
FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA: ASPECTOS TEÓRICOS

ANDRÉ SCARAMBONE ZAÚ
Mestre, Prof. Assistente. - DCA - IF - UFRRJ

RESUMO

A fragmentação na Mata Atlântica, resultado da transformação da paisagem, torna cada vez mais difícil a conservação da rica biodiversidade desta bioma. Porém novos conceitos teóricos, se consistentemente embasados através de experimentação de campo, podem minimizar os problemas decorrentes do isolamento. O aumento da conectividade através de corredores ecológicos entre unidades de conservação e até mesmo entre os fragmentos mais bem conservados pode, em parte, permitir a manutenção destes a longo prazo e mesmo promover a recuperação funcional de determinadas unidades ecológicas atualmente ilhadas.

Palavras-chaves: Fragmentação; Mata Atlântica; Conservação.

ABSTRACT

ATLANTIC FOREST FRAGMENTATION: THEORETICAL ASPECTS

The fragmentation of Atlantic Forest, as a result of landscape transformation, became even harder the conservation of that rich biodiversity. Although this, theoretical recent concepts, if consistently supported with land experimentation, could minimise the problems of isolation. The increases of connectivity throw ecological corridors, between conservation units and even between the well preserved fragments can, in part, the good conditions and even promote the functional recuperation of ecological units.

Key words: Fragmentation, Atlantic Forest, Conservation

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

Grandes extensões territoriais de paisagens "naturais" sofreram transformações significativas, especialmente no último século.

A Mata Atlântica de hoje se apresenta como um mosaico composto por poucas áreas relativamente extensas, principalmente nas regiões sul e sudeste (zonas núcleo de preservação de acordo com o Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata

Atlântica), e uma porção bem maior composta de áreas em diversos estágios de degradação (GUATURA *et al.*, 1996). Neste quadro, os fragmentos florestais de diversos tamanhos e formas, assumem fundamental importância para a perenidade da bioma Mata Atlântica.

Citando como exemplo o Estado de Santa Catarina, a superfície "protegida" por um conjunto de leis, totaliza 11,83%. Os **Fragmentos de Mata Atlântica** mais significativos correspondem a **6,98%** (remanescentes de Mata Atlântica, conforme Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993), sendo o restante dividido em: Unidades de Conservação (2,61%), Áreas Indígenas (0,38%), Restingas (1,72%) e Mangues (0,14%) (Zaú *et al.*, neste volume).

Segundo MITTERMEIR *et al.* (1992), o Brasil é, a nível mundial, um dos países de maior biodiversidade. Apresenta cerca de 10% dos organismos existentes no mundo e 30% das florestas tropicais. No entanto, possui somente cerca de 2% de sua superfície preservada legalmente, contrastando com os 38% do Equador, 7,5% da Indonésia, 4,7% da Austrália, 4,3% da Índia e 3,9% do Zaire. Segundo reportagem recente (Veja, 1997), baseada em dados da ONG SOS Mata Atlântica, restam de 5 a 8% da superfície originalmente coberta por Mata Atlântica. Destes, somente 20%, ou menos de **2% da superfície original**, estão protegidas legalmente em unidades de conservação dos tipos mais restritivos como Parques Nacionais e Reservas Biológicas (Câmara, 1996). Existem estimativas ainda mais pessimistas, que apontam os remanescentes atuais representando somente 4% da superfície original (O Globo, 1997 a).

P R O G N Ó S T I C O S , A L T E R N A T I V A S E I N C E R - T E Z A S

SOUTHGATE & CLARK (1993) destacam que os projetos conservacionistas têm investido grades somas na região amazônica, porém, para a conservação da biodiversidade na

América do Sul seria necessário a conexão entre o desenvolvimento agrícola e a conservação, de maneira que os projetos de biodiversidade estivessem vinculados a incrementos gerais no desenvolvimento econômico e que houvessem investimentos também em outras regiões. Segundo MITTERMEIR *et al.* (*op. cit.*), o Brasil é chamado o país da megadiversidade, especialmente em função da diversidade de ecossistemas no Domínio da Mata Atlântica e no sudeste da Amazônia.

As grandes variações políticas e econômicas que vêm acompanhando o Brasil à décadas e agora, como fruto da globalização, podem assolar o mundo (vide crise Asiática), impossibilitam previsões precisas, mesmo a médio prazo, em termos de taxas futuras de desmatamentos. Desta forma, o cenário aqui colocado visa funcionar como mais um alerta.

