropidurus hispidus*, *Ameiva ameiva*, *Hemidactylus mabouia*, *Phyllodryas olfersii*, *Bothrops leucurus*, *Phyllorhynchus polycaris*). Já para as demais áreas não foi possível ainda, verificar a presença marcante de elementos que possam ser comparados entre os pontos amostrais mas, o método de EO mostrou a presença de espécies de biologia mais especialista (*Epicrates cenchria*, *Hyla elegans*, *Phrynosoma tuberculatus*, *Polychrus acutirostris*, *Coleodactylus meridionalis*, etc.).

4. Conclusões

Estes resultados indicam que de fato existe uma variação na paisagem do Parque Metropolitano de Pituacu e mais ainda, que esta está relacionada com a estrutura das comunidades, entretanto, sabe-se que até este momento não se dispõe de elementos suficientes que possam fortalecer esta correlação. Algumas das comunidades amostradas estão representadas por espécies de hábitos associados a áreas degradadas, como é o caso de algumas espécies heliotérmicas citadas anteriormente, isto fortalece a idéia que de fato há um mosaico de ambientes na paisagem da U.C.. A riqueza em espécies das comunidades descritas até então, mostrou um número bastante representativo se comparado com os índices apontados por outros autores citados, em regiões com maior índices de endemismo, a exemplo dos grandes fragmentos florestais no sul da Bahia. Este último fato evidencia o valor deste estudo no que se refere a mostrar de forma direta a importância do monitoramento deste e de todos os demais fragmentos florestais na Região Metropolitana de Salvador, já que estes ainda abrigam uma biota capaz de indicar seu estado de conservação e fornecer subsídios para seu manejo e uso racional. Com a finalização deste estudo, será possível se propor ações que viabilizem uma melhor conservação do PMP e o monitoramento da sua biodiversidade, com base em observações sobre a estrutura das comunidades da herpetofauna, mas também com base em um diagnóstico da paisagem nas áreas amostradas.

5. Referências Bibliográficas

Abe A. S.; Haddad C. F. B., (2001). Workshop Mata Atlântica e Campos Sulinos – Anfíbios e Répteis. Departamento de Zoologia. UNESP. Cx Postal. 199. Rio Claro. SP.

Avila-Pires T.C.S. (1995). Lizards of Brazilian Amazonia (Reptilia: Squamata). Zool. Verh. Leiden 299, 20 i.v.: 1-706, figs. 1-315.

Batista, L. P., (1998). Educação ambiental como estratégia do plano de gestão do Parque Metropolitano de Pituacu. Universidade Católica do Salvador. Salvador. BA

Brown, K.S. Jr. (1982). Historical and ecological factors in the biogeography of aposematic neotropical butterflies. American

Zoologist, 44, 473-71.

Colwell, R.K. (1997). EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 5. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.

Heyer et al, (1993). Measuring and monitoring biological diversity. Standard methods for amphibians. Smithsonian Inst. Press, Washington.

Hanski, I.A., Gilpin, M.E. [Eds] (1997). Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution. Academic Press, San Diego. 512p.

Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. [Eds] (1997). Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press, Chicago. 616p.

MacArthur, R.H., Wilson, E.O. (1967). The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Moura Leite, J.C. De, Bérnils, R.S. & Morato, S. A.A. (1993). Método para caracterização da Herpetofauna em estudos ambientais.

Vitt, L.J.; Sartorius S.S.; Colli G.R.. (1999). Use of naturally and anthropogenically disturbed habitats in Amazonian rainforest by the teiid lizard *Ameiva ameiva*. Biological Conservation 90 (1999) 91 – 101.

Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal, em ambiente SIG

Roberta de Oliveira Aversa Valente^a & Carlos Alberto Vettorazzi^b

^a Doutoranda em Recursos Florestais - ESALQ/USP

(roavalen@esalq.usp.br)

^b Prof. Dr. do Depto. de Engenharia Rural – ESALQ/USP

(cavettor@esalq.usp.br)

1. Introdução

A Bacia do Rio Corumbataí, localizada na porção central do Estado de São Paulo, apresenta elevado nível de fragmentação de sua cobertura florestal original, em função de um processo desordenado de uso e ocupação do solo. Esta bacia representa muito bem as condições atuais de grande parte do território originalmente coberto pela Mata Atlântica, onde os recursos naturais e, conseqüentemente, a biodiversidade, encontram-se seriamente afetados pela atuação antrópica. No caso específico da Bacia do Rio Corumbataí, podem-se citar os problemas com o abastecimento hídrico e a perda da capacidade produtiva dos solos, por erosão, como algumas das principais conseqüências desse processo.

Na tentativa de garantir a manutenção da estrutura e dos processos de paisagens, em situações semelhantes à essa bacia, tem sido dada muita atenção às ações conservacionistas e preservacionistas em nível de paisagem (Baker, 1992). As ações conservacionistas são realizadas em um ecossistema, quando se tem em vista sua restauração, sua proteção e, sobretudo, a sustentabilidade da qualidade e quantidade de seus componentes e processos; e as ações preservacionistas quando se pretende que, em um determinado ecossistema, a interferência humana seja mínima ou mesmo inexistente.

Neste contexto, o presente trabalho, que se encontra em andamento, tem por objetivo definir as áreas prioritárias para a conservação e a preservação florestal na Bacia do Rio Corumbataí, SP, tendo em vista o incremento da biodiversidade regional, utilizando a abordagem multi-critérios/único objetivo e a Técnica Participatória, em ambiente SIG.

2. Métodos

2.1. Área de Estudo

A Bacia do Rio Corumbataí está localizada na porção centro-oeste do Estado de São Paulo, entre os paralelos 22°04'46"S e 22°41'28"S e os meridianos 47°26'23"W e 47°56'15"W. Tem apro-

ximadamente 170.000 ha e é tradicionalmente dividida nas sub-bacias: do Alto Corumbataí, do rio Passa-Cinco, do Médio Corumbataí, do Ribeirão Claro e do Baixo Corumbataí.

O processo de degradação florestal nessa bacia teve início no começo do século XX, com a implantação da cultura do café e culturas de subsistência (Garcia, 2000). Posteriormente, o café foi substituído por pastagens que, hoje, ocupam ao redor de 44,0% da área da bacia (Valente & Vettorazzi, 2003). Segundo esses autores tem-se ainda, na bacia, a presença de outras culturas como cana-de-açúcar (25,0%), fruticultura (2,8%), culturas anuais (1,0%) e plantios comerciais de eucalipto (7,0%). A floresta nativa representa somente 11,0% de sua área, sendo composta pelas formações florestais: floresta estacional semidecidual; florestas ripárias; florestas paludosas; e floresta estacional decidual. O cerrado “*latu sensu*” corresponde a aproximadamente 1,2% da área da bacia.

2.2. Abordagem Multi-critérios/Único Objetivo

A abordagem multi-critérios é uma das técnicas empregadas para a tomada de decisão que foi incorporada ao SIG, tendo por base critérios, que podem ser tanto fatores como restrições. Os fatores equívalem às diferentes características da paisagem, importantes na geração do mapa de prioridades.

A princípio os fatores considerados importantes, ao objetivo do projeto, foram: proximidade à cobertura florestal (Floresta Estacional Semidecidual e cerrado); proximidade entre fragmentos de floresta com maior área nuclear; distância aos centros urbanos; distância à malha viária; e erodibilidade do solo. A única restrição será o limite da bacia. Os fatores receberão pesos de acordo com a importância que têm no processo de tomada de decisão.

Os fragmentos florestais, os centros urbanos e a malha viária serão extraídos do mapa de uso e cobertura do solo produzido a partir da classificação supervisionada (algoritmo de máxima verossimilhança) de imagens do satélite LANDSAT-7 (passagem de 17 de agosto de 2002). A área nuclear de cada fragmento florestal será determinada com o índice CORE (software FRAGSTATS), de Ecologia da Paisagem, a erodibilidade do solo, já foi obtida, a partir da reclassificação do mapa pedológico da bacia em valores de erodibilidade.

A definição dos pesos de cada um dos fatores será feita pela chamada Técnica Participatória, que se constitui na reunião de especialistas, nos temas de interesse, tendo por base a matriz de comparação proposta por Saaty (1977).

O mapa com as áreas prioritárias será gerado no próprio SIG, por meio de uma combinação linear ponderada entre fatores, levando em conta também o mapa de restrição e, em seguida, será reclassificado de modo a apresentar apenas cinco classes de prioridade, de mesma amplitude de valores, ou seja, regiões com muito baixa, baixa, média, alta e muito alta prioridades para a conservação e preservação florestal.

Com o propósito de avaliar a influência e a importância dos fatores e pesos no padrão de distribuição espacial da prioridade avaliada, será realizada uma análise de sensibilidade, por programação linear.

O mapa final com as áreas prioritárias para a conservação e preservação florestal terá sua exatidão verificada por amostragem estratificada ao acaso e a confiabilidade de sua qualidade avaliada pelo índice Kappa, no próprio SIG.

3. Discussão e Resultados

O mapa de uso e cobertura do solo indicou variações na ocupação da paisagem da bacia que, por sua vez, estão relacionadas ao tipo de solo e ao relevo da região.

Nas porções média e superior dessa bacia, onde estão as sub-bacias do Alto Corumbataí e do Passa-Cinco, e que contêm as regiões com os solos mais sensíveis à erosão e maiores declividades, existe a predominância da pastagem seguida de outras culturas características da bacia, como os plantios comerciais de eucalipto e a fruticultura. Esses plantios representam aproximadamente 70%

do total existente na área da bacia e a fruticultura do Alto Corumbataí a 47% do total de área dessa cultura. A estrutura da paisagem dessas regiões, permitiu a ocorrência da maior área de vegetação florestal natural na Bacia do Rio Corumbataí. No Alto Corumbataí estão aproximadamente 78% da área de cerrados da bacia e 21% de sua área de florestas nativas. Na sub-bacia do Passa-Cinco encontram-se 44% das florestas nativas e 18% dos cerrados existentes na área de estudo.

A porção mediana da bacia (sub-bacia do Médio Corumbataí) pode ser considerada uma área de transição entre as regiões com predomínio de pastagem (Alto Corumbataí e Passa-Cinco) e aquelas ocupadas principalmente por cana-de-açúcar (Ribeirão Claro e Baixo Corumbataí). Sua porção superior é ocupada por pastagem e a inferior por cana-de-açúcar, sendo que, juntas, essas culturas correspondem a 78% da área da sub-bacia. Essa predominância de ocupação por culturas agrícolas condicionou a redução de sua cobertura florestal nativa que, na atualidade, equívale a 10% do total existente na bacia e permite classificar o Médio Corumbataí como a sub-bacia com menor área de vegetação florestal nativa.

Nas sub-bacias do Ribeirão Claro e do Baixo Corumbataí, a presença de condições favoráveis de solo e de relevo para as culturas agrícolas, contribuiu para a expansão da cana-de-açúcar, correspondendo a 60% do total dessa cultura existente na bacia. Também ocorrem outros usos, como as culturas anuais e a fruticultura. Na sub-bacia do Ribeirão Claro as áreas ocupadas por fruticultura vêm aumentando, sendo que em 2000 já correspondiam a 34% do total dessa cultura na bacia. A vegetação florestal nativa é reduzida nessas sub-bacias, sendo representada por fragmentos em uma matriz essencialmente agrícola. Nas sub-bacias do Ribeirão Claro e do Baixo Corumbataí estão, respectivamente, 12% e 13% da vegetação florestal nativa da Bacia do Rio Corumbataí.

Com o mapa de uso e cobertura do solo já é possível conhecer os componentes da paisagem da bacia, possibilitando posteriormente, a produção dos mapas de fatores (proximidade à cobertura florestal; proximidade entre fragmentos de floresta com maior área nuclear; distância aos centros urbanos; e distância à malha viária) necessários à espacialização das áreas prioritárias à conservação e à preservação florestal na bacia.

No que diz respeito à distribuição e à caracterização quantitativa dos fragmentos de floresta já se têm indicativos dos resultados que serão observados, visto o trabalho desenvolvido por Valente & Vettorazzi (2002), onde foi realizada uma análise da estrutura florestal da bacia utilizando índices de Ecologia da Paisagem. De acordo com esses autores, a estrutura florestal das sub-bacias do Passa-Cinco e do Alto Corumbataí apresentam algumas diferenciações em relação à demais. Nas sub-bacias do Passa-Cinco e do Alto Corumbataí estão os maiores fragmentos de floresta nativa (maiores que 85 ha) existentes na bacia e, conseqüentemente, aqueles com maior área nuclear. Esses fragmentos correspondem, em área, à maior parte da floresta nativa dessas sub-bacias e têm como principal característica o fato de estarem próximos uns aos outros (20 m a 130 m), mesmo existindo alguns mais distantes desse grupo (máximo 255 m). Nas sub-bacias do Médio Corumbataí, Ribeirão Claro e Baixo Corumbataí, os índices apontaram para uma estrutura florestal com predominância de fragmentos menores que 15 ha e distantes uns dos outros (máximo de 1500 m). Sobre os fragmentos de cerrado os autores relataram que o número de fragmentos e, principalmente, a distância entre eles são, nas condições atuais, desfavoráveis à perpetuação desses remanescentes na sub-bacia do Passa-Cinco. Ao contrário, no Alto Corumbataí a proximidade e o tamanho dos fragmentos constituem uma condição favorável que, se estimulada, pode contribuir para o aumento das áreas de cerrado na Bacia do Rio Corumbataí.

4. Conclusões

Para que se tenha a espacialização de ações de conservação e preservação florestal em uma paisagem, é necessário o prévio en-

tendimento da distribuição dos fragmentos florestais, das interações e das mudanças em sua composição e configuração. Os índices de Ecologia da Paisagem possibilitam esse entendimento da estrutura florestal de uma paisagem e, ainda, a definição de seu padrão de fragmentação. Contudo, os resultados obtidos estarão diretamente relacionados à qualidade do mapa de uso e cobertura do solo da paisagem avaliada, ressaltando assim a importância da aplicação das Geotecnologias nos estudos de Ecologia da Paisagem.

5. Referências Bibliográficas

BAKER, W.L.; CAI, Y. The rule programs for multiscale analysis of landscape structure using the GRASS geographical information system. *Landscape Ecology*, v.7, p.291-302, 1992.

GARCIA, L.B.R. Ocupação e desenvolvimento econômico da Bacia do Corumbataí – séculos XVIII a XX. DEPLAN/IGCE/UNESP, Rio Claro, 2000; Atlas Ambiental da Bacia do Rio Corumbataí. www.rc.unesp.br/igce/ceapla. (02 set. 2001).

SAATY, T. A scaling method for priorities in hierarchical structures. *Psychol.*, 15, 234-281. 1977.

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C.A. Análise da Estrutura da Paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. *Scientia Forestalis*. n.62, p.114-129. Dez. 2002

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C.A. Mapeamento do Uso e Cobertura do Solo na Bacia do Rio Corumbataí, SP. *Circular Técnica IPEF, Piracicaba*. n.196, maio 2003.

Fragmentação florestal afeta número e composição de espécies de formigas (Hymenoptera:Formicidae)?

Sobrinho, T.G. & Schoederer, J.H.

Departamento de Biologia Animal – Setor de Entomologia -

Universidade Federal de Viçosa – Viçosa, MG

Cep.: 36570-000 Email: tathiana@insecta.ufv.br

1. Introdução

A fragmentação de ecossistemas consiste na destruição de áreas contínuas de habitats, com conseqüente criação de um ou vários fragmentos isolados de menor tamanho (DeSouza et al. 2002) e na criação de áreas de matriz intercaladas entre esses fragmentos. A fragmentação tem sido apontada como um dos principais fatores responsáveis pela perda de biodiversidade em ecossistemas tropicais (Vasconcelos & Delabie 2000), e por isso tem sido um assunto bastante estudado em Ecologia nas últimas décadas.

A fragmentação pode alterar a composição, a abundância e a riqueza de espécies de diversas formas. Vários estudos têm relatado alterações na composição e abundância de espécies (Didham 1997, Vasconcelos & Delabie 2000), bem como diminuição na diversidade de diferentes taxa em decorrência da fragmentação (Vasconcelos 1998).

Um importante mecanismo, gerado pela fragmentação, que tem sido freqüentemente apontado como responsável por alterações no número, abundância e composição de espécies é o chamado efeito de borda. A fragmentação leva à transformação de áreas anteriormente contínuas em borda e ao aumento da proximidade do centro do fragmento até seu exterior levando, conseqüentemente, a um aumento na proporção de borda exposta a outros habitats (Kapos et al.1997).

A influência da criação de borda sobre as comunidades depende de inúmeros fatores, como por exemplo, tempo de criação da borda, orientação, isolamento, forma e tamanho do fragmento, bem como da espécie ou da comunidade que está sendo estudada. Diferentes organismos respondem diferentemente ao mesmo nível de fragmentação, e, pelo menos para invertebrados, já existe um consenso de que nem todas as espécies reagem da mesma forma à criação de borda (Didham et al. 1998). Algumas espécies de insetos, como formigas e besouros, se comportam como especialistas de borda e são positivamente afetadas pela fragmentação, enquan-

to outras evitam a borda e, dependendo do tamanho do fragmento e da extensão dos efeitos de borda, podem ser extintas localmente (Didham et al. 1998). Além disso, características do fragmento como forma e tamanho também devem ser consideradas, uma vez que as mesmas interagem de forma a determinar a extensão da borda do mesmo. A grande maioria dos trabalhos não consegue discriminar de forma efetiva efeito de área de efeito de borda, o que é extremamente importante, principalmente para pequenos fragmentos, os quais possuem uma maior borda relativa (Didham 1997). Isso acontece porque a quantidade de borda em relação à área aumenta à medida que a área do fragmento decresce, ou seja, os dois efeitos estão interligados e, portanto, redução da área pode não ser a única explicação para possíveis alterações nas comunidades naturais. Entretanto, muitos estudos simplesmente usam área como explicação para qualquer alteração nas comunidades de pequenos fragmentos.

