

Estratégias para a conservação da diversidade biológica em florestas fragmentadas

Strategies for the conservation of biological diversity in fragmented forests

Fábio Souto Almeida^{1(*)}

Diego Silva Gomes²

Jarbas Marçal de Queiroz³

Resumo

Em todo o mundo, a sociedade e o poder público vêm se mobilizando para criar mecanismos que garantam a conservação da diversidade biológica. Em relação aos ecossistemas florestais, o desmatamento e a conseqüente redução e fragmentação do habitat são apontados como fortes ameaças à biodiversidade. Assim, este trabalho objetivou apresentar e discutir estratégias que podem ser utilizadas para a conservação da diversidade biológica em paisagens florestais fragmentadas. No Brasil, os esforços conservacionistas têm se concentrado na manutenção de grandes extensões de florestas em Unidades de Conservação da Natureza e outras áreas protegidas. A recuperação de áreas degradadas, através de reflorestamentos com espécies nativas e a implantação de corredores ecológicos, também são ações importantes para a melhoria das condições ecológicas e para a conservação da diversidade biológica. Como, na realidade atual, as áreas com florestas estão inseridas em uma matriz de pastagens e áreas agrícolas, diversos autores sugerem ainda que os agricultores devam ser incluídos nos planos de conservação da biodiversidade, principalmente através do estímulo à adoção de meios produtivos diversificados e práticas conservacionistas. Além disso, a educação ambiental deve ser utilizada para que a população adquira consciência ambiental e, assim, valorize e atue na defesa dos fragmentos florestais. Todavia, apesar das estratégias utilizadas para a conservação das espécies terem se mostrado úteis, quando aplicadas isoladamente, elas apresentam falhas. Dessa maneira, é necessário adotar metodologias que envolvam várias dessas estratégias de maneira integrada.

Palavras-chave: desenvolvimento sustentável; biodiversidade; serviços ambientais; gestão ambiental.

1 MSc.; Engenheiro Florestal; Doutorando em Ciências Ambientais e Florestais na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, UFRRJ; Endereço: Rua 14 de dezembro, 271, CEP: 25.804-100, Três Rios, Rio de Janeiro, Brasil; E-mail: fbio_almeida@yahoo.com.br (*) Autor para correspondência.

2 Biólogo; Mestrando em Biologia Animal pelo Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, UFRRJ; E-mail: dye gouss@yahoo.com.br

3 PhD; Engenheiro Agrônomo; Professor do Departamento de Ciências Ambientais da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, UFRRJ; E-mail: jarbas@ufrj.br

Recebido para publicação em 27/10/2010 e aceito em 13/04/2011

Ambiência Guarapuava (PR) v.7 n.2 p.367 - 382 Maio/Ago. 2011 ISSN 1808 - 0251
DOI:10.5777/ambiencia.2011.02.01rb

Abstract

All over the world, society and public authorities have been joining efforts to create mechanisms that ensure biodiversity conservation. In forest ecosystems, deforestation and the consequent habitat reduction and fragmentation have been pointed out as strong threats to biodiversity. Therefore, this study aimed at presenting and discussing strategies that can be used for biodiversity conservation in fragmented forest landscapes. Conservation efforts have been focused on the maintenance of large extensions of forests in reserves and other protected areas. The restoration of degraded areas through reforestation with native species and the implementation of ecological corridors are also important actions for the improvement of ecological conditions and for biodiversity conservation. Since currently forest areas are inserted in a matrix of pastures and agricultural areas, several authors suggest that farmers should be included in biodiversity conservation plans, mainly through incentives for diversified production systems and conservation practices. Moreover, environmental education must be used to raise public environmental consciousness and, hence, make people appreciate and help to preserve forest fragments. However, although the strategies used for species conservation have been proved useful, they do not work well when applied separately. Therefore, it is necessary to use approaches that integrate several strategies.

Key words: sustainable development; biodiversity; environmental services; environmental management.