Considerando dados da FAO, citados em WHITMORE (1990), de que há um desmatamento da ordem de 0,4% do território florestado por ano no Brasil, e considerando dados recentes do INPE, publicados em O Globo (1998 a) - que atestam que a média de devastação no período de 1978-88 era da ordem de 20.000 ha ano⁻¹ e que no período de 1988-97 a média ficou em torno de 15.000 ha ano⁻¹, resultando em um desmatamento de cerca de 11% da Floresta Amazônica - apresenta-se não uma estimativa, mas sim um dos possíveis futuros cenários.

Com vistas a facilitar a compreensão deste possível futuro cenário, informes mais recentes em relação às mudanças na forma de ocupação e desmatamento na Amazônia, como por exemplo aqueles citados nas últimas reportagens ("300.000 pessoas promovem um desmatamento silencioso, sendo por isso chamados de cupins". "Grandes madeireiras asiáticas estão instaladas na Amazônia." - O Globo, 1998 b), não serão incorporados momentaneamente.

Considerando-se a hipótese de que as forças reguladoras das taxas atuais de desmatamento continuem com a mesma

resultante em termos de percentual anual (0,4%), o cenário para a Floresta Amazônica seria o seguinte (Quadro 1).

Quadro 1: Cenário para perda florestal na Amazônia, considerando constante a taxa de desmatamento anual em torno de 0,4% do total da cobertura original à época da ocupação européia no Brasil.

Época	Percentual de floresta restante na Amazônia
1500	100 %
1997	89 %
2000	88 %
2020	80 %
2120	40 %
2170	20 %
2200	0 %

Em cerca de 200 anos toda a Amazônia “não protegida legalmente” deixaria de possuir floresta! Como e em quanto tempo este processo poderia se desencadear na pouca superfície florestada restante (5-8%) da Mata Atlântica?

Existem ainda outras avaliações mais pessimistas que estimam o ano de 2135 como aquele em que a floresta tropical, no mundo inteiro, estará “seriamente danificada ou dizimada” (WILSON, 1997). Porém, outros autores como LUGO (1997) afirmam que algumas estimativas estão deixando de computar áreas onde a floresta consegue recuperar-se (matas secundárias), as quais são extremamente importantes para a manutenção da rica biodiversidade e consequentemente da bioma. De qualquer forma, caso não ocorram grandes reduções nas taxas de desmatamento, o futuro desenha um mundo muito mais pobre em biodiversidade e consequentemente em opções de alimentos, medicamentos etc.

Vale reafirmar que drásticas mudanças em termos de percentual, ampliando ou diminuindo o desmatamento, podem ocorrer em curtos

períodos de tempo. Para exemplificar pode ser citado o caso do ano de 1995 na Amazônia, no qual o desmatamento (cerca de 29.000 ha) foi maior que a média realizada no período dos grandes projetos de colonização implementados pelo governo federal (1978-88, 20.000 ha ano⁻¹). Este dado, divulgado só recentemente (O Globo, 1998 a), vem tendo uma repercussão negativa a nível mundial (O Globo, 1998 c).

Dentro deste contexto mundial da transformação da paisagem, os fragmentos florestais ganharam enorme importância (SHIERHOLZ, 1991; LAURANCE & YENSEN, 1991; TAYLOR, 1993; GREEN, 1994; KUPFER, 1995, dentre outros). No caso do Brasil, com pequenos percentuais do território protegidos legalmente, os estudos em fragmentos vêm se intensificando e alcançando grande relevância (LOVEJOY, 1983 *apud* SHIERHOLZ, 1991; KAPO, 1989; VIANA *et al.* 1992; CÂNDIDO JUNIOR, 1993; STOUFFER & BIERREGAARD JUNIOR, 1995; ANDRADE & SILVA, 1996; DÁRIO & MONTEIRO, 1996; TABANEZ *et al.* 1996; TOMÉ & VILHENA, 1996; STOUFFER & BIERREGAARD JUNIOR, 1996 E TABANEZ *et al.* 1997).

De acordo com a ótica de utilização racional do meio, enfatiza-se a proposta de múltiplos usos para áreas florestadas, como alternativa ao uso atual da terra, baseado na transformação e consequente fragmentação das florestas ainda existentes (L.M. MAGALHÃES *comunicação pessoal*). Neste contexto **o conhecimento da dinâmica ecológica em fragmentos florestais e corredores de vegetação torna-se de suma importância no binômio conservação / desenvolvimento.**

Como exemplo de usos auto-sustentados podem ser citados os casos relatados por GENTRY (1994). Segundo o autor na Amazônia peruana obtêm-se cerca de U\$ 700,00 ha ano⁻¹ através da extração de frutos tropicais e de seiva para fabricação da borracha; e comunidades extrativistas na Amazônia têm uma renda anual de mais de

US\$ 2.700,00 ano⁻¹ com a extração do açaí, cacau e borracha. No Acre a renda pode atingir entre US\$ 900,00 a US\$ 1.500,00 ano⁻¹, através da venda da borracha e de castanhas-do-pará.. Na região sudeste o manejo do palmito pode se tornar uma excelente alternativa ao desmatamento (ITO JUNIOR *et al.* 1996).