O objetivo desse trabalho é testar hipóteses relativas ao efeito de borda sobre a composição e riqueza de espécies de formigas em fragmentos florestais. As hipóteses testadas são: (i) a riqueza de espécies de formigas aumenta com o aumento da área dos fragmentos e (ii) fragmentos pequenos são mais homogêneos em termos de composição de espécies do que os grandes (pequenos apresentam uma maior proporção de espécies em comum entre a borda e o centro do que os grandes).

Uma vez que nós não sabemos como era o cenário antes da fragmentação, utilizaremos a área dos fragmentos remanescentes como uma ferramenta para estudarmos os efeitos da fragmentação. Nosso pressuposto é que quanto maior o remanescente florestal, mais parecido ele é com a floresta contínua original. A nossa hipótese é que a similaridade na composição de espécies de formiga entre a borda e o centro do fragmento diminui com aumento da área. Biologicamente falando, o que esperamos que aconteça é que haja uma composição de espécies de formiga mais homogênea em fragmentos menores.

2. Metodologia

Área de estudo e coletas

Nós realizamos o trabalho em dez fragmentos florestais na região de Viçosa, MG, Brasil (20° 45' S, 42° 50' W), os quais possuem área entre 3 e 300ha e são intercalados, em sua maioria, por matriz de pastagens.

Em cada um dos fragmentos nós escolhemos, ao acaso, dez pontos amostrais na borda e dez pontos amostrais no centro. Em cada um dos pontos amostrais coletamos toda a serapilheira e o húmus contido em 1m² de solo e peneiramos com um peneirador especial a fim de remover e quebrar grandes ramos e folhas. O material peneirado foi guardado em saco de tecido para posterior extração. A técnica de extração consiste em colocar cada amostra em um extrator de 'Winkler' por 72 horas, a fim de extrair formigas e outros invertebrados.

Após a extração, nós levamos as amostras para o Laboratório de Ecologia de Comunidades da Universidade Federal de Viçosa, onde fizemos os trabalhos de triagem e identificação das formigas. Identificamos as formigas, quando possível, até nível de espécie, quando não foi possível, nós as separamos em morfoespécies de acordo com características da morfologia externa. Os exemplares estão depositados na coleção de referência do Laboratório de Ecologia de Comunidades da Universidade Federal de Viçosa.

Análises estatísticas

Para testar a primeira hipótese, ou seja, se existe relação espécie-área, nós fizemos uma regressão linear simples, com distribuição de Poisson, corrigida para sobredispersão, usando o logaritmo da área do fragmento como variável explicativa e o número de espécies total (borda mais centro) como variável resposta.

Para testar a hipótese de que a composição de espécies de formigas é mais homogênea em fragmentos menores, nós fizemos uma análise binomial, usando como variável explicativa o logaritmo

da área dos fragmentos e como variável resposta a proporção de espécies de borda em relação ao total de espécies do fragmento.

3. Resultados

O número de espécies não variou com a área do fragmento ($F_{1,8} = 0.039$; $p = 0.85$), ou seja, não foi encontrada uma relação espécie-área.

Entretanto, a proporção de espécies de borda em relação ao total de espécies no fragmento diminuiu com o aumento da área ($F_{1,8} = 5.62$; $p = 0.01$), ou seja, fragmentos menores apresentam uma composição de espécies mais homogênea entre a borda e o centro.

4. Discussão e Conclusões

Nós não observamos aumento do número de espécies com aumento da área do fragmento florestal. A amostragem uniforme (20 pontos amostrais em cada fragmento) pode ser um dos motivos para o resultado encontrado. Talvez se tivéssemos feito uma amostragem proporcional poderíamos ter encontrado a relação espécie-área clássica, como aconteceu em outros trabalhos testando efeitos de fragmentação em formigas (Sobrinho et al. 2003).

Entretanto, a proporção de espécies de borda em relação ao total diminuiu com o aumento da área do fragmento, o que significa que fragmentos menores apresentam uma composição de espécies mais homogênea do que fragmentos grandes. A borda dos fragmentos menores é bastante parecida com o centro dos mesmos em relação à composição de espécies de formigas. Isso ocorre, provavelmente, porque fragmentos pequenos estão mais sujeitos a efeitos de borda, os quais se estendem até 100m para o interior do mesmo (Murcia 1995). Sendo assim, um fragmento pequeno é composto praticamente por áreas de borda, ou pelo menos com características de borda (condições ambientais como regime de ventos e umidade).

Fragmentos pequenos são mais invadidos por espécies de formigas da matriz (Sobrinho et al. 2003), e se os mesmos possuem condições ambientais homogêneas, espécies invasoras (especialistas em borda) tenderão a se espalhar pelo fragmento e não a se concentrar apenas na borda. Entretanto, espécies invasoras podem ser competitivamente superiores (Suarez et al. 1998), podendo excluir as espécies que já estavam presentes no fragmento, uma vez que estas podem ter sofrido uma redução do tamanho populacional com a fragmentação.

Em contrapartida, nos fragmentos maiores os processos descritos acima tendem a ocorrer em menor intensidade. As espécies invasoras não penetram até o centro do fragmento, pois este conserva melhor as características de floresta contínua, por estar longe da borda. O que possivelmente acontece nesse caso é uma separação, ou seja, as espécies invasoras, especialistas em borda, chegarão e permanecerão na borda. Estas espécies invasoras poderão até excluir por competição algumas já residentes no fragmento, mas outras espécies, ou até mesmo aquelas excluídas na borda permanecerão intactas no centro do fragmento, onde as condições ambientais não permitem que as invasoras se estabeleçam.

Portanto, é importante que estudemos não apenas alterações na diversidade devido à fragmentação, mas também se há alterações na composição de espécies. No caso do nosso trabalho, poderíamos ter concluído que a fragmentação não causou diferenças no número de espécies de formigas e que, portanto não houve modificações na comunidade das mesmas. Entretanto, verificamos que fragmentos menores, apesar de suportarem o mesmo número de espécies de formigas que os grandes mantêm-se mais homogêneos em relação à sua composição, ou seja, com faunas semelhantes na borda e no centro. Como já foi bastante relatado, nem todas as espécies sobrevivem na borda, e aquelas que o fazem são em sua maioria espécies generalistas e algumas invasoras, significando que o centro do fragmento também apresenta estas espécies e que, provavelmente as espécies de interior de floresta foram excluídas. (CNPq, FAPEMIG)

5. Referências bibliográficas

- DeSouza, O.; Schoereder, J.H.; Brown, V.K.; Bierregaard Jr., R.O. (2001) A theoretical overview of the processes determining species richness in forest fragments. Em: *Lessons from Amazonia: the ecology and conservation of a fragmented forest*. (eds R. O. Bierregaard, C. Gascon, T. F. Lovejoy & A. A Santos) pp.13-20. Yale University Press, New Haven, 478 p.
- Didham, R. (1997) The influence of edge effects and forest fragmentation on leaf litter invertebrates in Central Amazonia. Em: *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities* (eds. W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr.) p.55-70. University of Chicago Press, Chicago, 616p.
- Didham, R.K.; Hammond, P.M.; Lawton, J.H.; Eggleton P.; Stork, N.E. (1998) Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecol. Monog.* 68: 295-323.
- 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. Em: *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities* (eds. W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr.) p.33-44. University of Chicago Press, Chicago, 616p.
- Majer, J.D.; Delabie, J.H.C.; Mackenzie, N. L. (1997) Ant litter fauna of forest, forest edges and adjacent grassland in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. *Ins. Soc.* 44: 255-266.
- Murcia, C. (1995) Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tr. Ecol. Evol.* 10:58-62.
- Sobrinho, T.G.; Schoereder, J.H.; Sperber, C.F. Madureira, M.S. (2003). Does fragmentation alter species composition in ant communities (Hymenoptera: Formicidae)? *Sociobiology* 42.
- Suarez, A.V.; Bolger, D.T.; Case, T.J. (1998) Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal southern California. *Ecology* 79: 2041-2056.
- Vasconcelos, H.; Delabie, J.H.C. (2000) Ground ant communities from central Amazonia forest fragments. *Scho. Envir. Bio. Bull.* 18: 59-69.
- Vasconcelos, H.L. (1999) Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. *Biodiver. Conserv.* 8: 409-420.

Influência de características da paisagem sobre a ocorrência do bugio-ruivo, *Alouatta guariba clamitans*, em fragmentos florestais no sul do Brasil

Soraya Ribeiro^{a, b} & Júlio César Bicca-Marques^a

^a Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, ^b Secretaria Municipal do Meio Ambiente (ribeiro@smam.prefpoa.com.br)

1. Introdução

A fragmentação é o processo pelo qual uma grande e contínua área de um ecossistema é reduzida e dividida em duas ou mais manchas de dimensões menores separadas por uma matriz de ecossistemas diferentes do original. A fragmentação dos ambientes naturais é uma das principais causas da ameaça à biodiversidade. Nas florestas tropicais, por exemplo, estima-se que um grande número de espécies está sendo perdida antes de ser conhecida pela ciência devido ao desmatamento (Primack & Rodrigues, 2001).

No entanto, algumas espécies são capazes de tolerar a destruição de parte do seu habitat e permanecer nos fragmentos. Contudo, a sua sobrevivência a longo prazo nestes ambientes alterados é comprometida. Primack & Rodrigues (2001) citam que os fragmentos necessitam de áreas-fonte próximas a fim de possibilitar sua eventual recolonização ou, mais comumente, a migração de indivíduos (e material genético) entre as populações. No passado, o estudo da fragmentação esteve centrado na relação espécie-área

(McCoy, 1982). Esta abordagem simplista, no entanto, é inadequada devido a uma forte relação existente entre os fragmentos e as atividades antrópicas de seu entorno (Lanna, 1995; Sheng, 1997). Desta forma, tanto o tamanho do fragmento quanto a configuração espacial da paisagem na qual ele está inserido possuem importante papel na manutenção de populações isoladas.

O bugio-ruivo é um primata vulnerável à extinção no estado do Rio Grande do Sul, onde seu habitat, a Mata Atlântica, encontra-se altamente fragmentado em decorrência da ação antrópica. Embora os bugios adaptem-se bem a ambientes florestais alterados pelo homem, a sobrevivência a longo prazo de populações isoladas é comprometida pela falta de intercâmbio genético com outras populações, pela maior vulnerabilidade aos predadores e parasitos e dependência de vários fatores (veja Bicca-Marques, 2003; Marsh et al., 2003). Em revisão sobre o efeito da fragmentação do habitat sobre o comportamento e a ecologia dos bugios, Bicca-Marques (2003) discute a grande capacidade do gênero *Alouatta* em sobreviver em fragmentos florestais e ambientes antropizados. Esta adaptabilidade parece estar relacionada com a utilização de uma dieta eclética em termos de itens alimentares, a qual pode incluir espécies exóticas. Este autor ressalta que muitas características comportamentais dos bugios permanecem inalteradas nos fragmentos.

Estudos relacionando o impacto da fragmentação e da configuração da paisagem sobre a dinâmica populacional de espécies ameaçadas de extinção são necessários para a elaboração de programas de manejo em nível metapopulacional. Neste trabalho analisamos a relação entre a ocorrência de populações de *A. g. clamitans* em fragmentos florestais localizados na Bacia Hidrográfica Taquari-Antas (28°10' - 29°50'S, 52°38'W; Rio Grande do Sul), características da paisagem (tamanho do fragmento e sua distância dos elementos mais próximos) e aspectos sócio-econômico-culturais.

2. Métodos

Um total de 10 fragmentos florestais de tamanhos variados e dois trechos de mata ciliar contínua foram estudados nas sub-bacias dos arroios Taquari-Mirim e Pinheiros. Para a avaliação das populações de bugios-ruivos presentes em cada fragmento foi utilizado a técnica de visualização direta pelo método do transecto (NRC, 1981). O tamanho das áreas de estudo e as distâncias entre cada fragmento e as matas ciliares, o fragmento mais próximo e os povoados foram determinados através de uma imagem de satélite com aplicação do programa AUTOCAD 2000. Uma parcela da população humana da região de estudo foi submetida à questionário a fim de avaliar o seu grau de percepção ambiental.

3. Resultados e Discussão

O tamanho dos fragmentos variou de 1,4 a 19,9 hectares ($\bar{x}=5,6 \pm 5,7$ ha), sendo considerados fragmentos pequenos. A distância entre estes fragmentos e os povoados variou de 0,1 a >5 km ($\bar{x}=2,2 \pm 1,9$ km). Os fragmentos encontravam-se distantes das florestas de galeria de 28 m a >5 km ($\bar{x}=2,1 \pm 1,8$ km), enquanto a distância entre fragmentos mais próximos variou de <0,1 a >1,8 km ($\bar{x}=0,7 \pm 0,7$ km).

Em quatro fragmentos observou-se a presença de grupos residentes de bugios-ruivos, em outros dois a ocorrência de grupos visitantes ocasionais e a ausência da espécie nos demais. Apesar da aparente tendência de ocorrência de bugios em fragmentos maiores, o tamanho dos fragmentos com grupos residentes ou ocasionais ($\bar{x}=7,6 \pm 6,6$ ha, n=6) e dos fragmentos sem grupos ($\bar{x}=2,6 \pm 1,4$ ha, n=4) não apresentou diferença significativa (Mann-Whitney U=20,0, p=0,088). A distância entre cada fragmento e o fragmento mais próximo também não influenciou na presença de bugios nas áreas de estudo (fragmentos com grupos residentes ou ocasionais: $\bar{x}=0,95 \pm 0,77$ km, n=6 vs. fragmentos sem grupos: $\bar{x}=0,44 \pm 0,35$ km, n=4; U=17,0, p=0,281). Embora os resultados preliminares da avaliação etno-ecológica da população local indique um baixo nível de percepção ambiental e a prática de caça e extração de madeira ilegal nos fragmentos florestais próximos aos povoados, as distâncias dos fragmentos até o povoado mais próximo não interferi-

ram na ocorrência de bugios (fragmentos com grupos residentes ou ocasionais: $\bar{x}=3,0 \pm 1,7$ ha, n=6 vs. fragmentos sem grupos: $\bar{x}=1,0 \pm 1,6$ km, n=4; U=17,0, p=0,285).

No entanto, a distância do fragmento até a mata ciliar mais próxima e a probabilidade de ocorrência de populações de bugio-ruivo nos fragmentos foram inversamente relacionados (fragmentos com grupos residentes ou ocasionais: $\bar{x}=0,3 \pm 0,3$ ha, n=6 vs. fragmentos sem grupos: $\bar{x}=1,8 \pm 0,4$ km, n=4; U=0, p=0,011). Isto sugere que as matas ciliares podem funcionar como áreas-fonte de onde indivíduos podem migrar até os fragmentos mais próximos.

4. Conclusões

Este estudo corrobora a importância do entendimento da influência da configuração espacial da paisagem e da distribuição dos fragmentos dentro do mosaico para a avaliação da viabilidade a longo prazo de pequenas populações isoladas.

5. Agradecimentos

Agradecemos a American Society of Primatologists pelo auxílio financeiro (2002 ASP Conservation Small Grant) e aos proprietários das áreas pelo livre acesso e colaboração.

6. Referências Bibliográficas

- Bicca-Marques, J.C. (2003) How do howler monkeys cope with habitat fragmentation? In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (L.K. Marsh, Ed.). New York, Kluwer Academic/Plenum Publishing, pp. 283-303.
- Lanna, A.E.L. (1995) Gerenciamento de bacia hidrográfica: aspectos conceituais e metodologia. Brasília, Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.
- Marsh, L.K., Chapman, C.A., Norconk, M.A., Ferrari, S.F., Gilbert, K.A., Bicca-Marques, J.C. & Wallis, J. (2003) Fragmentation: Specter of the future or the spirit of conservation? In: *Primates in Fragments: Ecology and Conservation* (L.K. Marsh, Ed.). New York, Kluwer Academic/Plenum Publishing, pp. 381-398.
- McCoy, E.D. (1982) The application of island biogeography theory to the tracs: Problems in the determination of turnover rates. In: *Biological Conservation* (E. Duffe, Ed.). London, Applied Science, 234p.
- National Research Council (1981) *Techniques for the Study of Primate Population Ecology*. Washington, D.C., National Academy Press.
- Primack, R.B. & Rodrigues, E. (2001). *Biologia da Conservação*. Londrina, Midiograf. 327p.
- Sheng, F. (1997). Valores em mudança e construção em uma sociedade sustentável. In: *Meio Ambiente, Desenvolvimento Sustentável e Políticas Públicas* (C. Cavalcante, Org). São Paulo/Recife, Bull. Soc. Geol. De France.