Introdução

Em todo o mundo, a sociedade e o poder público vêm se mobilizando para criar mecanismos que garantam a conservação da diversidade biológica (biodiversidade em sua forma contraída). Nesse sentido, foi realizada no Rio de Janeiro em 1992, a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, tendo como resultado, a Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), que é um compromisso pela conservação da diversidade biológica. Nesse documento, diversidade biológica é definida como “a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres,

marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas”. Entretanto, a conservação da biodiversidade é um dos principais desafios que a sociedade enfrentará no século XXI, devido aos impactos ambientais provocados pelo homem nos mais diversos ecossistemas.

Em relação aos ecossistemas florestais, o desmatamento e a consequente redução e fragmentação do habitat são apontados como fortes ameaças à diversidade biológica (RICKLEFS, 1996). Grandes extensões de florestas nativas têm sido convertidas, principalmente, em áreas para agricultura e pastagens, ameaçando um grande número de

espécies (SCHELHAS; GREENBERG, 1996). Segundo Ferreira et al. (2005), a conversão de áreas de florestas em pastagens é responsável por cerca de 80% do desmatamento na Amazônia legal, sendo que, mais recentemente, as pastagens estão dando lugar à agricultura mecanizada. Todavia, embora o desmatamento seja intenso nas últimas décadas, principalmente nos trópicos, raramente é completo e frequentemente não é permanente (SCHELHAS; GREENBERG, 1996). Fragmentos de florestas primárias e secundárias permanecem em muitas paisagens dominadas pela agricultura ou pecuária. Esse é o caso, por exemplo, do bioma Mata Atlântica, que sofre os impactos negativos de ciclos econômicos que geraram expressivas modificações na paisagem e a destruição de ecossistemas (DEAN, 2002). A conservação da Mata Atlântica e de sua biodiversidade é um desafio, principalmente pelo avançado processo de desmatamento. Atualmente, a área com cobertura florestal ocupa entre 11,4% e 16% da sua extensão original e ainda apresenta uma distribuição bastante fragmentada (RIBEIRO et al., 2009).

Considerando o objetivo da CDB e o crescente aumento do desmatamento em várias regiões do planeta, o presente trabalho tem como objetivo apresentar e discutir estratégias que podem ser utilizadas para a conservação da diversidade biológica em paisagens florestais fragmentadas.

Impactos da fragmentação florestal sobre a diversidade biológica

O processo de fragmentação florestal traz como consequência a redução e o isolamento dos habitats, além de ocasionar o aumento do efeito de borda, pois nos locais

próximos do limite entre o remanescente e a matriz circundante são observadas alterações significativas na radiação, no vento e na dinâmica da água (SAUNDERS et al., 1991).

As mudanças na paisagem podem causar uma série de impactos na biota, como a diminuição do fluxo gênico entre populações, a redução no tamanho das populações, a extinção de espécies e alterações na composição das comunidades bióticas (MORATO; CAMPOS, 2000; DAVIES et al., 2001; GIMENES; ANJOS, 2003; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009). A diversidade biológica presente em grandes extensões de florestas não é totalmente mantida nos fragmentos, pois não suportam grandes populações ou uma grande variedade de espécies. Os fragmentos pequenos não suportam elevado número de indivíduos de espécies que precisam de grandes áreas para sobreviver, como vários predadores de topo de cadeia alimentar. Além disso, o isolamento das populações acarreta perda genética e de flexibilidade evolucionária, devido ao menor fluxo gênico (KAGEYAMA; GANDARA, 1998; CAMPOS, 2006). Existem ainda as espécies que não conseguem se adaptar às condições ambientais dos remanescentes florestais e a diversidade de habitats, geralmente, é menor em fragmentos que em florestas contínuas (PAGLIA et al., 2006). Assim, muitas vezes os fragmentos possuem uma menor riqueza de espécies que florestas contínuas (SOBRINHO et al., 2003; BRUHL et al., 2003; VASCONCELOS et al., 2006).

Todavia, em outros casos, é a composição das comunidades que varia entre fragmentos florestais e florestas contínuas (PUNTILLA et al., 1994; GIBB; HOCHULI, 2002; SCHOEREDER et al., 2004), pois os fragmentos, principalmente os

menores, podem ser invadidos por espécies que habitam a matriz circundante.