Outra alternativa de imenso potencial é o ecoturismo através da instalação de hotéis, pousadas, incremento de passeios, caminhadas ecológicas etc. Para visualizarmos esse potencial, segundo dados recentes (Veja, 1997), o ecoturismo na Amazônia gera em torno de US\$ 40.000.000 ano⁻¹. Com área igual a do Espírito Santo e quase cem vezes menor do que a Amazônia, a Costa Rica gera US\$ 600.000.000 ano⁻¹ com o ecoturismo. Desta forma, tanto na Amazônia quanto na Mata Atlântica fica evidente o desperdício de recursos que poderiam ser, em parte, utilizados para ampliar projetos e êxitos conservacionistas. Segundo a mesma revista, “todo comércio de madeira nobre no mundo equívale a menos da metade do que os americanos apuram sozinhos com a pesca esportiva.” E, só para concluir, vale ressaltar que 80% da madeira extraída da região amazônica é ilegal, portando não gerando divisas para a União que porventura pudessem retornar à floresta.

TEORIA E INCERTEZAS

Como raras vezes se acompanhou um trecho de vegetação antes e após ele ter se tornado um fragmento (LOVEJOY, 1983, *apud* SHIERHOLZ, 1991), a escolha de áreas piloto com fragmentos de diversos tamanhos, formas e arranjos espaciais, situadas próximas à extensas áreas florestadas e protegidas legalmente torna-se a condição ideal para análises comparativas que possibilitem o levantamento de características ecológicas adequadas a auto-sustentabilidade dos fragmentos (LOVEJOY *et al.* 1986; KAPOs, 1989; LAURANCE & YENSEN, 1991; VIANA *et al.*, 1992 e TABANEZ *et al.*, 1997).

No que se refere à manutenção e ampliação

da biodiversidade no contexto da fragmentação, questões ainda não solucionadas, relacionadas à ecologia da paisagem adquirem grande importância. Por exemplo: 1) o tamanho ou *área mínima* para que os fragmentos tenham auto-sustentabilidade (KAPOS, 1989; LAURANCE & YENSEN, 1991; VIANA *et al.* 1992; CÂNDIDO JUNIOR, 1993; KAGEYAMA & GANDARA, 1993; CÂMARA, 1996 E TABANEZ *et al.* 1997); 2) a *forma* mais adequada para a conservação de uma área (GAME, 1980; LAURANCE & YENSEN, 1991 e KUPFER, 1995); 3) a *proximidade* mínima, ou o afastamento máximo entre os fragmentos (áreas) para a manutenção da conectividade (VIANA *et al.* 1992; NEWMARK, 1993; TAYLOR, 1993; GREEN, 1994); 4) a *interconexão* entre os fragmentos florestais através de corredores ecológicos (NOSS, 1987; SIMBERLOFF & COX, 1987; CÂNDIDO JUNIOR, 1993; NEWMARK, 1993; KUPFER, 1995; CÂMARA, 1996 E ZAU, 1997); e 5) os *efeitos de borda*, resultados em termos de distância e intensidade de transformação, e alterações de ordem física e biológica nos contatos fragmento / paisagem transformada (KAPOS, 1989; LAURANCE & YENSEN, 1991).

Considerando esses dois últimos itens (corredores ecológicos e efeitos de borda), vale citar as diferentes (e complementares) abordagens bióticas e abióticas. KAPOs (*op. cit.*), quantificou significativas alterações microclimáticas até cerca de 60 m da borda para o interior dos fragmentos, podendo esses efeitos serem maiores nos períodos secos. De acordo com LAURANCE & YENSEN (*op. cit.*), RANNEY *et al.* (1981) observou efeitos de borda até 15 m; TEMPLE (1986) até 100 m e JANZEN (1986) até cerca de 5 Km! ZAU (1997), com base nos dados de Kapos (1989), sugere, em caráter estritamente preliminar, larguras superiores a 200 m. NEWMARK (1993), estudando a biologia, requerimentos de hábitat, dispersão, movimentos sazonais e hábitos comportamentais de pássaros do sub-bosque na Tanzânia sugere corredores com larguras mínimas de 1 Km (área não alterada de 600 m) e comprimentos máximos

inferiores a 3 Km. LAURANCE & YENSEN (*op. cit.*), encontraram efeitos de borda na estrutura do dossel a mais de 150 m e na composição florística a mais de 500 m.