Importância da conexão por corredores e da qualidade do habitat para pequenos mamíferos em fragmentos de Mata Atlântica

Souza, S.M.¹; Pardini, R.¹; Braga-Neto, R.¹ e Metzger, J.P.¹

1. Introdução

A conectividade de uma paisagem exerce influência direta no fluxo de organismos através da paisagem e pode ser estudada através de duas abordagens, uma estrutural e outra funcional (Wiens et al, 1997). Um dos aspectos da conectividade estrutural é a presença de corredores unindo duas ou mais manchas de habitat.

Corredores podem permitir ou facilitar migrações entre populações (Beier & Noss, 1998), assim como podem funcionar como áreas de habitat adicional para espécies (Rosenberg et al, 1997). Porém, corredores também facilitam a disseminação de espécies exóticas (Downes et al, 1997; Seabrook & Dettman, 1996), de doenças ou de fogo (Hobbs, 1992). Através de uma extensa revisão bibliográfica sobre experimentos com corredores, Beier & Noss (1998) concluíram que estes elementos da paisagem exercem um importante papel na conservação da diversidade em paisagens frag-

mentadas. Nos trópicos, apenas a presença de espécies de pequenos mamíferos em corredores foi comprovada (Laurence, 1990; Lima & Gascon, 1999).

Por outro lado, a estrutura vertical da vegetação é um fator-chave na determinação da estrutura da comunidade de pequenos mamíferos em florestas Neotropicais (Pardini, 2001; Gentile & Fernandez, 1999; Malcolm, 1995; Paglia *et al.*, 1995; Fonseca, 1989).

Através do estudo de fragmentos conectados por corredores e isolados na região de Caucaia - SP, este trabalho tem por objetivo investigar a importância da conexão criada por corredores de vegetação nativa e da qualidade do habitat para a estruturação da comunidade de pequenos mamíferos em paisagens fragmentadas de Mata Atlântica.

2. Métodos

Área de estudo - A região de Caucaia localiza-se no Planalto cristalino de Ibiúna no estado de São Paulo, Brasil (23°35'S, 23°50'S; 46°45'W, 47°15'W). A formação florestal da região foi classificada como Floresta Ombrófila Densa Montana (Velooso *et al.*, 1991). A Reserva do Morro Grande (23°39'S - 23°48'S; 46°47'W - 47°55'W) possui 10.700 ha de matas secundárias ou bem preservadas contínuas e a sudoeste da Reserva, estende-se uma paisagem fragmentada, que possui 28% de sua área coberta por fragmentos de mata secundária em diversos estágios de sucessão. Estes remanescentes estão rodeados por pequenos pomares, horticulturas e chácaras.

Delineamento experimental - A estrutura da vegetação e a comunidade de pequenos mamíferos foram amostradas em 7 remanescentes de mata secundária pequenos (<5 ha) e 8 médios (10 a 40 ha). Quatro remanescentes pequenos e 4 médios apresentam-se conectados a fragmentos grandes (50-520 ha) através de corredores. Os demais 7 fragmentos apresentam-se isolados, sendo completamente circundados pela matriz de ambientes abertos.

A estrutura da vegetação e a comunidade de pequenos mamíferos foram também amostradas em outras 11 áreas da região, 6 das quais na Reserva do Morro Grande e 5 em fragmentos grandes (50 a 520 ha). Os dados obtidos nestes 26 (15 + 11) sítios foram utilizados para determinar a relação da comunidade de pequenos mamíferos com a estrutura da vegetação.

Coleta de dados - Em cada uma das 26 áreas de amostragem, baldes de 60 l foram instalados em uma linha reta de 100 m, a cada 10 m, conectados por cercas-guia (com 50 cm de altura), somando 11 baldes por sítio de amostragem. Para cada área, foram realizadas duas sessões de captura de 16 dias (uma entre janeiro e fevereiro de 2002 e outra entre dezembro de 2002 e janeiro de 2003), totalizando 352 armadilhas-noite e 9152 armadilhas-noite em Caucaia. Para a descrição da estrutura vertical da floresta, em cada área de amostragem, foram estabelecidos 24 pontos de amostragem em duas linhas paralelas de 165m cada e distantes 20 m uma da outra. Em cada ponto, uma vara fincada no chão foi utilizada como mira para o estabelecimento de uma coluna imaginária de 15 cm de diâmetro. Com auxílio de um telêmetro, foram medidas as alturas dos limites inferior e superior das faixas de folhagem nesta coluna. Para cada ponto de amostragem, foi calculado o número de metros preenchidos por folhagem em cinco estratos: de 0 a 1 m, de 1 a 5 m, de 5 a 10 m, de 10 a 15 m e acima de 15 m.

Análise de dados - As variáveis da comunidade de pequenos mamíferos calculadas foram a abundância (total e específica), riqueza total, riqueza média entre as duas sessões de captura e estabilidade da composição da comunidade no tempo (índice de Jaccard entre as duas sessões de captura). Para as variáveis da estrutura da vegetação, foi realizada uma análise de componentes principais em matriz de correlação (centrada e estandardizada) com a média da densidade de folhagem em cinco estratos da vegetação para as 26 áreas de amostragem. Os escores das áreas no primeiro eixo desta análise sintetizam a variação na estrutura da vegetação e foram utilizados em análises de regressão com as variáveis da comunidade de pequenos mamíferos. Os resíduos destas análises foram utiliza-

dos em uma análise de variância de 2 fatores, considerando-se como fatores o tamanho dos fragmentos (médio ou pequeno) e a conexão dos mesmos (conectado ou isolado).

3. Resultados

Nos 11 fragmentos pequenos e médios de Caucaia, foram capturados 763 pequenos mamíferos pertencentes à 21 espécies. As espécies mais abundantes nos sítios de amostragem (n>10) foram: *Oligoryzomys* sp., *Akodon* sp., *Oryzomys angouya*, *Delomys sublineatus* e *Brucepattersonius* sp. para roedores e *Marmosops incanus*, *Didelphis aurita*, *Monodelphis americana* e *Gracilinanus microtarsus* para marsupiais.

Estrutura da vegetação nos remanescentes de Caucaia - O primeiro eixo da PCA explicou 43,5% da variação total da densidade de folhagem nos cinco estratos da vegetação entre as 26 áreas de amostragem, representando um gradiente de aumento da densidade no sub-bosque (0 a 1 m) e diminuição da densidade de folhagem nos estratos superiores (10 -15 m e > 15 m). Este gradiente está provavelmente associado ao estágio sucessional dos remanescentes, sendo que as áreas em estágios mais avançados apresentam os menores escores no primeiro eixo da análise.

Importância da estrutura da vegetação para a comunidade de pequenos mamíferos em Caucaia - As espécies cuja abundância mostrou-se significativamente relacionada à estrutura da vegetação foram *Akodon* sp. ($p=0,003$; $R^2=0,3143$), *O. angouya* ($p=0,011$; $R^2=0,2408$), *D. sublineatus* ($p=0,023$; $R^2=0,1945$), *M. incanus* ($p=0,042$; $R^2=0,1616$) e *M. americana* ($p=0,04$; $R^2=0,1638$). Todas estas espécies relacionam-se positivamente com o aumento de densidade do sub-bosque e com a diminuição da densidade dos estratos superiores, exceto *Monodelphis americana*, que é menos abundante conforme o sub-bosque da vegetação se torna mais denso e os estratos superiores, menos densos. A riqueza total e média e a estabilidade da composição da comunidade no tempo não apresentam relação com a estrutura da vegetação. Porém, a abundância total da comunidade ($p=0,044$; $R^2=0,1566$) apresenta uma relação significativa com a estrutura da vegetação, aumentando com o aumento da densidade do sub-bosque e a diminuição da densidade dos estratos superiores.

Importância da conexão por corredores para a comunidade de pequenos mamíferos em Caucaia - A abundância da comunidade de pequenos mamíferos é maior em fragmentos conectados do que em nos isolados ($p=0,052$; $F=4,7303$) e a estabilidade da comunidade é significativamente maior nos fragmentos médios do que nos pequenos ($p=0,050$; $F=4,8207$). Este efeito positivo dos corredores é dividido entre as espécies e a abundância da maior parte das espécies individualmente não apresenta relação significativa com o tamanho ou grau de conexão dos fragmentos. Das nove espécies analisadas, três (*Brucepattersonius* sp., *Akodon* sp. e *M. americana*) tendem a ser mais abundantes em média nos fragmentos médios conectados do que nas demais três classes. Porém, a importância do grau de conexão do fragmento só é significativa para *Brucepattersonius* sp. ($p=0,043$; $F=5,2153$). Cinco espécies (*M. incanus*, *D. sublineatus*, *G. microtarsus*, *D. aurita* e *O. angouya*) não mostram variações claras entre as classes de fragmentos e uma espécie (*Oligoryzomys* sp.) tende a ser mais comuns nos fragmentos menores do que nos maiores (p marginalmente significativo - $p=0,069$; $F=4,0709$). Já a riqueza (total e média) não varia significativamente entre fragmentos isolados e conectados, ou pequenos e médios. No entanto, a riqueza média é nitidamente maior nos fragmentos médios conectados que nos fragmentos médios isolados, pequenos isolados e pequenos conectados.

Quanto as espécies raras, foram capturadas três espécies de roedores que são típicas do bioma do cerrado (*B. labiosus*, *B. lasiurus* e *Calomys* sp.). *B. labiosus* e *B. lasiurus* só foram capturados em fragmentos pequenos, enquanto dos cinco indivíduos capturados de *Calomys* sp., quatro estavam em fragmentos isolados.

4. Conclusões

1. A comunidade de pequenos mamíferos tende a ser mais abundante em matas em estágios mais iniciais de regeneração ou com maior grau de alteração da região de Caucaia, provavelmente dada a maior produtividade dessas matas secundárias em relação às matas maduras ou estágios sucessionais mais avançados.

2. Porém, a estrutura da vegetação não influencia a riqueza ou estabilidade da comunidade no tempo, variáveis afetadas pelo tamanho e grau de conexão dos remanescentes.

3. A conexão de fragmentos por corredores aumenta a abundância da comunidade de pequenos mamíferos, independentemente da variação na estrutura da vegetação destes remanescentes. Os corredores devem, então, estar facilitando o fluxo de indivíduos para estes remanescentes em Caucaia.

4. A variação da abundância das espécies mais comuns da comunidade, assim como da riqueza e da estabilidade na composição de espécies ao longo do tempo, entre as categorias de fragmentos em Caucaia, indica que os corredores são mais efetivos a partir de um determinado tamanho do fragmento. Fragmentos pequenos (com menos de 5 hectares) parecem ser pequenos demais.

5. Aparentemente, o aparecimento de espécies não-florestais, características de cerrado, é mais freqüente nos fragmentos menores e isolados.

5. Referências bibliográficas

- Wiens, J.A., Schooley, R. L. & Weeks, R. D.Jr., 1997. Patchy landscapes and animal movements : do beetles percolate? *Oikos*, 78: 257 -264.
- Beier, P.& Noss, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, 12 (6): 1241-1251
- Downes, S.J.; Handasyde, K.A. & Elgar, M.A.1997. Variation in the use of corridors by introduced and native rodents in south - eastern Australia. *Biological Conservation* 82 : 379 -383.
- Fonseca, G.A.B. 1989. Small mammals species diversity in Brazilian tropical primary and secondary forests of different sizes. *Revista brasileira de Zoologia*, 6 (3): 381 - 422
- Gentile, R.; Fernandez, F.A.S.1999. Influence of habitat structure on a streamside small mammal community in a Brazilian rural area. *Mammalia*. 63 (1) : 29 -40
- Hobbs, R.J., 1992. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? *Trends in Ecology and Evolution* 7: 389 -392
- Laurance, W.F.1990. Comparative responses of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *Journal of Mammalogy*, 71: 641-653
- Lima, M.G. & C. Gascon. 1999. The conservation value of linear forest remnants in Central Amazonia. *Biological Conservation*, 91: 241-247.
- Malcolm, J.R., 1995. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. In: Lowman, M.D., Nadkarni, N.M. (Eds.), *Forest Canopies*. Academic Press, San Diego, pp 179-197.
- Metzger, J.P. 1999 . Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica . *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 71 (3-1): 445 - 463
- Paglia, A.P., P. de Marco Jr, F. M. Costa, R. F. Pereira & 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(1):67-79.
- Pardini, R. 2001. Pequenos mamíferos e a fragmentação da Mata Atlântica de Una, Sul da Bahia: processos e conservação. Tese de doutoramento. Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo.
- Rosenberg, D.K., Noon, B.R. & Meslow E.C. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience* 47 (10) : 677 - 687.

Seabrook, W.A. & Dettmann, E.B., 1996. Roads as activity corridors for cane toads in Australia. *Journal of Wildlife Management* 60: 363-368.

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

1 LEPAC - Laboratório de Ecologia da Paisagem – Depto. Ecologia - Instituto de Biociências - USP

e-mail do autor : sergionatu@hotmail.com

Restauração ecológica de uma faixa de borda na ARIE Mata de Santa Genebra: monitoramento das espécies arbóreas após dois anos

Suzane Marques Fernandes de Souza^a, Everton Gomes da Costa, Fábio Benedetti &

Christiane Dall'Aglio-Holvorcem

Departamento Técnico-Científico. Fundação José Pedro de Oliveira, Campinas-SP (fjpodtc@hotmail.com)

1. Introdução

As áreas naturais no Estado de São Paulo encontram-se fragmentadas, apresentando baixa diversidade de espécies, baixa densidade de indivíduos arbóreos e elevada incidência de lianas (Rodrigues et al., 1999) que, em grande densidade, provocam a queda e tombamento das árvores devido ao seu peso.

A ARIE Mata de Santa Genebra não foge deste padrão, onde o processo de fragmentação e o histórico de perturbações teve como consequência um efeito de borda intenso na bordadura nordeste, caracterizado por uma fisionomia com baixa densidade de árvores, elevada incidência de lianas e invasão de capim colônio. Essa cobertura exótica acaba por sufocar as plântulas e o banco de sementes. Isso ocorre principalmente na face nordeste (Nave, 1999), sujeita à ação constante de perturbações naturais, em função da direção preferencial do vento e antrópicas oriundas das atividades agrícolas do entorno, como aplicação de pesticidas (Rodrigues et al, 1999). A união da alta densidade de lianas e da invasão do capim colônio resultou numa área com baixa densidade de árvores e baixa diversidade de espécies.

O presente estudo visa a avaliação do segundo ano de implantação do projeto de manejo em trechos degradados da Reserva Florestal Mata de Santa Genebra (Marques & Dall'Aglio-Holvorcem, 2002), onde foram adotadas práticas de manejo visando a restauração ecológica dessas áreas.

2. Métodos

A Reserva Florestal Santa Genebra localiza-se ao norte do município de Campinas, estado de São Paulo, entre as coordenadas 22°48'36" S, 47°07'33" W e 22°50'10" S, 47°06'14" W, sendo caracterizada como um fragmento de floresta mesófila semidecídua, denominada Mata Atlântica do planalto interiorano paulista (Leitão-Filho, 1995). A temperatura média anual é de 20,3°C (22,7° no verão e 17,4°C no inverno) e a precipitação média anual é de 1409,5 mm, sendo que o período mais chuvoso abrange a primavera e o verão (Mello et al, 1994). Com uma área de 2,5 milhões de metros quadrados, contém grande biodiversidade de flora e fauna, sendo 250 espécies arbóreas, 140 lianas, 270 herbáceo-arbustivas e 40 epífitas e parasitas (Leitão-Filho, 1995), 2 espécies de macacos (Galetti, 1995), 11 de morcegos (Faria, 1995), 173 de aves (Aleixo, 1995) e 690 de borboletas (Brown Jr & Freitas, 2000).

As práticas de manejo executadas em 1,5 hectare da borda nordeste da Reserva incluíram a retirada de *Panicum maximum* (capim-colônio), corte de lianas e plantio de 3456 mudas pertencentes a 22 espécies nativas (Marques & Dall'Aglio-Holvorcem, 2002). No mês de março de 2002, foi realizado um levantamento da mortalidade e a altura total das mudas plantadas no ano anterior (Marques & Dall'Aglio-Holvorcem, 2002).

Neste segundo ano de acompanhamento do projeto, foi realizada a avaliação das mudas plantadas, incluindo, além da mortalidade e altura total, o diâmetro do caule (DAP), o qual é medido a 1,30m do solo. Para as mudas com mais de um tronco, foi considerado a medição do tronco maior (Gomes, et al 2002).

Foram calculados, além da taxa de mortalidade e de sobrevivência por espécie, a altura média que permitiram avaliação com o ano anterior. Também foi calculado o DAP médio de cada espécie.

3. Discussão e Resultados

Entre 2001 e 2003, 396 mudas morreram representando 12,8% dos indivíduos plantados (Marques & Dall'Aglio-Holvorcem, 2002). Na avaliação de março de 2003 a taxa de mortalidade foi de 20%, o que correspondeu a 566 indivíduos.

Senna multijuga (Rich.) Irwin et Barn que teve 43 indivíduos mortos representando a menor taxa de mortalidade no primeiro ano de estudo (44,5%), apresentou mortalidade menor no segundo ano, isto é, 29,3% (n=17). Já *Acacia polyphylla* DC que teve taxa de mortalidade de 40,9% no levantamento de 2002, foi a espécie que apresentou maior porcentagem de mortalidade no segundo ano (90,7%, n=69) restando na área apenas 7 dos 127 indivíduos plantados.