Além dos efeitos diretos sobre as espécies, a fragmentação dos habitats também pode afetar severamente processos ecológicos, como a ciclagem de nutrientes e as interações ecológicas (KRUESS; TSCHARNTKE, 1994; GUIMARÃES; COGNI, 2002; PAUW, 2007; ANDREAZZI et al., 2009; LAURENCE; VASCONCELOS, 2009). A fragmentação gera a extinção de espécies de mamíferos e afeta a taxa de remoção das sementes, a distância de remoção e o recrutamento das espécies de plântulas dispersas por esses animais (ANDREAZZI et al., 2009). A importância das aves para a dispersão de sementes também é conhecida, entretanto, a fragmentação pode influenciar a riqueza de espécies de aves e a composição da comunidade (ANJOS, 1998; GIMENES; ANJOS, 2003). Assim, a dispersão de sementes pode ser prejudicada (RABELLO et al., 2010). Também é conhecido que a maior parte das espécies de árvores das florestas tropicais requer agentes bióticos, particularmente insetos, para a polinização de suas flores. Entretanto, a fragmentação florestal pode alterar o comportamento de forrageamento, limitar o movimento entre fragmentos e reduzir a abundância e a riqueza de espécies de polinizadores (LENNARTSSON, 2002; AGUIRRE; DIRZO, 2008). Dessa forma, o sucesso reprodutivo das plantas também pode ser afetado (HIRAYAMA et al., 2007). Pauw (2007) observou que a espécie de abelha *Rediva peringueyi* (Friese, 1911) foi ausente em pequenas áreas conservadas e em uma matriz urbana na África do Sul, como consequência, a produção de sementes falhou em seis espécies de plantas que são polinizadas somente por essa abelha. A

fragmentação também afeta as populações dos predadores e presas, influenciando a predação. Tabarelli e Mantovani (1997), observaram que a taxa de predação de ovos de pássaros foi significativamente maior na borda que no interior de uma floresta no Espírito Santo. Essa série de impactos sobre as interações ecológicas certamente põem em risco a sobrevivência das espécies. Além disso, os efeitos da fragmentação florestal não são homogêneos para os diversos táxons (ANJOS, 1998), o que torna mais complexo a elaboração de estratégias que possibilitem a conservação de todas as espécies de uma paisagem fragmentada.

Todavia, a despeito dos efeitos negativos da fragmentação florestal sobre a diversidade biológica, algumas espécies ameaçadas de extinção ainda podem ser encontradas nos fragmentos florestais (BERNACCI et al., 2006), evidenciando a necessidade de incluir os remanescentes florestais nas estratégias de conservação da diversidade biológica.

As características dos fragmentos florestais e sua relação com a conservação das espécies

As características dos fragmentos florestais irão determinar sua propensão em suportar maior ou menor número de espécies dos diferentes táxons. Dentre as características mais importantes, estão o tamanho do fragmento, o grau de isolamento, a forma, o tipo de vizinhança e o histórico de perturbações (VIANA; PINHEIRO, 1998).

Quanto ao tamanho do fragmento e seu grau de isolamento, cabe comentar sobre a teoria da biogeografia de ilhas (MACARTHUR; WILSON, 1963). A teoria trata da probabilidade de extinção de

espécies que habitam ilhas e da recolonização desses ambientes. Pela teoria, a probabilidade de ocorrer a extinção de uma espécie é maior em uma ilha pequena que em uma grande. Além disso, a probabilidade de uma espécie chegar até a ilha está relacionada positivamente com o tamanho da ilha e negativamente com a distância entre a ilha e a fonte. Essa teoria vem sendo aplicada aos fragmentos florestais, pois funcionam como ilhas em meio a uma matriz de áreas agrícolas e pastagens. Dessa forma, fragmentos maiores e menos isolados seriam mais propícios para a manutenção da biodiversidade.

A forma dos fragmentos florestais é importante por estar relacionada com o efeito de borda e a susceptibilidade do remanescente aos fatores externos. As bordas criadas pelo desmatamento são artificiais, sendo uma transição abrupta entre a floresta e o ambiente adjacente (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). Fragmentos com maiores perímetros em relação à sua área estariam sujeitos a um maior efeito de borda (DURIGAN et al., 2006). Como o perímetro está relacionado com a forma dos fragmentos, remanescentes florestais com áreas mais circulares e, portanto, com menor perímetro relativo, sofreriam menos efeitos de fatores externos.