De uma maneira geral o efeito de borda pode ser perceptível em três níveis distintos de intensidade, sendo dois, pelo menos, visíveis à certa distância (nível de paisagem):

- a) *estrutura física da vegetação*: a vegetação da borda apresenta-se com menor altura total, menor sobreposições de copas (1 ou 2), menor diâmetro médio das espécies arbóreas, espaçamento maior entre os indivíduos de maior diâmetro etc.
- b) *composição florística*: em trechos de borda são muito mais freqüentes as espécies com características pioneiras e típicas de clareiras (r-estrategistas e heliófilas) com muitos indivíduos de poucas espécies – características de estado sucessional inicial, como por exemplo Melastomataceas (quaresmeiras - *Tibouchina spp.*, jacatirões - *Miconia spp.*), Moráceas (embaúbas - *Cecropia spp.*), dentre outras. Tal aspecto imprime uma tonalidade verde mais clara à esta formação, quando comparada à floresta não alterada diretamente pelo efeito de borda.

Os casos acima são semelhantes aos encontrados em formações denominadas de "matas alteradas" por ZAÚ (1994) e ZAÚ *et al.* (1995).

- c) *dinâmica populacional*: quando as espécies apresentam densidades e arranjos espaciais distintos daqueles apresentados em situações de não borda (interior da mata). Neste caso a complexidade da natureza e os pouquíssimos dados existentes dificultam enormemente as generalizações.

Outros aspectos diferenciais da própria natureza como microclima e o relevo (OLIVEIRA *et al.* 1995), a hidrologia (ITU JÚNIOR *et al.* 1996), dentre outros, assim

como aqueles relacionados ao uso pretérito de maior escala temporal, também influenciam de significativamente na composição fitossociológica local (OLIVEIRA *et al.* 1996), podendo dificultar a definição da extensão do efeito de borda.

Em relação aos corredores ecológicos, vale destacar que são de extrema importância no aumento da conectividade (TAYLOR, 1993; GREEN, 1996) e na conseqüente ampliação dos fluxos gênicos (CÂMARA, 1996). Tais fluxos são fundamentais à manutenção das variações genéticas das populações (KAGEYAMA & GANDARA, 1993) e, conseqüentemente, à biodiversidade e à bioma como um todo.

Porém, pelo estado atual da arte, observa-se que as questões relacionadas às larguras funcionais mínimas pouco ou não modificadas (larguras mínimas), bem como as distâncias máximas dos corredores ainda estão em fase inicial de estudo. Os avanços científicos nestes aspectos devem basear-se em dados empíricos e específicos para cada condição ambiental. Não só dados físicos do meio, como também aqueles referentes aos nichos das espécies definidas como mais "importantes" (espécies-chave), pelo menos do ponto de vista do funcionamento do ecossistema, no qual os fragmentos uma vez conectados, comporão uma "rede integrada de unidades" (ZAÚ, 1997). Na Mata Atlântica essa medida pode ser realizada com maior efetividade, em alguns pontos, em função dos esforços para a implantação da Reserva da Biosfera.

Uma melhor compreensão da organização e do funcionamento do ecossistema se faz necessária para a conservação a longo prazo. O conhecimento sobre guildas, funcionalmente integradas, torna-se fundamental para a manutenção de fragmentos. Por exemplo, o papel desempenhado pela entomofauna enquanto polinizadora ou pela fauna vertebrada como polinizadora (pássaros, morcegos etc.), dispersora (pássaros, morcegos, roedores diversos (JANZEN, 1980)), e até na ciclagem de nutrientes (CASTRO JUNIOR, 1991) cada

vez ganham maior importância. Alguns exemplos como o da paca (*Agouti paca*) importante dispersora de frutos do andá-azú (*Johannesia princeps*) (MAIA *et. al.* 1985), o da cotia (*Dasyprocta agouti*) e do caxinguelê (*Sciurus aestuans ingramii*) com os frutos do airi (*Astrocaryum aculeatissimum*) (ZAÚ *et al.* 1987), o do mesmo caxinguelê como predador / dispersor de frutos da palmeira baba-de-boi (*Arecastrum romanzoffianum*) (MAIA *et. al.* 1987) ou ainda de morcegos polinizando e dispersando inúmeras espécies florestais como o jatobá (JANZEN, *op. cit.*), frutíferas e mesmo a embaúba (*Cecropia spp.*) importante recuperadora de clareiras e bordas da mata, não podem ficar restritos aos estudos de auto-ecologia. Estes conhecimentos devem passar a ser incorporados em projetos de manejo e recuperação de áreas.