As espécies que melhor se adaptaram à área, pois tiveram menor porcentagem de morte no primeiro ano foram: *Enterolobium contortisiliquum* (1,5%), *Lonchocarpus muehlbergianus* (4,2%), *Cytarexylum myrianthum* (4,4%), *Guazuma ulmifolia* (4,6%), *Luehea divaricata* (5,2%), *Platydictyon elegans* (6,1%), *Inga uruguensis* (6,7%), *Schinus terebinthifolius* (6,9%), *Luetzelburgia auriculata* (9,2%), todas pioneiras e secundárias-iniciais, exceto a última que é secundária tardia.

No segundo ano, a espécie com menor número de indivíduos mortos foi *Guazuma ulmifolia* Lam. com 5,3% (n=9), seguida de *Lonchocarpus muehlbergianus* Hassl 8,9% (n=17), *Senna multijuga* (Rich.) Irwin et Barn 29,3% (n=17), *Senna multijuga* (Rich.) Irwin et Barn 29,3% (n=17) e *Schinus terebinthifolius* Raddi, 11,5% (n=28).

Tomando com base a altura média registrada em 2002, e comparando com os dados obtidos em 2003, tanto *Cecropia pachystachya* Trec quanto *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake foram as duas espécies com maior crescimento. *Cecropia pachystachya* Trec cresceu 2,09 metros apresentando altura média de 4,73m (n=93) e *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake cresceu 1,07 metros, altura média de 3,36m (n=101). *Guazuma ulmifolia* Lam apresentou a segunda maior medida de crescimento entre 2002 e 2003 (1,67 m) porém, devido ao seu desenvolvimento no ano anterior (altura média=1,45; n=167) teve altura média de 3,07m (n=158).

Luetzelburgia auriculata (Fr.All.) Ducke e *Senna multijuga* (Rich.) Irwin et Barn foram as espécies com menor altura média nos dois levantamentos (0,70m e 0,95m em 2002 e 1,06m e 1,41m em 2003, respectivamente). Porém, *Acacia polyphylla* DC foi a espécie que teve menor crescimento (0,09m) no segundo ano (1,67m, n=7). As demais espécies tiveram crescimento médio entre 0,28metros e 1,62metros.

Assim, tanto as espécies que mais se desenvolveram quanto as que menos cresceram na amostragem de 2003, apresentaram DAP compatível com este comportamento.

4. Conclusões

As espécies plantadas na área pertencem ao grupo de pioneiras e secundárias iniciais, que necessitam de grande quantidade de luz para se desenvolverem. O aumento da taxa de mortalidade no segundo ano de avaliação do plantio, pode ser explicado devido ao sombreamento causado pelas espécies recrutadas na área através do banco de sementes, principalmente *Trema micrantha*, *Solanum erianthum* e *Ricinus communis*. O que já foi demonstrado por Rozza (2003), que considera tais espécies como as principais pioneiras para o fechamento do dossel em área de floresta estacional semidecidual, após práticas de manejo. Apesar de *Ricinus communis* não fazer parte do banco de sementes da Mata de Santa Genebra

(Grombone-Guarantini, 1999), teve recrutamento alto em parte da área de estudo por dispersão das sementes da faixa envoltória.

O presente estudo sugere a utilização de *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong e *Cytarexylum myrianthum* Cham. por apresentarem menor taxa de mortalidade e maior crescimento durante o primeiro ano após o plantio. Os dados obtidos no segundo levantamento sugerem que *Guazuma ulmifolia*, *Inga uruguensis* e *Senna macranthera* também sejam utilizadas. Porém, *Senna multijuga* (Rich.) Irwin et Barn e *Acacia polyphylla* não são indicadas para projetos de reflorestamentos neste tipo de fisionomia vegetal.

Quanto as práticas de manejo, o estudo sugere que, durante o segundo ano, além de coroamento, retirada de capim e controle das lianas que podem influenciar no desenvolvimento das mudas, também seja incluído controle regular das espécies recrutantes da área. Isso reduziria a competição de água e luz com as mudas plantadas.

5. Referências Bibliográficas

- Aleixo, A 1995. Aves da Mata de Santa Genebra: lições para a conservação de fragmentos florestais. In: Morellato, PC & HF Leitão-Filho (Orgs). *Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana – Reserva de Santa Genebra*. Editora da Unicamp, Campinas. p. 83-86.
- Brown Jr, K.S. & A.V.L. Freitas. 2000. Atlantic Forest butterflies: indicators for landscape conservation. *Biotropica*, 32: 934-956.
- Faria, DM. 1995. Os morcegos da Santa Genebra. In Morellato, PC & HF Leitão-Filho (Orgs). *Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana – Reserva de Santa Genebra*. Editora da Unicamp, Campinas. p. 100-106
- Galetti, M. 1995. Os Animais da Floresta – A fauna da Santa Genebra. In: Morellato, PC & HF Leitão-Filho (Orgs). *Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana – Reserva de Santa Genebra*. Editora da Unicamp, Campinas. p. 77-78.
- Grombone-Guaratin, M.T.G. 1999. *Dinâmica de uma floresta estacional semidecidual: o banco, a chuva de sementes e o estrato de regeneração*. 150p. Tese (Mestrado em Ciências Biológicas)-UNICAMP.
- Gomes, E. P. C. et al. 2002. Dinâmica de um trecho de floresta no PEFI. In Bicudo, DC. Et al orgs. *Parque Estadual das fontes do Ipiranga: Unidades de Conservação que resiste à urbanização de São Paulo*, p.111-132.
- Leitão-Filho, HF. 1995. A vegetação da Reserva de Santa Genebra. In: Morellato, PC & HF Leitão-Filho (Orgs). *Ecologia e Preservação de uma Floresta Tropical Urbana – Reserva de Santa Genebra*. Editora da Unicamp, Campinas. p. 19-35.
- Marques, S. & Dall'Aglio-Holvorcem, C. G. 2002. Avaliação temporal do enriquecimento com espécies arbóreas em uma faixa de borda na ARIE Mata Santa Genebra. *Anais do V Simpósio Nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas*, Belo Horizonte-MG, 339-341.
- Mello, M. H. A., Pedro Jr., M.J., Ortolani, A. A. & Alfonsi, R.R. 1994. Chuva e temperatura: cem anos de observações em Campinas. Boletim técnico 154. Instituto Agrônomo, 48pp, Campinas.
- Nave, A. A. 1999. *Determinação de Unidades Ecológicas num Fragmento de Floresta Nativa, com Auxílio de Sensoriamento Remoto*. Piracicaba, 167 p. Tese (Mestrado em Ciências Florestais) – ESALQ.
- Rodrigues, R.R., A.F. Rozza, D. S. Polydoro & L. F. Matthes. 1999. *Manejo para Restauração Ecológica em Floresta Estacional Semidecidual: Reserva Municipal Mata de Santa Genebra, Campinas, SP*. Projeto proposto para encaminhamento de pedido de verba para FUNAMA.
- Rozza, A.F. 2003. *Manejo e regeneração de trecho degradado de floresta estacional semidecidual: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas/SP*, 150p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas)- UNICAMP.

Estudo preliminar da dinâmica espacial de Coleoptera (Arthropoda-Insecta) em três paisagens de Mata Atlântica no extremo sul do estado da Bahia - Brasil

Tasso Meneses Lima¹; M.Sc Marcelo Cesar Lima Peres²; Moacir Santos Tinôco^{2,3};

¹Graduando do Curso de Ciências Biológicas da Universidade Católica do Salvador, Bolsista FAPESB pelo Centro de Ecologia e Conservação Animal - ECOA/ICB/UCSal biotasso@yahoo.com.br;

^{2,3}Docente ICB/UCSal, Coordenador do ECOA/ICB/UCSal; ³Esp. UniKent, Mestrando em Ecologia Biomonitoramento - IB/UFBA

1. Introdução

Considerando o nível de ameaça, taxa de endemismo e diversidade de espécies, a Mata Atlântica é considerada um *hotspot* e está entre os oito primeiros colocados dos 25 *hotspots* selecionados no mundo (Myers et al., 2000). A sub-região da Mata Atlântica no sul da Bahia, em especial no extremo sul, constitui-se em um dos mais importantes centros de endemismo de plantas, borboletas e vertebrados de todo bioma (Brown, 1982), mas ao longo do processo de ocupação humana foi reduzida a poucos remanescentes. Hoje, o Eucalipto tem sido sugerido como um tamponador para o processo de fragmentação no sul Bahia. Entretanto, o aumento de uma área reflorestada com espécies exóticas tem levado ao aumento de problemas com insetos – praga (Santos et al 1982; Zanuncio, 1994), a exemplo dos besouros (Insecta: Coleoptera), larvas de lepidópteros (Insecta: Lepidoptera) desfolhadores e formigas cortadeiras (Insecta: Hymenoptera). A ordem Coleoptera constitui o maior táxon do grupo Metazoa, com cerca de 300.000 espécies descritas, distribuídas em diversos ecossistemas (Brusca & Brusca, 1990). Caracterizam-se pela presença de asas do tipo élitro e peças bucais mastigadoras. Apresentam algumas espécies aquáticas, mas a maioria é terrestre, herbívora e com algumas famílias predadoras (Rupperts & Barnes, 1996). Existem espécies desse grupo que estão intimamente relacionadas com o consumo de matéria orgânica em decomposição, assim como espécies predadoras de outras ordens de insetos (Gallo et al. 1998; Zanuncio, 1993). O estudo da dinâmica espacial de Coleoptera poderá detectar mudanças significativas nos processos naturais dos sistemas a serem pesquisados, já que a diversidade de um grupo indicador, como os Coleoptera, também está relacionada com a diversidade e disponibilidade de recursos ambientais (Brown, 1997). Este trabalho tem como objetivo conhecer a dinâmica espacial da ordem Coleoptera nas paisagens de mata primária, mata secundária e reflorestamento com eucalipto. Especificamente pretende-se avaliar o comportamento de Coleoptera de acordo com a disponibilidade de alguns recursos ambientais para este grupo, questionando-se a variação da disponibilidade destes recursos nas três paisagens.

2. Metodologia

Este estudo é um subprojeto a partir de um programa que busca estudar a estrutura funcional das comunidades de vertebrados e invertebrados cursores de folhço no extremo sul do Estado da Bahia, no que se refere ao mosaico Mata Original – Eucalipto – Mata secundária e pasto. A estratégia geral de amostragem é igual para todos os subprojetos, variando-se apenas a obtenção das variáveis pertinentes a cada estudo. O projeto original encontra-se em andamento, tendo sido realizadas duas coletas das quatro previstas. Para este estudo foram selecionadas paisagens de Mata Primária (MA), Fragmento Florestal (FF) e Reflorestamento com Eucalipto (RE), a fim de se realizar amostragens comparativas e padronizadas com os demais projetos. Foram programadas amostragens com duração de cinco dias não consecutivos, utilizando-se as técnicas de captura mais adequadas ao grupo estudado em folhço (apenas armadilhas de queda – “pitfall trap” seco, com baldes de 20l, 50cm de diâmetro, e duas cercas guia). Cada paisagem é composta por quatro réplicas, cada uma com três linhas de

12 baldes. A partir deste desenho amostral foram selecionados seqüencialmente 3 baldes por linha. São visitados nove baldes em cada área, totalizando 108 baldes por dia de coleta, nestas duas campanhas foram amostrados 1080 baldes. Os baldes que não são visitados para coleta são esvaziados evitando o envolvimento das amostras de artrópodes. O material coletado foi inicialmente depositado no ECOA/ICB/UCSal onde os indivíduos foram triados, identificados ao nível de família, morfoespeciados e mantidos em recipientes com álcool a 70%. Os troncos caídos foram contados de maneira direta num raio de 1,5m, tendo como centro o balde, sendo totalizadas 432 medidas. As medidas ambientais (médias de troncos caídos) entre as 3 paisagens foram comparadas utilizando-se o teste ANOVA- um critério, através do programa *Bioestat* 2.0 (Ayres. et al., 2000). Para a verificação das diferenças na composição de morfoespécies entre as 3 paisagens, foi utilizado o índice de similaridade de *Sorensen* (S). A riqueza em morfoespécies foi estimada, a partir de cada réplica (unidade amostral) das 3 paisagens, utilizando o programa *EstimateS* 5.0.1 (Colwell, 1997). O índice *Bootstrap* foi o utilizado, pois, dentre os dez índices avaliados, apresentou a melhor performance. Após a determinação das morfoespécies obtidas e a avaliação da variável ambiental, foram comparadas as três paisagens quanto à riqueza em morfoespécies, através de medidas de significância estatística (ANOVA não paramétrica), a fim de testar a variação das riquezas em morfoespécies entre as paisagens. Este projeto conta com apoio da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB).

3. Resultados e Discussão

Até a conclusão da segunda campanha foram totalizados 242 indivíduos adultos, distribuídos em doze famílias. Dentro destas, onze foram encontradas em Mata primária (MA), nove em Fragmento Florestal (FF) e cinco em reflorestamento com Eucalipto (RE). As três famílias mais abundantes foram a Curculionidae (N=84; 34,7%), Carabidae e Scarabaeidae (N=45; 18,6%). Em MA verificou-se a frequência maior de indivíduos das famílias Curculionidae (N=48; 48,4%), Chrisomelidae (N=13; 13,1%) e Carabidae (N=12; 12,2%), em FF a Curculionidae obteve (N=31; 29,2%), Scarabaeidae (N=30; 28,3%) e Chrisomelidae (N=22; 20,7%), já em RE a família Carabidae foi a mais frequente, (N=18; 46,2%) seguido de Chrisomelidae (N=8; 20,5%) e Scarabaeidae (N=6; 15,3%). As famílias Buprestidae (n=9), Cerambycidae (n=1) e Erotilidae (n=1) foram encontradas apenas em MA. A presença de 9 indivíduos da família Buprestidae, sendo 8 da mesma morfoespécie, com ocorrência exclusiva em mata, sugere que esta morfoespécie seja especialista desta paisagem. No entanto esta sugestão deve ser confirmada com a conclusão das próximas campanhas de coleta. Em RE não foi verificada a ocorrência de nenhuma família exclusiva, no entanto as famílias Carabidae, Chrisomelidae e Scarabaeidae foram as mais frequentes nesta paisagem. Este resultado coincide com o de Freitas et al. (2002), tendo encontrado uma elevada frequência de representantes das famílias Carabidae (74,6%) e Scarabaeidae (10,1%) em monoculturas de Eucalipto (*Eucalyptus grandis*) em Minas Gerais, embora tenham utilizado métodos de amostragem (armadilhas luminosas) diferentes dos aplicados neste trabalho. Ao se estabelecer uma relação entre estes resultados, possivelmente podemos sugerir que as famílias Carabidae e Scarabaeidae possam se adaptar melhor às condições da monocultura de eucalipto. O teste de similaridade de *Sorensen* apontou diferenças significantes entre as três paisagens, sendo MA vs. RE (S = 28,6%), MA vs. FF (S=47,5%) FF vs. RE (S=31,8%). A baixa similaridade entre MA vs. RE e FF vs. RE sugere uma diferença na composição de morfoespécies entre estas paisagens. Foram encontradas 51 morfoespécies. A MA apresentou o maior número de morfoespécies (32), com índice de riqueza estimada de *Bootstrap* (39), em FF foram observadas (27), com índice estimado de (32) e no RE, foi verificada uma riqueza de (17), no qual o índice estimou (21). Foram encontradas diferenças significativas en-

tre MA e RE (ANOVA, $q=3.708$ e $p<0.05$), no entanto não foram encontradas diferenças significativas entre MA e FF ($q=1.037$, $p>0.05$) e FF e RE ($q=2.671$, $p>0.05$). Para os parâmetros ambientais, troncos caídos, verificou-se diferenças bastante significantes entre MA e RE (ANOVA, $p<0.01$) e FF e RE ($p<0.01$). Entretanto na avaliação das paisagens de MA e FF, não encontrou-se diferença significativa ($p>0.05$). A partir desses resultados verificamos que as paisagens MA e RE divergem quanto à composição e riqueza de morfoespécies, sugerimos que estas diferenças podem ser justificadas pela divergência apontada, também, pelos parâmetros ambientais, considerando-se que a matéria orgânica decomposta (troncos caídos) é utilizada como recurso alimentar pelos Coleoptera (Zanuncio, 1993), desta forma sugerimos que o número de troncos pode interferir fortemente na dinâmica espacial destes insetos. Acreditamos que a semelhança na composição e riqueza de morfoespécies entre FF e RE, foi um resultado inusitado, levando-se em conta que estas paisagens divergiam significativamente no número de troncos caídos. Acreditamos que com a conclusão das próximas campanhas de coleta esses resultados possam ser confirmados.

4. Conclusões

De acordo com o que foi indicado numericamente, existe uma diferença na abundância e composição das morfoespécies das famílias de Coleoptera encontradas nas três paisagens estudadas. Além da abundância, pôde-se constatar diferenças na riqueza das morfoespécies e significativa variação do recurso ambiental avaliado (número de troncos caídos) para a Mata primária e Reflorestamento com Eucalipto. Acreditamos que esta paisagem (RE) influencia de forma diferenciada a comunidade de Coleoptera, causando conseqüentemente uma mudança de comportamento da dinâmica espacial da comunidade destes insetos. Com a conclusão das coletas espera-se obter o máximo de evidências necessárias para que se possa diagnosticar este padrão para o grupo estudado nas paisagens propostas.