A vizinhança dos fragmentos se refere ao uso do solo no ambiente que tem contato com a floresta. Nesse sentido, ambientes externos com maior complexidade estrutural da vegetação, como sistemas agrícolas diversificados e com a presença de vários estratos verticais, podem colaborar para a conservação da biodiversidade nos fragmentos, pois são ambientes mais próximos à estrutura original da floresta, se comparado com ambientes mais distantes, como monoculturas. Por

outro lado, fragmentos vizinhos de pastagens e áreas urbanas podem ter o efeito de borda intensificado e serem mais propensos à perda de espécies. Fragmentos florestais vizinhos de áreas de pastagem podem sofrer, por exemplo, com incêndios provocados nas áreas vizinhas e com o pisoteio provocado pelo gado ao adentrar a floresta. Já nos fragmentos vizinhos de áreas urbanas, comumente, podem ser encontrados vestígios de atividades humanas, como o lixo. Nesse sentido, Saunders et al. (1991) afirmam que as pesquisas sobre os ecossistemas fragmentados, além de estudarem a biota, devem ser dirigidos para a compreensão e controle das influências externas. Outro fator crucial é o histórico de perturbações, que muitas vezes é complexo e longo, mas é um dos fatores que melhor explica o estado atual da estrutura do fragmento (VIANA; PINHEIRO, 1998). É comum que os fragmentos florestais tenham sofrido ações antrópicas como a caça, o fogo e a retirada seletiva de madeira e outros produtos vegetais (GONZAGA et al., 2007; MULLER et al., 2010).

Tendo em vista a importância dos fatores apresentados, é imprescindível que esses sejam levados em consideração na elaboração de estratégias para a conservação da diversidade biológica nos fragmentos florestais.

Unidades de Conservação da Natureza

Em todo o mundo, esforços vêm sendo feitos para preservar os remanescentes florestais e sua biodiversidade. Tais esforços têm se concentrado na conservação de grandes extensões de florestas em reservas e outras áreas naturais protegidas por lei (RYLANDS; BRANDON, 2005). No

Brasil, a Lei Nº 9.985 de 18 de julho de 2000, que institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), define Unidade de Conservação como “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção”. As Unidades de Conservação têm contribuído para a conservação da biodiversidade regional e proteção de espécies endêmicas, ameaçadas ou vulneráveis (BRAZ; CAVALCANTI, 2001). Além disso, o desmatamento pode ser até 10 vezes menor no interior das áreas protegidas do que fora delas (FERREIRA et al., 2005).

Apesar da importância, já constatada, das Unidades de Conservação, melhorias ainda devem ser buscadas. Lima et al. (2005) observaram que a criação de Unidades de Conservação em Minas Gerais tem ocorrido sem a perspectiva de cumprir com os objetivos estabelecidos em sua criação. Observaram ainda que apenas uma Unidade de Conservação apresentava nível satisfatório de manejo e 60% exibiram nível insatisfatório. Os autores afirmam que isso também ocorre em outros estados, como São Paulo, Rio de Janeiro e Mato Grosso.

O projeto de várias Unidades de Conservação levou em consideração as premissas da biogeografia de ilhas (SAUNDERS et al., 1991). Todavia, existem dúvidas sobre o que seria mais adequado, conservar um único fragmento florestal grande ou vários pequenos. Um fragmento grande preservaria um maior número de espécies, mas, por outro lado, poderia ser devastado com um único evento catastrófico.