Outra questão que não pode ser esquecida é o caso das espécies raras. São assim designadas por apresentarem baixas frequências na natureza. Porém, apesar de "raras", têm grande importância relativa nos ecossistemas florestais tropicais (KAGEYAMA, 1986 e KAGEYAMA, 1997), especialmente em seus estágios sucessionais mais avançados. Desta forma, são um dos principais responsáveis pela alta biodiversidade dos ecossistemas tropicais. É claro neste caso, em se tratando da manutenção de espécies raras, que os corredores ecológicos tornam-se extremamente mais importantes.

Citando por exemplo KAGEYAMA & GANDARA (1993) E KAGEYAMA (1997), que tomaram como base um espécie muito rara (uma árvore a cada 50 ha) seriam necessários cerca de 25.000 ha para preservar uma população mínima de 500 indivíduos (nº mínimo necessário para evitar a depressão genética a longo prazo, segundo FRANKEL & SOULÉ (1981) *apud* CÂNDIDO JUNIOR (1993)). De acordo com os mesmos autores seriam necessários cerca de ¾ a mais para possibilitar o hábitat suficiente para essa população suportar variações ambientais de maior escala temporal (100.000 ha) e pelo menos cinco populações para a sustentabilidade genética a espécie (500.000 ha)!

Os números a que se chega são bastante diferentes das possibilidades atuais da fragmentada Mata Atlântica (BROWN, 1987) e também dos recursos públicos destinados a implantação de unidades de conservação. Porém a implantação de **corredores efetivos** entre fragmentos florestais e destes à unidades de conservação senso estrito, poderiam, desta forma, viabilizar a manutenção das importantes espécies raras. Em se tratando da funcionalidade efetiva dos corredores ecológicos é importante se considerar sempre as síndromes de dispersão das espécies em tela.

Vale destacar ainda que, em vários casos, a simples existência de corredores pode não solucionar os problemas oriundos da fragmentação e da diminuição do hábitat efetivo. Desta forma, é claro que não pode haver a simples substituição de uma área preservada de grande porte e de extrema importância (como por exemplo a Reserva Biológica do Tinguá, com 26.000 ha, na região serrana do Estado do Rio de Janeiro), por várias pequenas (como por exemplo, a Floresta Nacional Mário Xavier, com 493 ha, no Município de Seropédica, ou ainda a bem conservada Área de Relevante Interesse Ecológico da Floresta da Cicuta, com apenas 131 ha, no município de Volta Redonda, ambas no mesmo estado) (MENDONÇA-FILHO *et al.* 1996). Deve-se, necessariamente, investir em unidades de conservação de grande porte e no aumento da funcionalidade ecológica de diversas áreas de menor porte (fragmentos), as quais, sem uma real conectividade, podem tornar-se "reservas" inúteis do ponto de vista preservacionista (CÂNDIDO JUNIOR, 1993). Aliás, essa é uma das principais questões da ecologia da paisagem na atualidade e de fundamental importância para o correto planejamento de unidades de conservação e uso do solo (NOSS, 1987; CÂNDIDO JUNIOR, 1993; ZAÚ, 1997).

Entretanto é importante ressaltar que, para o caso da fragmentada Mata Atlântica, essa discussão torna-se secundária porque uma condição de escolha dificilmente será encontrada. Como postulado em BROWN

(1987) e descrito em KAGEYAMA (1986), na maioria das situações, as áreas candidatas à unidades de conservação são tão poucas que deve se dar prioridade à conservação do maior número possível.

Portanto, para conservação (senso amplo) da biodiversidade *in situ*, especialmente na Mata Atlântica, são necessários esforços para a implantação de unidades de conservação em "grandes" extensões territoriais, e para a formulação de redes integradas de fragmentos e unidades de conservação de mesma tipologia ecológica, sejam elas grandes ou pequenas.

A RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS NO CONTEXTO DA FRAGMENTAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA

Nas paisagens florestais transformadas da Mata Atlântica vários ensaios vêm sendo realizados no que se refere a recuperação de áreas degradadas, em especial na recuperação funcional direta da floresta. Dentre os mais recentes, em acordo com a linha sucessional proposta por KAGEYAMA & CASTRO (1989), UHL *et al.* (1992), dissertaram sobre a restauração de florestas em ambientes de pastagens degradadas; GALLI & GONÇALVES (1996), descreveram propostas de revegetação de matas ciliares adjacentes à represas da CESP; VIANA *et al.* (1992) e TABANEZ *et al.* (1997), formularam propostas para a recuperação e o manejo de fragmentos florestais; PIÑA-RODRIGUES *et al.* (1997) compararam o método tradicional a um plantio mais adensado (com 1 planta / m²). Por fim, vale citar VALCARCEL & SILVA (1997), que propõem metodologia para avaliação da eficiência conservacionista de medidas recuperadoras.

Sem dúvida, para uma política conservacionista de longo prazo, a atuação em duas linhas se faz necessária pela complementaridade mútua.