5. Referências Bibliográficas

- Ayres, M., M. Ayres Jr., D.L. Ayres, A.A. Santos. (2000). Bioestat 2.0. USP. São Paulo, SP, Brasil.
- Brown Jr.; K.S. (1997). Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forest: Insect as indicators for conservation monitoring. *Journ. Insect conserv.* 1:25-42.
- Brown, K.S. Jr. (1982). Historical and ecological factors in the biogeography of aposematic neotropical butterflies. *American Zoologist*, 44, 473-71.
- Brusca, R. C. & G.J. Brusca. (1990). *Invertebrates*. Sunderland, Massachusetts, USA: Sinaver Associates Inc. Publishers. 922 p.
- Colwell, R.K. (1997). EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 5. User's Guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.
- Freitas, F. A.; Zanuncio, T. V.; Lacerda, M. C.; Zanuncio, J. C. (2002). Fauna de Coleoptera coletada com armadilhas luminosas em plantio de *Eucalyptus grandis* em Santa Bárbara, Minas Gerais. *R. Árvore*. V.26, p. 505-511.
- Gallo, D. Et al. (1998) Manual de Entomologia Agrária. 2. Ed. São Paulo: Agronômica Ceres. P.649.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Gustavo A.B. Da Fonseca & Kent J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, Vol.403:853-858.
- Ruppert, E. E. & R.D. Barnes. (1996). *Zoologia dos Invertebrados*. São Paulo, SP: Ed. Roca Ltda. 1029p.
- Santos, G. P.; Zanuncio, J. C.; Anjos, N. (1982). Novos resultados sobre a biologia de *Psoracampa denticulata* Schaus (Lepidoptera : Notodontidae), desfolhadora de eucaliptos. *Revista Árvore*, v.6, n.2, p.121-132.

Zanuncio, J. C. (1993). Coleopteros associados à eucalipto cultura nas regiões de São Mateus e Aracruz Espírito Santo. *Revista Ceres*, v.41, n.232, p. 584-590.

Zanuncio, J. C. (1994). Major lepidopterous defoliators of eucalyptus in southeast Brazil. *Forest Ecology and Management*, v. 65, p. 53-63.

Qualidade ambiental urbana de Dourados, MS. Um estudo de paisagem do meio urbano.

TERRA, E.; YAMASHITA, A.C.; MARTINS, L.A.; JESUS, D.L.; RAUBER, P.; MARTINS, P.C.S.; VASCONCELOS, E.F.; FERNANDES, C.H.V.; BORGES, E.M. e SCALON, S.P.Q. UNIGRAN – Centro Universitário da Grande Dourados (eduterra@dourados.br) Faculdade de Ciências Biológicas e da Saúde

1. Introdução

Os municípios brasileiros hoje contam com um dispositivo legal federal que determina seu planejamento, gestão e desenvolvimento. Trata-se do Estatuto da Cidade, um conjunto de leis que visa a correta administração do espaço urbano. A aplicação prática de tal dispositivo não atende corretamente às necessidades reais do espaço urbano, que é visto apenas como um conjunto de infra-estruturas e malha viária. Adotando a visão sistêmica dos geógrafos para intervir no espaço urbano, percebemos que a complexidade dos fatores envolvidos neste ambiente está muito além desta concepção técnica adotada pelos urbanistas desde o primeiro pós-guerra europeu. A cidade é um ambiente que abriga o homem e é alterada pelos seus desejos e necessidades, caracterizando-se como um sistema intrínseco e complexo.

Tornando obrigatório o desenvolvimento de planos diretores para os municípios, o Estatuto da Cidade não estabelece critérios para a realização dos mesmos, deixando o poder público municipal estabelecer com seus profissionais as formas de atuação do plano diretor. Ao conceder essa total autonomia ao poder público municipal sem estabelecer as diretrizes para a gestão urbana, o Estatuto da Cidade não propicia a discussão interdisciplinar do ambiente urbano e seu total entendimento em todas as escalas, da gestão urbana ao planejamento regional e territorial.

O trabalho tem por objetivo mapear todos os fatores relacionados à qualidade ambiental urbana de Dourados e servir como banco de dados para futuros estudos e para a implantação do SIG (Sistema de Informações Geográficas) para o município, além de fornecer subsídios técnicos para o planejamento da malha urbana.

O município de Dourados está localizado ao sul do estado do Mato Grosso do Sul, área de transição de três domínios morfo-climáticos: Campos Sulinos; Mata Atlântica; e Cerrado, apresentando poucos remanescentes destes biomas. É o segundo maior município do estado, atendendo todos municípios da região da Grande Dourados, que dependem de suas estruturas. Devido a intensa atividade agropecuária do estado, principal fonte de renda da região, todo território foi antropizado, com exceção do Pantanal Sul-matogrossense. É uma cidade com pouco mais de 60 anos, com um traçado urbano que remete à ocupação espanhola com grandes avenidas arborizadas, passeios largos e baixos índices de verticalidade e demográfico, contando com 165.000 habitantes.

2. Métodos

Para a elaboração deste trabalho, fundamentou-se a pesquisa em uma revisão bibliográfica sobre unidades de paisagem baseada em uma visão multidisciplinar, posteriormente utilizou-se o levantamento aerofotogramétrico realizado em 1994, nas escalas 1:8000 e 1:2000; levantamento de campo realizado pelos alunos dos cursos de Arquitetura e Urbanismo, Biologia, Turismo, Psicologia e Gestão Imobiliária, todos da UNIGRAN; e a planta da cidade na escala 1:2000 produzida pela prefeitura em 2003. Os dados obti-

dos pela análise das fotos aéreas foram comparados com os obtidos pelo levantamento de campo resultando em uma carta, com base na planta da cidade, da qualidade ambiental urbana do município. Os dados pesquisados para a elaboração desta carta compreendem o uso e ocupação do solo; potencial poluidor; agentes poluidores; fluxo de automóveis; áreas verdes, livres e de lazer; vegetação; infra-estrutura, saneamento básico; potencial natural e recreativo; aspectos físico-naturais; e áreas de risco. Estes dados foram cruzados resultando em unidades de paisagens urbanas, onde cada fator foi analisado em seus aspectos positivos e negativos para a atribuição do valor da qualidade de cada unidade.

3. Resultados

Em função do perfil multidisciplinar deste trabalho, foram utilizadas as definições pertinentes ao tema, os fatores necessários para se analisar a qualidade ambiental urbana sob a ótica de cada área e os critérios adotados para estabelecer o perfil dos dados. Apesar das especificidades disciplinares, foram estabelecidos critérios comuns referentes a concepção do espaço urbano e sua leitura, possibilitando a criação de um banco de dados capaz de atender as mais diversas interpretações das informações do espaço do município de Dourados. O resultado da interpretação dos dados evidenciou a complexidade da realidade a ser considerada, estabelecendo os fatores a serem relacionados no banco de dados. A partir destes dados gerou-se mapas específicos cujas informações subsidiaram o mapa final, resultado do cruzamento dos dados coletados e analisados, representados em forma de unidades de paisagem possibilitando estabelecer as características da área urbana do município e suas influências no processo de desenvolvimento da cidade.

4. Conclusões

Diante dos resultados obtidos, observou-se que a qualidade ambiental urbana de um território transpõe os limites de um conjunto de infra-estruturas (espaços construídos, ruas, passeios, ...), levando em consideração a influência de todos os agentes envolvidos na relação sistêmica do ambiente, tais como as relações sensoriais, emocionais, biológicas, sociais, econômicas e culturais.

5. Referências Bibliográficas

BOUDON, Raymond. *Dicionário crítico de sociologia*. 2.ed. São Paulo : Ática, 2001.

FILHO, A.P. 2001. *Ecologia, cultura e turismo*. 7ª ed. Campinas. Papirus, 2001.

FLECK, M.P.A.; LEAL, O.F.; LOUZADA, S. et al. *Desenvolvimento da versão em português do instrumento de avaliação de qualidade de vida da OMS (WHOQOL-100)*. Rev. Brasileira de Psiquiatria, 1999.

FLECK, M.P.A.; LOUZADA, S.; XAVIER, M. et al. *Aplicação da versão em português do instrumento abreviado da qualidade de vida "WHOQOL – Bref"*, Rev. Saúde Pública, 2000.

FOLADORI, Guilherme, *Limites do desenvolvimento sustentável*, trad. Marise Manoel. Campinas, SP : Editora da UNICAP, São Paulo : Imprensa Oficial, 2001.

GEDDES, P. *Cidades em Evolução*. Campinas: Papirus, 1994.

GIDDENS, A. *Em defesa da sociologia. Ensaios, interpretações e réplicas*. São Paulo : Editora UNESP, 2001.

GUIMARÃES, A.V. *Mato Grosso do Sul: história dos municípios*. Campo Grande, Instituto Histórico e Geográfico de MS, 1992.

GUIMARÃES, L.A.M. *Série saúde mental e trabalho*. São Paulo, Casa do Psicólogo.

GUIMARÃES, M. *A Dimensão Ambiental na Educação*. Campinas: Papirus, 1995.

IBGE. *Atlas geográfico*. 3ª ed. Rio de Janeiro, FAE, 1986.

MORAES, A.C.R. *Geografia crítica: A valorização do espaço*. 2ª ed. São Paulo, Hucitec, 1987.

MOREIRA, I. *O Espaço Geográfico: Geografia Geral e do Brasil*. 39. ed. São Paulo: Ática. 1998.

NUCCI, J.C. *Qualidade Ambiental e Adensamento Urbano*. São Paulo, Humanitas, FFLCH USP, 2001.

RIBEIRO, M. A. *Ecologizar: pensando o ambiente humano*. Belo Horizonte: Rona Editora, 2000.

RICKLEFS, R. E. *A Economia da Natureza*. 3 edição. Guanabara: 1996.

RODRIGUES, A.A.B. *Turismo e geografia: Reflexões teóricas e enfoques regionais*. 3ª ed. Hucitec, 2001.

RUSCHMAN, D.M. *Turismo e planejamento sustentável: A proteção do meio ambiente*. 8ª ed. 2001.

SANCHO, Amparo. *Introdução ao turismo*. São Paulo, Roca, 2001.

SANTOS, Milton. *Espaço e método*. 3ª ed. São Paulo, Nobel, 1992.

SANTOS, Milton. *O trabalho do geógrafo no terceiro mundo*. 2ª ed. São Paulo, Hucitec, 1986.

SOUZA, J.C.R.P. *Insônia e qualidade de vida*. Campo Grande, UCDB.

SPIPKER, B, CRAMER, J.A. *Quality of Life and Pharmacoeconomics: An Introduction*. 2º ed. Lippincott Williams & Wilkins Publishers, 1998.

SWARBROOKE, J. *Turismo sustentável: conceitos e impacto ambiental*. Vol.I., 2ª ed. Aleph, 2000.

TAUK-TORNISIELO, S.M.; GOBBI, N. e FOULER, H.G. *Análise ambiental: uma visão multidisciplinar*. 2ª ed. UNESP, 1995.

URRY, John. *O olhar do turista*. Studio Nobel, São Paulo, 2001.

VERNIER, J. *O Meio Ambiente*. Campinas: Papirus, 1994.

VILA NOVA, Sebastião. *Introdução à Sociologia*. 3. Ed. São Paulo : Atlas, 1995.

YAZIGI, Eduardo (org). *Turismo e paisagem*. São Paulo, Contexto, 2002.

Proposta de interligação das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP)

Vânia Korman^a; Vânia Regina Pivello^b; Maria Victoria R. Ballester^c
^a pós-graduação Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, USP (vkorman@carpa.ciagri.usp.br) ^b Instituto de Biociências, São Paulo, USP ^c Centro de Energia Nuclear – CENA, USP – vicky@cena.usp.br

1. Introdução

O Parque Estadual de Vassununga (PEV), localizado em Santa Rita do Passa Quatro, estado de São Paulo, possui área de 2069 ha, porém, dividido em seis glebas. A gleba maior, denominada Pé-de-Gigante e com área aproximada de 1.212 ha é a única composta predominantemente por fisionomias de cerrado. As demais glebas (Praxedes – com 152,7 ha, Maravilha – 127 ha, Capetinga Leste – 236,5 ha, Capetinga Oeste – 327,8 ha e Capão da Várzea – 12,1 ha), são compostas por floresta estacional semidecidual. Esta unidade de conservação, sob a administração do Instituto Florestal da Secretaria do Meio Ambiente, abriga alta diversidade de espécies da fauna e flora silvestres, incluindo exemplares de jequitibá-rosa (*Cariniana legalis*) e vários animais ameaçados de extinção, como o lobo guará (*Chrysocyon brachyurus*) e a onça parda (*Puma concolor*).

Diante de um processo acelerado de degradação e inserido em uma paisagem fragmentada, com o predomínio de plantio de cana-de-açúcar e eucalipto, a interligação das glebas do PEV, por meio de corredores e pontos de ligação, bem como o manejo adequado das terras de seu entorno, são intervenções fundamentais para reverter os efeitos negativos decorrentes da fragmentação e do uso inadequado dos recursos naturais.

Este estudo visou identificar as áreas potenciais para se realizar a interligação das glebas do PEV, bem como indicar propostas para o adequado uso das terras no entorno, considerando os elementos estruturais da paisagem (matriz, fragmentos de habitat e corredores).

2. Métodos

A área de análise foi delimitada pelas microbacias hidrográficas do ribeirão Vassununga, dos córregos Rico e Paulicéia e parte da microbacia do córrego Bebedouro, totalizando cerca de 53.200 ha. O estudo foi realizado em duas fases distintas: a) diagnóstico e caracterização da área, por meio de levantamentos em campo e utilizando recursos orbitais em um sistema de informação geográfica e b) o estabelecimento de propostas para a interligação das glebas do PEV e para o uso racional das terras na região, de forma a favorecer a conservação dos recursos naturais. Os resultados da primeira fase subsidiaram a segunda. Para o diagnóstico, foram seguidos os seguintes passos: (i) levantamentos em campo para registrar as irregularidades ambientais decorrentes do não-cumprimento da legislação ambiental, principalmente em áreas de preservação permanente e nas bordas dos remanescentes florestais e glebas do Parque; (ii) análise de índices da paisagem, utilizando o Programa FRAGSTATS (versão 3.01.02). Os índices analisados foram: número de fragmentos, porcentagem de vegetação nativa na paisagem, tamanho médio dos fragmentos, índice médio de forma, porcentagem de área nuclear da paisagem (considerando-se um efeito de borda de 60 metros, conforme dados de Pivello *et al.*, 1999; Rodrigues, 1998; Murcia, 1995) e índice da proximidade média (com raio estabelecido de 1 km, conforme McGarigal & Marks, 1995); (iii) quantificação das Áreas de Preservação Permanente (APP) dos cursos d'água (Lei Federal 4771/65), por meio de classificação visual de duas cenas de imagem de satélite Ikonos-2, Bandas 3,4,5, coordenadas 21° 41' 00"-21° 45' 02" S e 47° 40' 01" - 47° 40' 06" W e coordenadas 21° 41' 06"-21° 45' 08" S e 47° 33' 55" e 47° 34' 01" W), de 11/02/2002. As faixas de preservação permanentes correspondentes às larguras médias dos leitos dos cursos d'água foram geradas no programa ARC GIS Arc Map 8.1 (ESRI, 2002), a partir da hidrografia digitalizada sobre a imagem de satélite Ikonos-2. Foram definidas três classes para as APP: vegetação ribeirinha preservada, vegetação ribeirinha alterada (áreas anteriormente cultivadas e atualmente abandonadas) e agropecuária (com plantio de cana-de-açúcar ou pastagem). Planos de informação das áreas de preservação permanente foram gerados e sobrepostos ao mapa de uso das terras; (iv) mapeamento das áreas de risco de erosão no entorno das glebas do PEV, por meio de modelagem e tendo como base a aplicação da equação universal de perda de solos (EUPS), com dados espacialmente distribuídos referentes a erosividade, erodibilidade, comprimento de rampa, declividade, uso e cobertura do solo e práticas conservacionistas (Cerri, 1999). No programa ARCVIEW versão 3.1. (ESRI, 1998), todos os mapas e valores foram multiplicados, obtendo-se o "mapa de perda de solo por erosão" que, por sua vez, foi reclassificado em três categorias de risco potencial de erosão: baixo = 0 - 2 t.ha⁻¹, médio = 2 - 4 t.ha⁻¹ e alto = > 4 t.ha⁻¹ (Bertoni & Lombardi Neto, 1985; Cerri, 1999; INPE, 2002).

Foram feitas duas propostas para a interligação das glebas do PEV. A primeira teve como base a aplicação da legislação ambiental, principalmente o Código Florestal (Lei Federal 4771/65). A segunda proposta consistiu na interligação e conservação das glebas do PEV por meio do manejo dos elementos estruturais da paisagem. Esta etapa contemplou a escolha de áreas visando ao aumento da conectividade entre os fragmentos de vegetação nativa, por meio da recuperação de áreas degradadas e sua incorporação às glebas do PEV, pela implantação de corredores, pontos de ligação e propostas de manejo para as glebas e áreas do entorno. Os parâmetros utilizados para a escolha de áreas para os corredores e de áreas para se aumentar e melhorar a forma das glebas, foram: o aumento da porcentagem de habitat e de áreas de refúgio e de locomoção para a fauna silvestre, a incorporação das áreas de maior risco de erosão, visando à restauração das mesmas, e a estimativa dos custos da implantação, além da exclusão de áreas inaptas para a implantação de corredores, como estradas e edificações.