Já os fragmentos pequenos abrigariam menos espécies, mas há uma probabilidade maior de que ao menos um permaneça após um evento catastrófico, possibilitando uma posterior colonização dos demais. Nesse sentido, esforços vêm sendo realizados para selecionar fragmentos florestais prioritários para a conservação. Os atributos biofísicos (como o tamanho, a conectividade, a proteção de mananciais, a diversidade de fisionomias, a riqueza de espécies e o número de espécies raras), a integridade dos recursos naturais (como a presença de espécies invasoras, frequência de incêndios e a presença de lixo) e as influências externas (como o uso das terras no entorno e a relação perímetro/superfície) são fatores utilizados nessa seleção (DURIGAN et al., 2006). Todavia, existem casos em que a criação de Unidades de Conservação não é baseada no conhecimento ecológico. Para Campos e Costa Filho (2005), o processo de escolha dos locais para a criação de Unidades de Conservação no Estado do Paraná é centrado em áreas que sobraram do processo de ocupação e expansão da fronteira agrícola. Segundo os autores, esse processo resultou num conjunto de áreas protegidas de reduzida extensão, alto grau de isolamento e que engloba apenas uma parte das ecorregiões do Estado.

Para Schelhas e Greenberg (1996), grandes áreas protegidas através de parques e reservas, muitas vezes, não provêm representativa proteção para diferentes habitats, além disso, por causa de contrastes sociais, econômicos e políticos, existe pouca esperança na expansão do sistema de áreas protegidas. Isso tem deixado claro que a estratégia de conservação focada somente em grandes áreas possui falhas e que são necessários esforços para incluir áreas fora das grandes reservas. Assim, há uma forte

necessidade de desenvolver uma abordagem integrada para a gestão da paisagem, que coloca as áreas naturais protegidas no contexto da paisagem global (SAUNDERS et al., 1991).

Reflorestamentos e corredores ecológicos

Devido ao acelerado processo de desmatamento e fragmentação dos habitats, observado nas últimas décadas e principalmente nos trópicos, a recuperação de áreas degradadas através de reflorestamentos com espécies nativas e a implantação de corredores ecológicos são ações importantes para a melhoria das condições ecológicas e para a conservação da diversidade biológica (ZAU, 1998).

Folke et al. (2004), encontraram evidências de que as ações antrópicas podem reduzir a resistência dos ecossistemas. Os ecossistemas degradados tornam-se mais vulneráveis às mudanças e, como consequência, podem mudar subitamente de um estado desejado para um menos desejado em sua capacidade de gerar serviços ecológicos e conservar a biodiversidade. Desse modo, a gestão da paisagem deve se concentrar em transformar ecossistemas degradados em ambientes mais equilibrados ecologicamente. Para Valcarcel e Silva (1997) as estratégias de reabilitação de áreas degradadas devem envolver um conjunto de fatores ambientais, de tal forma que propicie condições para que os processos ecológicos sejam similares ao de uma vegetação nativa da região.

Diversas estratégias vêm sendo utilizadas para a recuperação de áreas degradadas. Almeida (1998) afirma que, dentre os modelos de recuperação florestal,

os que possibilitam uso múltiplo se destacam, por conciliarem a obtenção de benefícios ambientais (conservação do solo, água, diversidade biológica, entre outros) com a produção de benefícios econômicos (produtos florestais madeireiros e não-madeireiros). Cabe ressaltar que alguns autores afirmam que os benefícios advindos dos reflorestamentos podem ser maiores com a utilização de espécies arbóreas nativas, pois ambientes reflorestados com tais espécies abrigariam comunidades bióticas com níveis de diversidade similares aos das florestas nativas (PEREIRA et al., 2007). Assim, a implantação desses reflorestamentos tem sido uma prática bastante adotada em diversas regiões do país, visando à recuperação de funções ecológicas nos ambientes degradados e contribuindo para a conservação da biodiversidade (MACHADO et al., 2008; PINHEIRO et al., 2009).