1) manutenção da funcionalidade ecológica dos fragmentos que compõem as

paisagens florestais atuais, através de zonas de abafamento de, pelo menos, 100 m em seu entorno; de zonas de uso restrito de 10 Km de raio, ao redor das unidades de conservação e dos fragmentos mais significativos - podendo se considerar nessa situação aqueles com superfícies maiores do que 100 ha - ; além de corredores de vegetação para a ligação à outros fragmentos / unidades de conservação, em caráter preliminar, com larguras bastante superiores a 200 m (ZAU, 1997); e

2) recuperação de áreas atualmente degradadas, especialmente nos trechos "protegidos" por Lei (margens de rios, linhas de cumeada, ao redor de lagoas e lagos, nas nascentes, topo de morros, encostas com mais de 45° de declividade, bordas de tabuleiros e altitudes superiores a 1800 m, de acordo com a Resolução CONAMA nº 4/85 in FEEMA, 1992);.

NECESSIDADES

O manejo correto dos fragmentos na paisagem, bem como de seus contornos, além de medidas preservacionistas externas como corredores ecológicos para ampliação do fluxo gênico, implantação de zonas de abafamento e de uso restrito serão vitais para a manutenção das condições ecológicas atuais nas gerações futuras.

Dentro desta proposta, alguns objetivos são fundamentais:

- 1) Possibilitar a manutenção e ampliação da biodiversidade existente nos fragmentos florestais através do aumento dos fluxos gênicos entre populações de diferentes fragmentos;
- 2) Subsidiar propostas de recuperação de áreas degradadas potencializando processos naturais de sucessão;
- 3) Definir situações geoecológicas adequadas ao enriquecimento de trechos de

vegetação ou mesmo aqueles favoráveis à instalação de corredores ecológicos, através de projetos de recuperação de áreas degradadas;

- 4) Subsidiar propostas para a ampliação da superfície florestal com vistas à perenização de nascentes e córregos e minimização de processos erosivos, especialmente em trechos com impedimentos para utilização de agricultura mais intensiva.

Pelas questões pendentes e em plena discussão a respeito de conceitos teóricos de ecologia da paisagem; pela carência de informações fundamentais à prática da conservação em espaços que ainda apresentem trechos de Mata Atlântica; e pela necessidade de subsidiar projetos que abordem o binômio conservação (implementação funcional de processos ecológicos em variadas escalas espaciais) / desenvolvimento (subsídio a ampliação das áreas florestadas para múltiplos usos como alternativa de utilização da terra); torna-se fundamental o incentivo a projetos que avaliem, o mais urgente possível, parâmetros ecológicos necessários que possam, ainda, conduzir à formas mais racionais de uso do solo e ao tão almejado desenvolvimento sustentável.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Rogério Ribeiro de Oliveira (FEEMA) que contribuiu com suas sempre apropriadas críticas e aos alunos de graduação da disciplina de Ecologia Geral da UFRRJ que muito contribuíram com questionamentos estimuladores.

LITERATURA CITADA

ANDRADE, L. A. A. & Silva, E. Fragmentação florestal: efeitos sobre a fauna silvestre. *Forest'96*, Anais, 52-53. 1996.

BROWN JUNIOR, K. S. O papel dos consumidores na conservação e no manejo de recursos genéticos florestais *in situ*. *IPEF*, (35): 61-70. 1987.

CÂMARA, I. G. Plano de ação para a Mata Atlântica. Roteiro para a conservação de sua biodiversidade. *Série Cadernos da Reserva da Biosfera*, Caderno nº 4, 34 p. 1996.

CÂNDIDO JUNIOR, J. F. The contribution of community ecology to choice and design of natural reserves. *Ciência e Cultura*, 45(2):100-103, 1993

CASTRO JUNIOR, E. O papel da fauna endopodônica na estruturação física do solo e seu significado para a hidrologia de superfície em região montanhosa florestada, PNT - RJ. Dissertação de Mestrado. Dep.^o de Geografia. IGEO. CCMN. UFRJ. 1991.

DÁRIO, F. R. & MONTEIRO, J. B. Composição florística e fitossociológica de um fragmento de floresta estacional semidecídua em Ribeirão Preto / SP / Brasil. *Forest'96*, Anais, 131-133. 1996.

FEEMA. *Coletânea de legislação federal e estadual de meio ambiente*. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente. Notrya. Rio de Janeiro. 383 p. 1992.

GALLI, L. F. & GONÇALVES, J. C. Recuperação de áreas degradadas da Mata Atlântica: uma experiência da CESP. Parte II - Reflorestamento. *Série Cadernos da Reserva da Biosfera*, Caderno nº3: 20-44. 1996.