3. Resultados

As análises em campo revelaram que o PEV tem sido pressionado pelas atividades antrópicas em seu entorno: a vegetação ribeirinha é ausente ou degradada, é frequente a presença de sulcos e voçorocas, principalmente em áreas próximas aos cursos d'água, e a maioria desses cursos d'água e mananciais estão assoreados. Nas bordas das glebas, foi observada a invasão de espécies exóticas, entre as quais gramíneas e cipós, bem como lixo e restos de cultura empurrados em sua direção; os aceiros de proteção das glebas estão mal conservados ou são ausentes. Cevas e armadilhas para animais também foram encontradas.

Os índices da paisagem indicam a baixa porcentagem de vegetação nativa na área de estudo: 16,0 %, sendo 8,6% cerrado, 4,1% vegetação ribeirinha e 3,4% floresta estacional semidecidual. Existem 165 remanescentes florestais na área de estudo, mas em média são remanescentes pequenos: cerrado - 82,6 ha (desvio padrão elevado), floresta estacional semidecidual - 23,7 ha e vegetação ribeirinha - 36,4 ha. O índice médio de forma possui valor maior que 1 para as três classes de vegetação nativa, indicando que os remanescentes possuem formato alongado ou não circular. A porcentagem de área central (sem a influência dos efeitos de borda), foi baixa nas classes: floresta ribeirinha - 13,6% e floresta estacional semidecidual - 14,7%; na classe cerrado, a porcentagem de área central foi de 65,4%, porém com desvio padrão elevado. De acordo com o índice de proximidade média, as classes que apresentaram maior grau de isolamento foram: vegetação ribeirinha e floresta estacional semidecidual.

A classificação das APP dos cursos d'água, utilizando-se a imagem de satélite Ikonos, revela que quase a metade destas áreas (46%, ou 227 ha), encontra-se irregular, com plantio de cana-de-açúcar e pastagem. O mapa das áreas de risco potencial de erosão revelou que as áreas de maior risco estão localizadas próximas aos cursos d'água e nascentes.

As propostas de interligação e conservação das glebas do PEV indicam que elas praticamente se interligam pelas áreas de preservação permanente dos cursos d'água. Portanto, para se implantar a adequação ambiental destas áreas é necessário recuperar cerca de 227 ha.

Na segunda proposta, foram indicados quatro corredores para interligar as glebas do PEV, sendo: um corredor ripário com largura de 100 metros em cada margem dos cursos d'água, interligando as glebas entre si e a outros remanescentes florestais, e outros três corredores não-riparios, de larguras variáveis, interligando as glebas a outros fragmentos de fisionomias florestais semelhantes, além da indicação de locais para a implantação de *steppingstones* ou "ilhas de biodiversidade" por entre a monocultura de eucalipto que circunda a gleba Pé-de-Gigante. A área total proposta para os corredores é de aproximadamente 2.880 ha. Também foram indicadas propostas para o aumento das glebas florestais do PEV, procurando-se melhorar o fator de forma e incorporar pequenos remanescentes florestais e áreas de maior risco de erosão, além de áreas que visam à proteção de mananciais. Um total de aproximadamente 553 ha foi proposto para se aumentar o tamanho das glebas. Propostas para a matriz foram indicadas, entre as quais: transformar a área de estudo em uma Área de Proteção Ambiental (APA); desenvolver um plano de manejo para o PEV; ampliar seus recursos humanos e materiais; proibir o uso de fogo e a pulverização aérea de agroquímicos nas áreas do entorno; implantar terraços corretamente nas áreas de plantio de cana-de-açúcar; reformar os sistemas de escoamento das águas pluviais, evitando-se direcionar a água da chuva para as glebas do Parque; implantar diretrizes municipais e estaduais de parcelamento do solo e expansão urbana, evitando-se a implantação de loteamentos urbanos e industriais nas áreas do entorno do Parque e, por fim, desenvolver estudos para a implantação de passagens e grades de proteção para a fauna silvestre, principalmente na rodovia Anhangüera - SP-330, além de se ter na região um sistema de fiscalização e licenciamento ambiental efetivo e qualificado.

4. Conclusão

A análise da área de estudo revelou que o Parque Estadual de Vassununga localiza-se em uma paisagem bastante fragmentada, com uma baixa porcentagem de habitats naturais e tem sido fortemente pressionado pelas atividades antrópicas que ocorrem no seu entorno. Por meio da análise dos índices da paisagem, conclui-se que a maioria dos remanescentes florestais possui tamanho reduzido, formato alongado e, portanto, influência negativa dos efeitos de borda, principalmente as florestas ribeirinhas e florestas estacionais semidecíduas. Estes resultados foram importantes no direcionamento das propostas para o aumento da conectividade da matriz e de interligação das glebas do PEV, procurando-se melhorar o fator de forma destes remanescentes e aumentar o tamanho das glebas, e também para o estabelecimento das propostas para a implantação de corredores ripários.

Os ecossistemas ribeirinhos são considerados corredores naturais, servindo de habitat para determinadas espécies da fauna silvestre e de refúgio e área de dispersão para algumas espécies da flora e fauna, bem como por contribuírem na proteção dos recursos hídricos (Naiman et al., 1997; Johnson et al., 1999; Rodrigues & Leitão-Filho, 2000). A primeira proposta, que leva em conta a interligação das glebas do PEV por meio da legislação ambiental, principalmente as áreas de preservação permanentes dos cursos d'água, irá promover na região uma paisagem mais permeável e com uma maior conectividade entre as glebas do PEV. No entanto, ao se ter verificado a baixa porcentagem de ecossistemas nativos e o seu estado de degradação, bem como o isolamento das glebas do PEV e a degradação dos recursos hídricos e das áreas de preservação permanente, recomenda-se fortemente que sejam concentrados esforços na implantação da segunda proposta. O manejo das unidades estruturais da paisagem, com sugestões para a melhor conservação das glebas do PEV tais como o aumento de suas áreas, a implantação de corredores e pontos de ligação, a alteração dos usos das terras, acompanhados de ações políticas públicas (assistência técnica e financeira pelos órgãos responsáveis, programas de conscientização ambiental, programas públicos de incentivos aos proprietários que implantarem em suas propriedades/empresas projetos de recuperação e/ou conservação ambiental), são essenciais para que o Parque Estadual de Vassununga e os demais ecossistemas naturais da região possam cumprir suas funções ambientais.

5. Bibliografia

- CERRI, C.E.P. Mapeamento das áreas de risco de erosão dos solos da bacia do rio Piracicaba. Piracicaba, 1999. 89 p. Dissertação (Mestrado)-Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo.
- ESRI. ENVIRONMENTAL SYSTEM RESEARCH INST. **ArcView GIS version 3.1**, Redlands, CA: ESRI, 1998.
- ESRI. ENVIRONMENTAL SYSTEM RESEARCH INST. **Arc GIS – ArcMap**, Redlands, CA: ESRI, 2002.
- JOHNSON, M.A.; SARAIVA, P.M.; COELHO, D. The role of gallery forests in the distribution of cerrado mammals. **Revista Brasileira de Biologia**, v.59, n.3, 9 p., 1999.
- McGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTATS**: special pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland, OR: U.S. Department of agriculture, forest service, Pacific Northwest research station, 122 p, 1995. (Gen. Tech. Rep. PNW-GTR, 351).
- NAIMAN, R.J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review Ecology System**, v.28, p.621-658, 1997.
- PIVELLO, V.R.; SHIDA, C.N.; MEIRELLES, S.T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v.8, p.1281-1294, 1999.
- RODRIGUES, E. Efeito de bordas em fragmentos de floresta. **Cadernos da Biodiversidade**, v.1, n.2, p.1-6, 1998.

RODRIGUES, R.R.; LEITÃO-FILHO, H. de F. **Matas Ciliares**: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP, FAPESP, 2000. 320 p.

Estratégias para a implantação de reservas legais com vistas à conservação da biodiversidade e dos recursos hídricos: critérios para escolha de áreas.

Victor Eduardo Lima Ranieri & Marcelo Pereira de Souza
Escola de Engenharia de São Carlos - EESC/USP
(vranieri@sc.usp.br)

1. Introdução

A reserva legal (RL), instituída pelo Código Florestal (Lei 4.771/65 e alterações), é um dos principais instrumentos da estratégia brasileira de conservação da natureza em propriedades privadas. Compreende a área localizada no interior da propriedade rural necessária ao uso sustentável dos recursos naturais, à conservação e reabilitação dos processos ecológicos, à conservação da biodiversidade e ao abrigo e proteção de fauna e flora nativas. Em todo território nacional, excetuada a Amazônia Legal, o percentual das propriedades a ser mantido como RL é de 20%. Os atores envolvidos (proprietários, governo e sociedade civil) têm visões bastante conflitantes em relação a este instrumento e são poucos os pontos de convergência (Ranieri e Souza, 2002). A possibilidade de compensação de RLs entre imóveis rurais abre espaço para discussão sobre como esse instrumento pode cumprir sua função e ser mais bem aceito pelos proprietários. Os critérios ditados pela norma legal para a compensação, entretanto, limitam-se a regras gerais, dando margem a interpretações diversas. Por esse motivo, faz-se necessária a definição de critérios mais claros que auxiliem a tomada de decisão pelos proprietários e órgãos gestores. Este trabalho propõe uma lista de critérios técnicos para a definição de áreas prioritárias para a alocação de RLs, considerando a possibilidade de compensação.

2. Método

O método para a determinação dos critérios a serem considerados na alocação de RLs constituiu-se de uma revisão de literatura sobre a questão da proteção de áreas naturais em geral. As bases teóricas para a definição de critérios visando à seleção de áreas a serem protegidas são bem conhecidas no caso da criação de parques e reservas em regiões com muitas áreas naturais ainda conservadas (p. ex. Shafer, 1999). São muitos os critérios possíveis de serem utilizados, geralmente baseados em aspectos do meio biológico. Entretanto, em regiões agrícolas com longo histórico de ocupação, onde o processo de fragmentação de ecossistemas naturais atingiu situação crítica, os conhecimentos básicos sobre esses ecossistemas são escassos e a estrutura fundiária é baseada na propriedade particular, as ações de conservação exigem abordagens diferentes. Nessas regiões, as ações visando à conservação dos remanescentes de ecossistemas naturais são urgentes e devem ser tomadas utilizando-se a informação disponível, mesmo que incompleta, e aproveitando as possibilidades oferecidas pelos instrumentos legais que impõem restrições ao uso do solo rural, como são as RLs. Considerando os objetivos estabelecidos pelo Código Florestal, conclui-se que atributos não-biológicos também devem ser ponderados por ocasião da alocação das RLs. Entre estes atributos, a água apresenta especial importância pois o fluxo da água e os processos dele derivados (como a erosão) são fortemente influenciados pela remoção da vegetação natural (Bertoni e Lombardi Neto, 1990; Tucci e Clarke, 1997).

Muitos autores sugerem a paisagem como unidade territorial para a análise de problemas nos quais o padrão de ocupação do espaço é determinante (p. ex. Noss, 1983; Forman e Godron, 1986; Turner, 1989; Metzger, 2001). Em regiões onde os ecossistemas naturais foram drasticamente reduzidos e substituídos por sistemas agrícolas, tal abordagem é particularmente interessante (Baudry e Papy, 2000). Como salienta Metzger (2001), os

limites da paisagem podem ser definidos pelo observador em função do processo de interesse. No caso da alocação de RLs, optou-se por estabelecer esse limite com base nas divisões administrativas do órgão gestor do setor (no caso do Estado de São Paulo, as áreas de atuação das Equipes Técnicas do Departamento Estadual de Proteção dos Recursos Naturais - DEPRN), para que os resultados possam ser aplicáveis dentro de um sistema de gerenciamento atualmente operante.

Outra escolha feita pelo observador é o tipo de unidade que compõe a paisagem (Metzger, 2001). Para a escolha de áreas para alocação de RLs, as unidades que parecem mais apropriadas são as unidades de ocupação (florestas, pastagens, culturas, etc.). O arranjo estrutural das unidades se reflete em processos como movimentação da fauna e fluxo da água e a fragmentação dos habitats naturais, geralmente, resulta em impactos negativos sobre esses processos (p. ex. Turner, 1989; Metzger, 1999). O aumento da proporção dos habitats de interesse e a promoção da sua conectividade, são estratégias possíveis para promover a reabilitação dos processos naturais (Metzger, 1999) e podem ser conseguidas com a adequada alocação das RLs. A estrutura da paisagem pode ser analisada por meio de diversos parâmetros mensuráveis e ferramentas como o sensoriamento remoto e os SIGs são muito úteis para a obtenção desses parâmetros (Turner, 1989).

3. Resultados e Discussão

A revisão bibliográfica fundamentou a proposição de critérios para a priorização de áreas a serem conservadas na forma de RLs na região sob jurisdição da Equipe Técnica de São Carlos do DEPRN. Na região, originalmente coberta por Mata Atlântica e cerrado, atualmente predominam as atividades agropecuárias. A seguir são apresentados os critérios considerados mais relevantes para alocação de RLs:

- *Manutenção dos fragmentos existentes*: Dados apresentados por diversos autores (p. ex. Kronka et al., 1998; Viana & Pinheiro, 1998; Metzger, 1999) mostram que a destruição da Mata Atlântica e do cerrado na região em questão atingiu tal proporção que o ponto de partida de qualquer estratégia de gestão de áreas naturais deve basear-se primeiramente na conservação dos remanescentes destes biomas. Considerando que o processo de restauração de ecossistemas naturais só é possível em ambientes pouco perturbados e a reabilitação por meio de plantios com espécies nativas é um processo lento e dependente de forte intervenção humana para ter sucesso (Rodrigues & Gandolfi, 2000), conclui-se que faz sentido concentrar esforços na conservação de fragmentos existentes, ao mesmo tempo em que se identificam áreas a serem recuperadas. Por outro lado, não faz sentido reduzir o número e o tamanho dos remanescentes para expansão agrícola mesmo considerando a possibilidade de compensação com plantios de recuperação em outras áreas.

- *Proteção das áreas de maior suscetibilidade à erosão*: Solos facilmente erodíveis (notadamente solos arenosos e/ou muito rasos), com declividades acentuadas e cobertura vegetal pouco densa (principalmente culturas anuais, mas também culturas perenes e pastagens) favorecem a ocorrência de processos erosivos (Bertoni e Lombardi Neto, 1990). A identificação das áreas mais suscetíveis à erosão pode ser feita por meio de métodos qualitativos, com a utilização de dados já disponíveis (cartas topográficas e pedológicas), gerando mapas nos quais cada porção do território é classificada em níveis de suscetibilidade (p. ex.: alta, média, baixa e nula) (Ranieri, 1996). Nestes mapas é possível apontar regiões mais frágeis que, por este motivo, podem ser consideradas prioritárias para conservação ou recuperação na forma de RLs.

- *Alargamento das faixas de vegetação ao longo dos corpos d'água*: Estudos apontam que a vegetação natural nas margens dos corpos d'água age como um filtro para nutrientes e sedimentos provenientes de áreas agrícolas adjacentes (p. ex. Mander et al, 1997; Sparovek et al, 2002). Nesse sentido, a alocação de RLs em faixas marginais além dos limites definidos pelo Código Florestal pode melhorar o efeito

de filtro e, além disso, ampliar a largura dos corredores formados pelas matas ciliares, favorecendo a movimentação da fauna.

- *Proteção das cabeceiras das bacias*: As informações levantadas sobre o efeito da cobertura do solo no escoamento superficial e nas vazões de pico permitem concluir que as cabeceiras das pequenas bacias hidrográficas necessitam maior proteção, preferencialmente com vegetação natural (Tucci e Clarke, 1997). A definição do que seja uma pequena bacia não é uma tarefa fácil. Entretanto, pode-se adotar um critério baseado no ordenamento dos cursos d'água e associá-lo com o critério da suscetibilidade à erosão. Assim, é possível definir um limite para o que seja uma pequena bacia (p. ex., aquela que contenha córregos de até terceira ordem) e, dentro do conjunto das pequenas bacias, considerar prioritárias para a conservação na forma de RL todas aquelas em que predominem áreas com maior suscetibilidade à erosão.

- *Proteção das áreas de recarga de aquíferos*: Em regiões onde se observa a ocupação com culturas agrícolas sobre áreas de recarga de aquíferos, o risco de contaminação das águas subterrâneas com fertilizantes e biocidas pode ser significativo (p. ex. Brasil, 2003). Nesse sentido, a manutenção ou recuperação das RLs nessas áreas, particularmente em substituição às culturas agrícolas fortemente dependentes de insumos, é uma estratégia interessante. No interior do Estado de São Paulo, são de especial importância os locais de afloramento das formações Botucatu e Pirambóia (áreas de recarga do aquífero Guarani), que encontram-se mapeados em levantamentos disponibilizados pelo governo do Estado.

- *Aumento dos fragmentos existentes*: A importância da manutenção de grandes fragmentos para a manutenção de populações viáveis de plantas e animais é reconhecida por muitos autores (p. ex. Metzger, 1999, Shafer, 1999). Em que pese o problema de se definir o que seja fragmento pequeno, médio ou grande, há evidências de que, isolados outros fatores, maiores fragmentos apresentam melhores condições para a conservação de espécies nativas menos tolerantes ao chamado "efeito de borda" e para aquelas que necessitam de grandes áreas de vida (p. ex. Saunders et al, 1991). Assim, a conservação dos maiores fragmentos e os plantios de recuperação para aumentar os menores tendem a favorecer essas espécies.