Entretanto, Ferraz e Vettorazzi (2003) comentam que, para um melhor resultado, sob a óptica da ecologia de paisagem, seria interessante que as áreas recuperadas fossem arranjadas de forma a possibilitar maior trânsito de animais e troca de material genético. Nesse sentido, Viana e Pinheiro (1998) afirmam que uma boa estratégia para a conservação da biodiversidade é recuperar os fragmentos e interligá-los com corredores de alto fluxo de biodiversidade, pois assim, pode-se aumentar o fluxo de animais e sementes entre fragmentos. No artigo 2º do SNUC, corredores ecológicos são definidos como “porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando unidades de conservação, que possibilitam entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas, bem como a manutenção de populações

que demandam para sua sobrevivência áreas com extensão maior do que aquela das unidades individuais”. Entretanto, como abordado por Viana e Pinheiro (1998), os corredores ecológicos não são utilizados apenas para interligar Unidades de Conservação. Campos (2006) utilizou a seguinte definição: “os corredores de biodiversidade ou corredores ecológicos são porções de ecossistemas naturais ou semi-naturais que ligam fragmentos de ecossistemas possibilitando o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas”. Para o autor, os corredores também facilitam a manutenção de populações que demandam, para sua sobrevivência, áreas com extensão maior do que aquelas dos fragmentos individuais. Tal afirmação é apoiada por Molofsky e Ferdy (2005), que observaram que populações conectadas têm mais chance de prosperar que populações isoladas. Townsend e Levey (2005) testaram, para *Lantana camara* L. (Verbenaceae) (polinizada por borboletas) e *Rudbeckia hirta* L. (Asteraceae) (polinizada por abelhas e vespas), a hipótese de que os corredores ecológicos aumentam a circulação de insetos polinizadores em manchas de habitat e, conseqüentemente, aumentam a transferência de pólen. A transferência de pólen por borboletas, abelhas e vespas foi significativamente maior entre as manchas de habitat conectadas por um corredor do que entre fragmentos desconexos. Os autores concluíram que os corredores ecológicos podem facilitar a transferência de pólen em paisagens fragmentadas.

Assim, os reflorestamentos e os corredores ecológicos representam estratégias promissoras para a conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas.

Sistemas agroflorestais

Como já mencionado, a principal estratégia utilizada para a conservação da biodiversidade é a criação de Unidades de Conservação da Natureza (RYLANDS; BRANDON, 2005). Entretanto, mesmo as áreas protegidas sofrem ações antrópicas negativas, como a caça e o fogo gerado pelas queimadas em áreas agrícolas vizinhas (GRIFFITH, 2000; MEDEIROS; FIEDLER, 2004). Além disso, geralmente, o conjunto de Unidades de Conservação de uma região não abrange todas as fitofisionomias existentes (CAMPOS; COSTA FILHO, 2005). Assim, novas estratégias devem ser utilizadas para cobrir essa lacuna.

Como, na realidade atual, as áreas com florestas estão inseridas em uma matriz de pastagens e áreas agrícolas (ZAU, 1998), diversos autores sugerem que os agricultores devam ser incluídos nos planos de conservação da biodiversidade, principalmente através do estímulo à adoção de meios produtivos diversificados e práticas conservacionistas (HUANG et al., 2002; QUEIROZ et al., 2006). Embora a agricultura seja a principal atividade causadora de impactos, em grande extensão, ela tem importância vital para a maioria dos países em desenvolvimento, onde 60% da população economicamente ativa e 50% da economia rural estão envolvidas com essa prática (WOOD; LINNE, 2005).

Práticas agrícolas que incorporem alta diversidade de espécies, densidade e altura (criando vários estratos), podem conter níveis de diversidade similarmente próximos aos das florestas nativas, além de facilitar a dispersão entre fragmentos, manter a dinâmica de metapopulações e a sobrevivência de espécies em longo prazo (PHILPOTT; ARMBRECHT, 2006).

Por outro lado, as paisagens dominadas por pastagens subutilizadas e com tendência de degradação, além de serem um problema para a conservação da diversidade biológica, também indicam que os pecuaristas e agricultores devem estar em situação precária. Esses ambientes degradados são propensos, por exemplo, à erosão, perda de fertilidade e, conseqüentemente, de produtividade, o que contribui sinergicamente para a geração de problemas sociais. Por outro lado, agroecossistemas diversificados, como os sistemas agroflorestais (SAFs), são apontados como meios produtivos mais sustentáveis, propensos a manter a produtividade por um longo período (CASTRO et al., 2009). Também são capazes de cumprir funções ambientais, como aumentar a infiltração da água no solo, diminuir a erosão e colaborar com a conservação da biodiversidade (HUANG et al., 2002; CAMPANHA et al., 2007). Segundo MacDicken e Vergara (1990), sistemas agroflorestais podem incluir a combinação de atividades agrícolas, florestais e pecuárias, com objetivo principal de reduzir riscos. Ainda segundo esses autores, tais sistemas são mais estáveis e sustentáveis quando comparados com monoculturas. Os principais problemas enfrentados pelos pequenos produtores agrícolas são a erosão e a perda da fertilidade natural do solo, além disso, o cultivo de somente uma espécie se traduz em consideráveis riscos econômicos. Por outro lado, SAFs são economicamente viáveis, aumentam a renda dos produtores, representam uma alternativa para a diversificação da produção e contribuem para a recuperação ambiental (GAMA, 2003).