GAME, M. Best shape for nature reserves, *Nature*, 287: 630-632. 1980.

GENTRY, A. Como usar a biodiversidade sem deteriorar a floresta? *Ciência Hoje*, 17(98): 54-57. 1994.

- GREEN, D. G. Connectivity and complexity in landscapes and ecosystems. *Pacific Conservation Biology*, in press. 9 p. 1994. (via Internet).
- GUATURA, I. N.; CORRÊA, F.; COSTA, J. P. O. & AZEVEDO, P. U. E. A questão fundiária: roteiro para a solução dos problemas fundiários nas áreas protegidas da Mata Atlântica. Roteiro para a conservação de sua biodiversidade. *Série Cadernos da Reserva da Biosfera*, Caderno nº1, 47 p. 1996.
- ITO JR., K.; ZAÚ, A.S. & CASTRO-JR. E. Distribuição espacial de palmeiras em encostas florestadas do PARNA da Tijuca / R.J. XLVII Congresso Nacional de Botânica. Nova Friburgo, RJ. Brasil. Resumos. p. 360. 1996.
- JANZEN, D. Ecologia vegetal nos trópicos. EPU/EDUSP. São Paulo. 79 p. 1980.
- KAGEYAMA, P. Y. Conservação "in situ" de recursos genéticos de plantas. *IPEF*, 7-37. 1986.
- KAGEYAMA, P. Y. Mata Atlântica: ainda é possível salvar toda sua biodiversidade? *Jornal da SOS Mata Atlântica*, abr.-mai. pág. 3. 1997.
- KAGEYAMA, P. Y. & CASTRO, C. F. A. Sucessão, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. *IPEF* (41/42): 83-93, Piracicaba. 1989.
- KAGEYAMA, P. Y. & GANDARA, F. B. Dinâmica de populações de espécies arbóreas para o manejo e a conservação. III^o *Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira* (ACIESP), Anais, 1-9. 1993.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology*, 5:173-185, 8 figs., 1989.
- KUPFER, J. A. Landscape ecology and biogeography. *Progress in Physical Geography*, 19 (1): 18-34. 1995.
- LAURENCE, W. F. & YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biological Conservation*, 55(1): 77-92. 1991.
- LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JUNIOR, R. O.; JUNIOR RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; J. R. POWELL, A. H.; SCHUBART, H. O. R. & HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. *In: Conservation Biology* (Ed. M.E. Soule), pp. 257-285. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. 1986.
- LUGO, A. E. Estimativas de reduções na biodiversidade de espécies da floresta tropical.. *In: Biodiversidade* (Ed. E.O. Wilson), 72-88. Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 1997.
- MAIA, A. A.; R. F. OLIVEIRA, T. M. PARUCKER & R. R. Oliveira. Inferências faunísticas por vestígios vegetais. II: Frutos de *Johannesia princeps* Vell. (Euphorbiaceae) consumidos por *Agouti paca* e *Dasyprocta aguti* (Rodentia: Dasyproctidae). *Eugeniana*, 10(1): 15-24. 1985.
- MAIA, A. A., R. F. OLIVEIRA, T. M. PARUCKER & R. R. Oliveira. Inferências faunísticas por vestígios vegetais. III: Interrelações do caxinguelê (*Sciurus aestuans ingramii*) com a palmeira baba-de-boi (*Syagrus romanzoffiana*). *Atas Soc. Bot. Brasil Secção RJ*, 3(10): 81-93. 1987.
- MENDONÇA-FILHO, W. F.; QUEIROZ, D. L. M. & PEDREIRA, L. O. L. Unidades de Conservação no Estado do Rio de