- *Redução das distâncias entre fragmentos*: A aplicação dos outros seis critérios tende a criar um cenário no qual as distâncias entre os fragmentos sejam reduzidas. Entretanto, uma vez aplicados estes critérios, é possível que, em áreas bastante planas, de solos férteis e pouco erodíveis e com baixa densidade de drenagem, haja uma tendência dos fragmentos de RLs ficarem bastante isolados uns dos outros. Embora o limite do que possa ser uma "distância aceitável" seja bastante relativo e dependente da capacidade das diversas espécies se locomoverem na paisagem, pode-se estabelecer uma distância máxima que deva ser respeitada entre RLs. Infelizmente, não são muitos os trabalhos que ajudam na determinação dessa distância.

4. Conclusões

Foram identificados sete critérios considerados principais para a definição de áreas a serem conservadas na forma de RLs em regiões de paisagem fragmentada no interior do Estado de São Paulo. A combinação dos critérios propostos permite identificar áreas com maior prioridade para a alocação de RLs. Com o uso de ferramentas computacionais é possível determinar o quanto a paisagem pode mudar estruturalmente no caso da alocação de RLs nessas áreas e se esta mudança tende a ser favorável aos fluxos biológicos e de água. Se verificada uma tendência de mudança favorável, a possibilidade de transformação das áreas prioritárias em RLs de fato passa para o nível de discussão de estratégias político-econômicas, quando deverão ser respondidas perguntas como: "as áreas consideradas prioritárias são suficientes para a manutenção do percentual de RLs dentro do recorte territorial considerado?" ou "quais os mecanismos legais/econômicos mais adequados para viabilizar as trocas entre propriedades?". Estas e outras questões referentes ao aspecto da gestão, entretanto, estão além do

objetivo deste artigo e compõem um trabalho mais amplo que vem sendo desenvolvido pelos autores. Também se encontra em fase adiantada de elaboração um estudo de caso com a aplicação dos critérios aqui propostos para a realidade dos municípios de São Carlos e Descalvado (SP).

5. Referências Bibliográficas

Baudry, J.; Papy, F. (2000). The role of landscape heterogeneity in the sustainability of cropping systems. In: Nösberger, J.; Geiger, H. H.; Struik, P. C. eds. *Crop science: progress and prospects*. Wallingford, CAB International Publishing. p. 243-259.

Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. (1990). *Conservação do solo*. São Paulo, Ícone. 355 p.

Brasil. (2003). *Perfil nacional da gestão de substâncias químicas*. Versão 1. Brasília, MMA.

Forman, R. T. T.; Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. New York, Wiley. 619p.

Kronka, F. J. N. et al. (1998). *Áreas de domínio do cerrado no Estado de São Paulo*. S. Paulo, SMA. 84p.

Mander, U.; Kuusemets, V.; Lõhmus, K.; Muring, T. (1997). Efficiency and dimensioning of riparian buffer zones in agricultural catchments. *Ecological Engineering*, v. 8, p. 299-324.

Metzger, J. P. (1999). Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *An. Acad. Bras. Ci.*, v. 71, n. 3-I, p. 445-463.

Metzger, J. P. (2001). O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, v. 1, n. 1/2.

Noss, R. F. (1983). A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, v. 33, n. 11, p. 700-706.

Ranieri, S. B. L. (1996). *Avaliação de métodos e escalas de trabalho para determinação de risco de erosão em bacia hidrográfica utilizando SIG*. Dissertação (Mestrado). São Carlos, EESC/USP. 128p.

Ranieri, V. E. L.; Souza, M. P. (2002). As reservas legais no contexto das estratégias para conservação da natureza em terras privadas: aspectos legais e interesses envolvidos. III Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. *Anais Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação / Fundação O Boticário de Proteção à Natureza / Associação Caatinga - Fortaleza (CE)*. p. 763-773.

Rodrigues, R. R.; Gandolfi, S. (2000). Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão Filho, H. F. eds. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo, Editora da Universidade de São Paulo / Fapesp. p. 235-247.

Saunders, D. A.; Hobbs, R. J.; Margules, C. R. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, v. 5, p. 18-32.

Shafer, C. L. (1999). National park and reserve planning to protect biological diversity: some basic elements. *Landscape and Urban Planning*, v. 44, p. 123-153.

Sparovek, G. et al (2002). A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 90, p. 169-175.

Tucci, C. E. M.; Clarke, R. T. (1997). Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2, n. 1, p. 135-152.

Turner, M. G. (1989). Landscape ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* v. 20, p. 171-197.

Viana, V. M.; Pinheiro, L. A. F. V. (1998). Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 32, p. 25-42.

(Os autores agradecem à FAPESP pela bolsa de doutorado concedida - Processo n. 00/01905-7)

Produção de serapilheira em fragmentos da Floresta Tropical Atlântica (Caucaia do Alto, SP)

Vidal, M.M.¹, Meirelles, S.T.¹, Pivello, V.R.¹

marimvidal@yahoo.com.br

¹ Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo

1. Introdução

Muitos estudos têm mostrado a importância da configuração da paisagem para fenômenos e processos ecológicos, os quais incluem a dinâmica de animais e plantas, estrutura e composição de comunidades, biodiversidade, ciclagem de água e nutrientes, e erosão do solo (Endress & Chinea 2001).

Com as paisagens florestais tornando-se cada vez mais fragmentadas, as populações de espécies nativas são reduzidas, padrões de dispersão e migração são interrompidos, fluxos de energia no ecossistema são alterados, e habitats nucleares, antes isolados, tornam-se expostos às condições externas (Tabarelli *et al.* 1999).

A importância ecológica das florestas secundárias provavelmente aumentará no futuro, se permanecerem as tendências atuais de desflorestamento nos trópicos. Informações adicionais sobre como as florestas tropicais respondem a perturbações passadas podem contribuir para a elucidação de meios que facilitem a recuperação dessas florestas (Endress & Chinea 2001).

É, portanto, fundamental que se tenha um conhecimento acerca do funcionamento de sistemas que passaram por um processo de fragmentação, incluindo dados sobre a produção de serapilheira e ciclagem de nutrientes, importantes determinantes da dinâmica e do funcionamento dos ecossistemas.

A serapilheira, ou detrito orgânico, pode ser definida como todo tipo de material biogênico em vários estádios de decomposição, o qual representa uma fonte potencial de energia para as espécies consumidoras (Mason 1980).

A serapilheira acumulada sobre o solo das florestas tem um papel importante na dinâmica desses ecossistemas, pois as transformações que ocorrem neste compartimento são responsáveis pela maior parcela do fluxo de energia dentro do sistema, ao qual está associada a reciclagem dos nutrientes. Ela também é um importante reservatório de elementos, que pode conferir maior estabilidade ao sistema, além de proteger o solo, atenuando forças erosivas, como chuvas, por exemplo (Delitti 1982).

As diferentes frações da serapilheira têm estrutura e composição química bem diferentes e se decompõem em diferentes velocidades. A velocidade global de decomposição da serapilheira dependerá, portanto, da proporção relativa dos diferentes componentes (Mason 1980).

A serapilheira é um importante indicador do estágio de sucessão do segmento florestal, além de fornecer dados sobre a quantidade de matéria orgânica disponível no ambiente. O grau de conectividade de um fragmento a outro também é refletido na produção de serapilheira, visto que uma conexão pode ou não facilitar o fluxo de certas espécies entre as manchas, o que poderia influenciar esse parâmetro.

Este estudo tem como objetivos estimar a produção anual de serapilheira em alguns fragmentos florestais na região de Caucaia do Alto (SP), comparar a produção de serapilheira em borda e interior destes fragmentos, comparar a produção total e de cada fração da serapilheira (flores+folhas, caules, frutos+sementes, detritos) em fragmento isolado e conectado a uma "fonte" de diásporos e, por fim, verificar padrões de sazonalidade na produção de serapilheira.

2. Materiale métodos

A área de estudo localiza-se nos municípios de Cotia e Ibiúna, no distrito de Caucaia do Alto, estado de São Paulo (23°35'S, 23°50'S; e 46°45'W, 47°15'W). Esta região está localizada no planalto cristalino de Ibiúna, acima da serra de Paranapiacaba. As altitudes predominantes variam de 800 a 1000 metros e o clima é

classificado, segundo Köppen (1948), como Cwa (temperado chuvoso). As florestas originais foram definidas, segundo Veloso *et al.* (1991), como “floresta ombrófila densa montana”. Atualmente, a vegetação característica é secundária, apresentando fragmentos florestais alterados e em regeneração, plantações de *Eucalyptus* ou *Pinus* e grande predomínio de horticultura. Há, portanto, na região, uma paisagem bastante heterogênea, mostrando grande variedade de fisionomias da vegetação, que refletem a história de uso das terras e as mudanças na cobertura vegetal.

Foram estudados um par de fragmentos florestais, sendo um isolado (3,4 ha) e outro conectado (2,8 ha) a uma “fonte” de diásporos (250 ha), além da conexão florestal que os une. Foram instalados 63 coletores circulares a 90 cm do solo, distribuídos nas bordas e interior dos três fragmentos e na conexão. Cada fragmento (conectado, isolado e “fonte”) recebeu 18 coletores. Destes, 9 foram dispostos na borda, a 10 metros da divisa com o ecossistema adjacente, e 9 foram instalados no interior de cada fragmento, a no mínimo 50 metros da divisa, próximos ao centro do fragmento. No caso da “fonte”, as amostras de interior foram instaladas a cerca de 400 metros da entrada do fragmento. Na conexão entre o fragmento conectado e a “fonte”, foram instalados 9 coletores, localizados a 10 metros da divisa. Cada tratamento teve uma composição de 3 repetições com 3 coletores cada.

Foram realizadas dez coletas entre março de 2001 e janeiro de 2002. O material coletado foi seco em estufa a 60° C até peso constante, e então separado nas diferentes frações que compõem a serapilheira: caules com no máximo 0,5 cm de diâmetro; caules com diâmetro variando entre 0,6 e 1,5 cm; folhas + flores; frutos + sementes e detritos, e então pesado, sendo a massa em gramas a unidade para se medir a produção de folheto e para se estabelecer as comparações propostas.

Somente as frações caules 0,5 cm, folhas + flores, frutos + sementes, além do total de serapilheira, foram estatisticamente analisadas. Foram feitos testes de normalidade (Kolmogorov-Smirnov), análises de variância (ANOVA) (Zar 1999), e testes Dunnett C e Kruskal-Wallis para detectar padrões quanto ao grau de isolamento dos fragmentos e efeitos de borda. O teste não paramétrico acima mencionado (Kruskal-Wallis) foi necessário somente nas análises referentes à fração de frutos + sementes, única a não apresentar distribuição normal dos dados.

3. Resultados e discussão

A média de serapilheira produzida foi de 11,9 kg/ha.dia, sendo 64,12% correspondente à fração de folhas e flores; 24,31% constituído pelos caules 0,5 cm; 6,41% pelos caules com diâmetro entre 0,5 e 1,5 cm; 2,73% composto pelos frutos + sementes e 2,43% correspondendo aos detritos.

A maior produção total de serapilheira foi encontrada no fragmento isolado, seguido pelo conectado e a “fonte”, a qual apresentou então a menor produção total de folheto.

A quantidade de serapilheira depositada pode variar dentro de um mesmo tipo de vegetação, dependendo do grau de perturbação das áreas. Áreas com um grau de perturbação maior possuem um elevado número de espécies pioneiras de crescimento rápido, que investem muito em produção de biomassa e acabam produzindo maior quantidade de serapilheira. Esta situação é diferente das áreas menos perturbadas, pois possuem menor número de espécies de crescimento rápido e, portanto, apresentam menor produção de biomassa (Araujo 2002). Como a maior média de produção total foi constatada no fragmento isolado, há um indicio de que este seja o local mais perturbado dentre as manchas florestais estudadas, tendo, devido a perturbações locais, retrocedido a fases iniciais no processo de sucessão. O fato da produção total de serapilheira ter decrescido do fragmento isolado para o conectado e, por fim, para a “fonte” pode estar indicando um gradiente de melhores condições quanto às perturbações e estádios sucessionais

mais avançados da “fonte” para o fragmento isolado, estando o conectado em situação intermediária.

O fragmento conectado apresenta produção total de serapilheira e das frações de folhas + flores e frutos + sementes semelhante na borda e interior, o que constitui um indicio de que este fragmento está funcionando como um sistema inteiramente de borda. A “fonte” apresenta as maiores distinções entre borda e interior, justamente por seu tamanho muito maior, com um interior bem protegido e uma faixa perimetral mais exposta aos “efeitos de borda”.

O fragmento “fonte” produziu maior quantidade de serapilheira no interior do que na borda ($p = 0,006$ e $F = 7,657$). Este caso pode ser explicado pelo grande porte das árvores presentes no interior da “fonte” (o que é notado visualmente), com maior quantidade de biomassa e, portanto, de serapilheira. No fragmento isolado a situação é inversa, e, neste caso, pode ser devido a um maior grau de perturbação na borda, uma vez que não se nota diferença no porte das árvores.

4. Conclusões

- A maior parcela da serapilheira é constituída por folhas + flores, que controlam o comportamento da serapilheira total, por sua quantidade de biomassa. Entretanto, a parcela correspondente aos caules finos apresenta-se como importante variável na demonstração de padrões, considerando-se a biomassa.

- A quantidade de serapilheira pode estar relacionada tanto ao equilíbrio do sistema (quanto maior a perturbação, maior é a produção de folheto) quanto ao porte da vegetação e fase sucessional (grande porte indica uma fase mais tardia, e maior biomassa de serapilheira)

- Podemos admitir, por meio dos resultados obtidos, que há um gradiente de equilíbrio e desenvolvimento sucessional entre os fragmentos, crescente do isolado para a “fonte”, passando pelo conectado.

- Há sazonalidade na produção de serapilheira nessa região, em ambientes florestais. As maiores produções médias diárias de serapilheira total ocorreram entre os meses de setembro de 2001 e janeiro de 2002, sendo que as fortes chuvas em outubro levaram a uma pronunciada queda de material caulinar, o que provocou um pico na produção total de folheto.

5- Bibliografia

- Araujo, R.S. 2002. *Chuva de sementes e deposição de serrapilheira em três sistemas de revegetação de áreas degradadas na reserva biológica de Poço das Antas, Silva Jardim, RJ*. Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado.
- Delitti, W.B.C. 1982. *Aspectos dinâmicos da serapilheira de uma floresta implantada de Pinus elliottii Engelm. var. elliottii (Mogi-Guaçu, S.P.)*. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo. São Paulo. Dissertação de Mestrado.
- Endress, B.A. & Chinea, J.D. 2001. Landscape patterns of tropical forest recovery in the Republic of Palau. *Biotropica* 33 (4): 555-565.
- Köppen, W. 1948. *Climatologia: con un estudio de los climas de la tierra*. Fondo de Cultura Económica. México.
- Mason, C.F. 1980. *Decomposição*. Coleção Temas de Biologia. EPU/EDUSP. Volume 18
- SPSS Inc. 1998. *SPSS: Statistical Package for the Social Science, Windows Student Version*. Copyright © SPSS Inc.
- Tabarelli, M., Mantovani, W. & Peres, C.A. 1999. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation* 91: 119-127.
- Zar, J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey 4ª edição.

Análise temporal da cobertura vegetal de um trecho do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, MS

Viviane Vidal da Silva^a

Antonia Maria Martins Ferreira^{a,b}

Fernando Brandão de Andrade^c

^a Universidade do Estado do Rio de Janeiro (vividal@uerj.br)

^b Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

^c Companhia Energética de São Paulo

1. Introdução

A compreensão das transformações na paisagem, decorrentes das diferentes formas de uso e ocupação do solo através de técnicas de geoprocessamento e sensoriamento remoto vêm-se tornando, nos últimos anos, uma importante ferramenta no auxílio ao planejamento e manejo ambiental, especialmente ao se tratar da recuperação de áreas que apresentam alta vulnerabilidade natural, como a região abrangida pelo Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema.

Nesse sentido, a análise da distribuição espacial e temporal dos remanescentes florestais pode fornecer elementos fundamentais para a compreensão da história recente do processo de fragmentação, auxiliando os estudos de manejo da biodiversidade e orientando iniciativas para a conservação (Santos 2002).

O Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, localizado no sudeste do Estado de Mato Grosso do Sul e abrangendo os municípios de Naviraí, Jateí e Taquarussu com 733, 45 km² foi criado através do Decreto Estadual nº 9.278 de 17 de dezembro de 1998, como medida de compensação ambiental da Usina Hidrelétrica Eng^o Sérgio Motta (Porto Primavera), de propriedade da Companhia Energética de São Paulo. Compreende o último trecho livre de represamento no território brasileiro do rio Paraná. Esta área encontrava-se até o ano de 1998, inserida no modo de produção predominante da região através das fazendas dedicadas à pecuária. Hoje essas fazendas têm parte ou o total de suas terras incorporadas, através de processos de desapropriação, à unidade de conservação. A atividade agropecuária juntamente com a retirada de madeira de lei como a *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa) e *Cedrella fissilis* (cedro), a construção de drenos para o escoamento das várzeas e a extração de *Pffafia glomerata* (ginseng), por meio de queimadas, conferiu aos ecossistemas uma intensa descaracterização, onde a cobertura vegetal atual encontra-se como remanescentes, em algumas áreas bastante degradadas e imprimindo na paisagem uma importância relativa das pastagens abandonadas. Esses ecossistemas compreendem: Floresta Estacional Semidecidual nas formações aluvial e submontana, Vegetação Pioneira com influência Fluvial, localmente denominada varjão e, áreas de transição Floresta Estacional Semidecidual/Cerrado (Silva & Ferreira, 2002).