Assim, estimular pequenos fazendeiros a adotarem sistemas agroflorestais pode ser uma boa estratégia para conciliar produção

com a conservação da biodiversidade (HUANG et al., 2002). Para Griffith (2000), sistemas agroflorestais podem ser não só o habitat definitivo, como também um importante refúgio para a fauna silvestre após queimadas, principalmente tendo em vista que as Unidades de Conservação, que são consideradas importantes refúgios para a biodiversidade, também sofrem com a ação do fogo.

Em grande parte do Brasil, é comum o descumprimento do Código Florestal (Lei N° 4.771, de 15 de setembro de 1965) no que tange à manutenção das áreas de Reserva Legal (RL) e das Áreas de Preservação Permanente (APP), que possuem elevada importância para a proteção da biota. Os SAFs poderiam ajudar na recuperação das APPs, RLs e corredores florestais, pois proporcionam efeitos positivos ao crescimento das árvores e reduzem os custos de implantação (AMADOR; VIANA, 1998; SILVA, 2002; RODRIGUES et al., 2008).

Educação Ambiental

Em qualquer das estratégias utilizadas, para cumprir o compromisso firmado na CDB de conservar a biodiversidade, a educação ambiental deve ser utilizada como ferramenta complementar. A Lei N° 9.795, de 27 de abril de 1999, que institui a Política Nacional de Educação Ambiental, em seu artigo 1° diz que “Entendem-se por educação ambiental os processos por meio dos quais o indivíduo e a coletividade constroem valores sociais, conhecimentos, habilidades, atitudes e competências voltadas para a conservação do meio ambiente, bem de uso comum do povo, essencial à sadia qualidade de vida e sua sustentabilidade”. Assim, a educação ambiental possibilita que as pessoas adquiram

consciência dos problemas ambientais e valorizem o meio ambiente e os recursos advindos dele (MATTOS et al., 2007).

Medeiros e Fiedler (2004) comentam que a redução dos incêndios florestais no interior de Unidades de Conservação é fundamental para sua conservação e ações de prevenção, como a educação ambiental, devem ser utilizadas. As atividades educativas devem ser dirigidas às comunidades do entorno das Unidades de Conservação, pois utilizam o fogo como ferramenta de manejo agropecuário. Os autores afirmam ainda que o investimento na educação ambiental, geralmente, é expressivamente menor que os custos das operações de combate aos incêndios. Para Rocha-Mendes et al. (2005) é necessária a realização de trabalhos intensivos de educação ambiental para a orientação dos moradores dos arredores dos remanescentes florestais, com o objetivo de evitar a predação de animais domésticos por predadores advindos da floresta. Isso evitaria que a população local veja os animais da floresta como um problema. Já para Ferraz e Vettorazzi (2003), é interessante que atividades de educação ambiental sejam desenvolvidas em áreas de recomposição florestal, com vista à sua conservação. Também Borges et al. (2004) incluem a educação ambiental como uma das ações que devem ser realizadas para proteger

os fragmentos florestais, sobretudo os de pequena dimensão.

Assim, a educação ambiental deve ser utilizada, para que a população adquira consciência ambiental, valorize os fragmentos florestais e sua biodiversidade, além de atuar em sua defesa (PELICIONI, 2004).