- Janeiro. *Floresta e Ambiente*, 3:190-199. Instituto de Florestas, UFRRJ. 1996.
- MITTERMEIR, R. A.; WERNER, T.; AIRES, J. M. & FONSECA, G. A. B. O país da megadiversidade. *Ciência Hoje*, 14(81): 20-27. 1992.
- NEWMARK, W. D. The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania. *Ambio*, 22(8): 500-504. 1993.
- NOSS, R. F. Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, 1(2): 159-164, 1987.
- O GLOBO. 16 de dezembro, 1ª edição. 1997.
- O Globo. 27 de janeiro, páginas 8 e 9, 2ª edição. 1998 a.
- O Globo. 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15 e 16 de março. 1998 b.
- O Globo. 28 de janeiro, página 9, 3ª edição. 1998 c.
- OLIVEIRA, R. R.; ZAÚ, A. S.; LIMA, D. F.; SILVA, M. B. R. & VIANNA, M. C. Dinâmica ecológica de encostas no Maciço da Tijuca - RJ. *Oecologia Brasiliensis*, 1: 523-541. 1995.
- PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; REIS, L. L. & MARQUES, S. S. Sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas na Mata Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo / benefício com o sistema tradicional. *Floresta e Ambiente*, 4: 30-41. Instituto de Florestas, UFRRJ. 1997.
- SHIERHOLZ, T. Dinâmica biológica de fragmentos florestais. *Ciência Hoje*, 12(71): 22-29. 1991.
- SIMBERLOFF, D.; & COX, J. Consequences and costs of conservation corridors. *Conservation Biology*, 1: 63-71. 1987.
- SOUTHGATE, D. & CLARK, H. L. Can conservation projects save biodiversity in South America? *Ambio*, 22(2): 163-166. 1993.
- STOUFFER, P. C. & BIERREGAARD JUNIOR, R. O. Use of amazonian forest fragments by undertory insectivorous birds. *Ecology*, 76(8): 2429-2445. 1995.
- STOUFFER, P. C. & BIERREGAARD JUNIOR, R. O. Forest fragmentation and seasonal patterns of hummingbird abundance in Amazonian Brazil. *Ararajuba*, 4(1): 9-14. 1996.
- TABANEZ, A. A. J.; NASCIMENTO, H. E. M.; VIANA, V. M.; ARANTES, J. G. & MARCON, M. Controle de cipós no manejo em um fragmento de floresta mesófila semidecidual na região de Piracicaba, SP. *Forest'96*, Anais, 98-99. 1996.
- TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M. & DIAS, A. S. Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto do Piracicaba, SP. *Rev. Brasil. Biol.*, 57(1): 47-60. 1997.
- TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K. & MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68 (3): 571-573. 1993.
- TOMÉ, M. V. D. F. & VILHENA, A. H. T. Levantamento preliminar de fragmentos florestais no norte do Paraná - Subsídio para a conservação florestal e formação de arboreto - estrutura horizontal. *Forest'96*, Anais, 11-13. 1996.
- UHL, C.; NEPSTAD, D.; SILVA, J. M. C. &

- VIEIRA, I. Restauração da floresta em pastagens degradadas. *Ciência Hoje*, vol. especial. 40-42. 1992.
- VALCARCEL, R. & SILVA Z. S. Eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas. *Floresta e Ambiente*, 4: 68-80. Instituto de Florestas, UFRRJ. 1997.
- VEJA. Especial Amazônia. n.º 1527. 24 de dezembro de 1997.
- VIANA, V. M.; TABANEZ, J. A. & MATINEZ, J. L. A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. *2º Congresso Nacional sobre Essências Nativas*. Anais: 400-406. 1992.
- WILSON, E. O. A situação atual da biodiversidade biológica. *In: Biodiversidade* (Ed. E.O. Wilson), 3-24. Nova Fronteira, Rio de Janeiro. 1997.
- WITMORE, T. C. *An introduction to tropical rain forests*. Claredon Press. Oxford. 1990. 226p.
- ZAÚ, A. S. Cobertura vegetal: transformações e resultantes microclimáticas e hidrológicas superficiais na vertente norte do Morro do Sumaré, Parque Nacional da Tijuca-RJ. *Dissertação de mestrado*. PPGG / CCMN / UFRJ. 1994. 197 p.
- ZAÚ, A. S. A Ecologia da paisagem no planejamento territorial. *Floresta e Ambiente*, 4: 98-103. Instituto de Florestas, UFRRJ. 1997.
- ZAÚ, A. S.; OLIVEIRA, R. R.; OLIVEIRA, R. F.; MAIA, A.; PENNA, T. M. P. A. Inferências faunísticas por vestígios vegetais IV: Frutos de airi (*Astrocaryum aculeatissimum* (Schott) Burret) Palmae, utilizados por quatro roedores: dados preliminares. *Reunião Seccional RJ. Soc. Brasileira de Botânica*. Rio de Janeiro. 1987.
- ZAÚ, A. S.; OLIVEIRA, R. R. DE & COELHO NETTO, A. L. A Floresta da Tijuca vai acabar? Fragmentação e degeneração do Parque Nacional da Tijuca. *1ª Enc. de Geomorfologia do Sudeste*, Anais: 129-131. 1995.
- ZAÚ, A. S.; COUTINHO, B. & NETTO, M. M. Decomposição da celulose em diferentes tipos de vegetação do Parque Nacional da Tijuca - RJ. XLVII Congresso Nacional de Botânica. Nova Friburgo, RJ. Resumos. Págs. 342 e 343. 1996.
- ZAÚ, A. S.; VIEIRA, E. G. M. & CHAGAS, C. S. Áreas especiais no Estado de Santa Catarina *Floresta e Ambiente*, 5 (este volume). Instituto de Florestas, UFRRJ.