Assim, este trabalho tem como objetivo realizar uma análise temporal da floresta estacional semidecidual, nos períodos de 1965 e 2002, do trecho centro-norte do Parque, abrangido pelas antigas fazendas Porto Peroba, atual sede do parque, Santa Adélia e Lagoa Encantada, correspondendo a uma área de 145,71 km².

2. Metodologia

A análise temporal da floresta estacional semidecidual teve como foco principal a formação submontana no seu trecho centro-norte do Parque, uma vez que não foi possível o acesso a fotografias aéreas que recobrisse toda a área do parque e pela dificuldade de georreferenciamento destas. Sendo assim, a área trabalhada correspondeu a 145,71 km².

Foram utilizados os pares de fotografias áreas 38413/38414/38415, 38411/38412, 31575/31576 e 31577/31578, do ano de 1965 e, imagem de satélite LANDSAT/TM-7, de 1999 em escala de 1:50000, além de controles de campo.

Os pares de fotografias aéreas foram scannerizados e georreferenciados tendo como referência a base cartográfica confeccionada pelo Projeto “Plano de Manejo do Parque Estadual das

Várzeas do Rio Ivinhema, MS” (Ferreira, 2000), enquanto a imagem de satélite foi georreferenciada pela agência fornecedora.

O método de extração de informações utilizado para a realização dos mapeamentos foi a interpretação visual, baseada na experiência do fotointerprete e que envolve a identificação e comparação de elementos da imagem como textura, padrão, forma e tonalidade, além da característica espectral da imagem somente utilizada na interpretação supervisionada e não-supervisionada (Gong et al., 1990 apud Centeno et al., 1993; Veronese, 1995). Para a imagem de satélite optou-se pela composição colorida falsa-cor das bandas 4, 5 e 3 RGB, onde a cobertura vegetal aparece em variações de vermelho.

Na vetorização dos polígonos identificados, para os dois períodos, foram utilizados os softwares MGE – módulo *Advanced Image* (MAI), e *MicroStation*. O tratamento e edição final dos dados foram realizados no módulo *MGE Base Mapper*. Após a edição dos dados, estes foram exportados para o software *Arcview 3.2* (ESRI), convertidos para *shapefile* (formato do *Arcview*), onde foi efetuado o cálculo da área de cada polígono em Km².

3. Resultados

Originalmente a floresta estacional semidecidual desenvolveu-se em solos essencialmente arenosos, provenientes do Arenito Caiuá livre de inundação, caracterizando assim uma floresta menos desenvolvida e pouco densa. As espécies mais expressivas são: *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa), *Syagrus romanzoffiana* (jerivá), *Cedrella fissilis* (cedro) e *Acrocomia* sp. (macaúba), *Metreodorea nigra* (carrapateiro) e a *Endiicheria paniculata* (canelinha) (Bigarella, 1985).

Pela análise das fotografias de 1965 observa-se que esta cobertura florestal ocorria de forma contínua e predominante em áreas mais elevadas na margem direita do Rio Ivinhema, ao longo do Rio Curupaí, que atravessa a porção centro-sul da unidade, no Córrego Fumaça e, em alguns trechos, esta formação se estendia em pequenos capões (“cordilheiras”) em meio à vegetação pioneira totalizando uma área de 41,2 km².

Já os resultados obtidos para o ano de 2002, no trecho analisado, indicaram para a floresta estacional uma área total de 20,9 km², significando uma redução de 50,7 % de sua cobertura original em relação ao ano de 1965.

A maior devastação pode ser observada nas áreas em que as propriedades rurais desenvolveram uma característica empresarial, como as antigas Fazendas Porto Peroba e parte da Santa Adélia. Nesta área a cobertura florestal original foi completamente substituída por pastagens com o predomínio de gramíneas exóticas, como a *Brachiaria brizantha* (braquiarião) e a *Brachiaria humidicula*, reduzida a remanescentes bastante degradados com grande incidência de cipós e a indivíduos isolados de *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa), *Syagrus romanzoffiana* (jerivá), *Cedrella fissilis* (cedro), *Acrocomia* sp. (macaúba) e *Metreodorea nigra* (carrapateiro). Na porção extremo-norte (antiga Fazenda Lagoa Encantada), a degradação da cobertura florestal ocorreu de forma mais pontual sem grande significância em termos de área, podendo ser observado uma maior conservação deste ecossistema. A maior expressão espacial da floresta estacional semidecidual neste trecho pode estar vinculada à fazendas tradicionais.

4. Conclusão

A ferramenta de sensoriamento remoto e as técnicas de geoprocessamento se mostraram eficientes para a identificação e avaliação, de forma rápida e eficaz, das transformações ocorridas nos ecossistemas.

Embora haja dificuldade para o georreferenciamento de fotografias áreas antigas, estas representam um documento cartográfico importantíssimo para a análise da perda da biodiversidade local e transformações na paisagem.

E por fim a erradicação ou não da cobertura florestal encontra-se intimamente vinculada ao nível de inserção das áreas ao modo de produção moderna.

5. Referências Bibliográficas

- BIGARELLA, J.J.; MAZUCHOSKI, J.L., 1985. *Visão integrada da Problemática da Erosão. III SIMPÓSIO NACIONAL DE CONTROLE DE EROSIÃO*, 329p, Maringá – PR
- CENTENO, J.A.S. & HAERTEL, V. 1993. *Classificação contextual de imagens multiespectrais. In: Anais do VII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, 328-338.
- FERREIRA, A. M.M., 2001. *Elaboração do Plano de Manejo do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, MS*, vol. 4: Base Cartográfica, 31p.
- SANTOS, P.S.; MARQUES, A. C. & ARAÚJO, M. 2002. Remanescentes de Vegetação Litorânea na Região Sudeste da Bahia-Municípios de Una e Canavieiras. GISBRASIL – Curitiba.
- SILVA, V.V. & FERREIRA, A. M.M. 2002. *Elaboração do Plano de Manejo do Parque Estadual das Várzeas do Rio Ivinhema, MS*, vol. 8 : Carta de Cobertura Vegetal, 80p.
- VERONESE, V. F., 1995. *A incorporação do Processamento Digital de Imagens aos Estudos de Recursos Naturais: Limitações e Perspectivas*. Revista Brasileira de Geografia, v.57, 29-38.

Índice de áreas verdes para a cidade de Erechim, RS

Zanin, Elisabete Maria¹(emz@uri.com.br); SANTOS, José Eduardo²; HENKE-OLIVEIRA, Carlos²UFSCar; ROSSET, Franciele¹ ¹URI- Campus de Erechim – Laboratório de Geoprocessamento e Planejamento Ambiental; ²- UFSCar - Laboratório de Planejamento Ambiental

1. Introdução

Inicialmente relacionadas apenas à estética e à amenização climática, as áreas verdes passaram a ter um significado mais expressivo a partir da Revolução Industrial, quando então passam a ser reconhecidas suas funções ecológicas, principalmente relacionadas à atenuação da poluição e à promoção da saúde, e sociais, relacionadas à criação de espaços de recreação e de educação (GOYA, 1994; OLIVEIRA, 1999; ZANIN *et al.*, 2000).

Embora apresente diferentes significados e definições, neste trabalho a expressão “áreas verdes” foi conceituada como sendo áreas permeáveis públicas, com cobertura vegetal predominantemente arbórea ou arbustiva (excluindo-se as árvores no leito dos passeios públicos) que apresentem funções potenciais capazes de proporcionar um microclima distinto no meio urbano em relação à luminosidade, temperatura e outros parâmetros associados ao bem-estar humano (funções de lazer); com significado ecológico em termos de estabilidade geomorfológica e amenização da poluição e que suporta uma fauna urbana (funções ecológicas); representada também por elementos esteticamente marcantes na paisagem (função estética), sendo de acesso a grupos humanos não necessariamente com estruturas e equipamentos instalados; as funções ecológicas, sociais e estéticas poderão redundar entre si e/ou em benefícios financeiros (funções econômicas).

Nas últimas décadas, o gerenciamento das áreas verdes urbanas está diretamente relacionado à crescente preocupação com os aspectos ambientais e ecológicos nas cidades, porém o estabelecimento de Índices de Áreas Verdes (IAV) mínimos por habitante ainda é uma questão bastante controversa. Enquanto a Associação Nacional de Recreação dos EUA sugere que os valores de IAV estejam entre 28 e 40 m²/hab (MILANO, 1990), a OMS sugere um valor de 9 m²/hab, a ser adotado como base para o desenvolvimento urbano na América Latina e no Caribe (IDB, 1997). No Manual de Arborização (MINAS GERAIS, 1991) é sugerido que os valores de IAV devam estar entre 13 m²/hab nas áreas mais adensadas e 12 m²/hab nas menos populosas, considerando ainda que para cada 50.000 habitantes deve haver um parque, no mínimo com 40 hectares, determinando então, um IAV em torno de 8 m²/habitante.

A manutenção, a conservação e a ampliação do número de áreas verdes urbanas constituem uma das principais estratégias na perspectiva da sustentabilidade ambiental e conseqüentemente na melhoria da qualidade ambiental e de vida associada ao ambiente urbano.

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo a determinação do Índice de Áreas Verdes (IAV) e Percentual de Áreas Verdes (PAV), pelo desenvolvimento e aplicação de técnicas de geoprocessamento, na perspectiva da análise da qualidade ambiental para o fornecimento de subsídios ao planejamento de um sistema de áreas verdes, bem como ao planejamento ambiental da cidade de Erechim, RS.

2. Metodologia

O município de Erechim está situado na região norte do estado do Rio Grande Sul entre as coordenadas geográficas 27° 37'N e 27° e 38'N de latitude Sul e 52° 16'W e 52° 17'W de longitude Oeste. A área urbana é de aproximadamente 4.194 ha com uma população de aproximadamente 82.000 habitantes. O clima é classificado como mesotermal, as chuvas são bem distribuídas durante todo o ano sem estação seca definida.

Para o cálculo do IAV foi feita a categorização das áreas verdes públicas de Erechim em três grupos: praças, canteiros centrais e parque urbano. Desta forma, o IAV total representa o somatório dos IAVs obtidos para as três categorias, considerando as seguintes áreas de influências: praças - 800 metros; canteiros centrais - 500 metros; e parques - 3000 metros. Cada categoria de área verde teve estimada a sua densidade de área verde (DAV), com base na expressão: DAV = superfície da área verde / superfície da área de influência.

Polígonos de área de influência gerados com o uso do SIG MapInfo versão 5.2, em três arquivos distintos, um para cada categoria de área verde e seus respectivos valores de DAV, foram importados para o SIG Idrisi, versão 2.0, e fracionados em arquivos independentes, gerando um arquivo para cada área verde, com o uso do VETOLISE, escrito em linguagem Basic especialmente para esta finalidade. O fracionamento do arquivo permitiu a análise individual para cada área verde. Os arquivos foram submetidos a uma série de comandos programados em macros (comandos), os quais foram gerados para facilitar e agilizar o trabalho repetitivo, que incluiu a rasterização dos múltiplos vetores, gerando múltiplas imagens de DAV e a respectiva sobreposição entre as mesmas (*overlay* de soma). Foram então obtidas três cartas temáticas de DAV por bairros, uma para cada categoria de área verde. O valor de DAV (m² de área verde/km²) foi dividido (*overlay* de divisão) pelo valor de densidade populacional (DP habitantes/km²), obtidos dos dados do IBGE (2001), resultando no valor final de IAV (m² de área verde/habitante) para cada categoria. A soma das três cartas de IAV (*overlay* de soma) resultou na carta final de IAV por bairro.

3. Resultados

A área urbana da cidade de Erechim apresenta 414 áreas verdes públicas, categorizadas em 377 canteiros centrais, 36 praças e um Parque urbano, o Parque Municipal Longines Malinowski (PMLM).

Com 4.194 hectares de área urbana, a cidade de Erechim apresenta um total de 44,42 hectares de áreas verdes públicas; Nos bairros, o PAV variou entre 0 e 2,11%, tendo uma média de 0,72%. Os valores de IAV variaram entre 0 m²/hab e 15,19 m²/hab, nos diferentes bairros, e o IAV médio foi de 3,72m²/hab.

Erechim apresenta um baixo valor médio de IAV, quando comparado a outras cidades brasileiras. O Parque Urbano (PMLM) confere um acréscimo de 1,73 m²/hab ao IAV médio, sendo responsável por (46,50% do IAV de Erechim). Bairros sem a influência dos canteiros centrais e praças foram beneficiados pelo PMLM, embora apenas um deles tenha apresentado um IAV igual a zero e dois outros com índices de 0,008 e 0,015 m²/hab.

A interpretação conjunta dos valores do IAV e do PAV de Erechim mostra que para alguns bairros há uma relação inversa entre os dois parâmetros. Áreas com valores de PAV inferiores a

0,5% alcançam IAV ao redor de 15,59 m²/hab, enquanto áreas com PAV superior a 1,5% apresentam valores de IAV entre 4 e 7,5 m²/hab. No primeiro caso a baixa densidade populacional e a influência do PMLM são os aspectos responsáveis pelo valor relativamente alto do IAV, uma vez que quando o mesmo é calculado sem a influência do PMLM o valor do IAV para as mesmas áreas passa a ser de 0,69m²/hab.

4. Conclusão

A existência de áreas verdes tornou-se uma necessidade para a manutenção da qualidade ambiental urbana, estando ainda associada a outros benefícios como: a proteção da qualidade da água; atenuação da poluição; conforto térmico, sonoro e lumínico; quebra da monotonia das cidades; abrigo para a fauna; componente da organização, caracterização, sinalização e composição de espaços; amenização do desconforto psicológico causado pelas massas edificadas, entre outros (NOWAK *et al.*, 1996; JIM, 1998; BOLUND & HUNHAMMAR, 1999; TYRVÄINEN, 1997; SUDHA & RAVINDRANATH, 2000).

O valor de IAV obtido para a cidade de Erechim indica a necessidade da adoção de medidas que visem à ampliação progressiva do sistema de áreas verdes urbanas, principalmente nos bairros periféricos e parcialmente urbanizados, bem como da definição de índices mínimos de áreas verdes com base na elaboração de leis municipais. Esta necessidade é plenamente justificada em função da importância das áreas verdes na manutenção da qualidade ambiental das áreas urbanizadas, bem como dos benefícios que as mesmas proporcionam às populações das cidades, além dos valores sentimental ou estético a elas atribuídos.

Para a atualização e implementação efetiva do planejamento urbano de Erechim é fundamental que a expansão urbana seja direcionada de forma que a densidade populacional seja um parâmetro efetivamente considerado nos futuros loteamentos, assegurando ainda a presença e manutenção das áreas verdes públicas e o respeito à legislação ambiental, protegendo vales, encostas e margens de cursos d'água.

5. Bibliografia

BOLUND, P. & HUNHAMMAR, S. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, v. 29, p.293-301, 1999.

GOYA, C. R.. Os jardins e a vegetação no espaço urbano: um patrimônio cultural. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA, 2., 1994, São Luis,MA. *Anais...* São Luís: SBAU, 1994. p. 133-145.

IDB (Inter-American Development Bank). *Good practices for urban greening*. Washington: Environmental Division of Social Programs and Sustainable Development Department, 1997. 65 p.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). *Dados preliminares do Censo Demográfico 2000*. Disponível em:<<http://www.ibge.gov.br>> Acesso: em 06 jul.2001.

JIM,C.Y. Urban soil characteristics and limitations for landscape plating in Hong Kong. *Landscape and Urban Planning*, v.40, p. 235-249, 1998.

MILANO, M. S. Planejamento da arborização urbana: relações entre áreas verdes e ruas arborizadas. In: ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA, 1., 1990, Curitiba, PR. *Anais...* Curitiba: SBAU, 1990, p.125-135.

MINAS GERAIS (Estado). CEMIG: Superintendência de Comunicação Social e Representação – RP. *Manual de Arborização*. Belo Horizonte, 1991. 22p.

NOWAK, D.J. *et al.* Measuring and analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning*, v. 36, p. 49-57, 1996.

OLIVEIRA, C. H.; SANTOS, J.E. & PIRES, J.S.R. Indicadores de arborização urbana da cidade de São Carlos (SP) com o uso do SIG-IDRISI. *Brazilian Journal of Ecology*, v.3, p. 1-9, 1999.

SUDHA, P. & RAVINDRANATH, N.H. A study of Bangalore urban Forest. *Landascape and Urban Planning*, v. 47, p. 47-63, 2000.

TYRVÄINEN, L. The amenity value of the urban Forest: an application of the hedonic pricing method. *Landscape and Urban Planning*, v. 37, p.211-222, 1997.

ZANIN, E.M. *et al.* Caracterização Ambiental do PMLM (Erechim/RS): subsídio ao plano de manejo. In: FÓRUM ECOLOGIA DA PAISAGEM E PLANEJAMENTO AMBIENTAL, 1., Rio Claro. *Anais...* Rio Claro, SP: SEB, 2000. 1CD.