Considerações finais

Vislumbrando o cenário atual, onde se observa a crescente ameaça da fragmentação florestal à diversidade biológica, fica claro a validade dos esforços realizados para a preservação das espécies. Entretanto, apesar das estratégias utilizadas para a conservação das espécies terem se mostrado úteis, quando aplicadas isoladamente apresentam falhas. Dessa maneira, é necessário adotar métodos que envolvam várias dessas estratégias de maneira integrada. Uma paisagem contendo grandes Unidades de Conservação interligadas por corredores florestais e inseridas em uma matriz de sistemas agroflorestais talvez seja uma utopia na conjectura atual. Mas pode ser a melhor alternativa para a conservação da biodiversidade e dos processos ecológicos, principalmente, se aliada com ações de educação ambiental que busquem a inclusão das comunidades locais nos programas de conservação.

Referências

- AGUIRRE, A.; DIRZO, R. Effects of fragmentation on pollinator abundance and fruit set of an abundant understory palm in a Mexican tropical Forest. **Biological Conservation**, v.141, n.2, p.375-384, 2008.
- ALMEIDA, D. S. Recuperação ecológica de paisagens fragmentadas. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v.12, n.32, p.99-104, 1998.

ANDREAZZI, C. S.; PIRES, A. S.; FERNANDEZ, A. S. Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.13, n. 4, p.554-574, 2009.

ANJOS, L. Consequências biológicas da fragmentação no norte do Paraná. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v.12, p.87-94, 1998.

AMADOR, D. B.; VIANA, V. M. Sistemas agroflorestais para recuperação de fragmentos florestais. **IPEF**, Piracicaba, v.12, n.32, p.105-110, 1998.

BERNACCI, L. C.; FRANCO, G. A. D. C.; ARBOCZ, G. F.; CATHARINO, E. L. M.; DURIGAN, G.; METZGER, J. P. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.18, número único, p.121-166, 2006.

BORGES, L. F. R.; SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; MELLO, J. M.; ACERBI JUNIOR, F. W.; FREITAS, G. D. Inventário de fragmentos florestais nativos e proposta para seu manejo e o da paisagem. **Cerne**, Lavras, n. 1, v.10, p.22-38, 2004.

BRASIL, Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, §1º, inciso I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação de Natureza. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, de 19 jul. 2000.

BRASIL, Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, de 16 set. 1965.

BRASIL, Lei nº 9.798, de 27 de abril de 1999. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental. Brasília, DF, de 28 abr. 1999.

BRAZ, V. S.; CAVALCANTI, R. B. A representatividade de áreas protegidas do Distrito federal na conservação da avifauna do Cerrado. **Ararajuba**, Londrina, v.9, p.61-69, 2001.

BRUHL, C. A.; ELTZ, T.; LINSENMAIR, K. E. Size does matter – effects of tropical rainforest fragmentation on the leaf litter ant community in Sabah, Malaysia. **Biodiversity and Conservation**, v.12, n.7, p.1371-1389, 2003.

CAMPANHA, M. M.; SANTOS, R. H. S.; FREITAS, G. B.; MARTINEZ, E. P.; JARAMILLO-BOTERO, C.; GARCIA, S. L. Análise comparativa das características da serrapilheira e do solo em cafezais (*Coffea arabica* L.) cultivados em sistema agroflorestal e em monocultura, na Zona da Mata MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.31, n. 5, p.805-812, 2007.

CAMPOS, J. B. A fragmentação de ecossistemas, efeitos decorrentes e corredores de biodiversidade. In: CAMPOS, J. B.; TOSSULINO, M. G. P.; MULLER, C. R. C. **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2006. p.165-173.

CAMPOS, J. B.; COSTA FILHO, L. V. Sistema ou conjunto de unidades de conservação? p.16-22 In: CAMPOS, J. B.; TOSSULINO, M. G. P.; MULLER, C. R. C. (Org.) **Unidades de conservação: ações para valorização da biodiversidade**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2005. p. 17-22.

CASTRO, A. P.; FRAXE, T. J. P.; SANTIAGO, J. L.; MATOS, R. B.; PINTO, I. C. Os sistemas agroflorestais como alternativa de sustentabilidade em ecossistemas de várzea no Amazonas. **Acta Amazonica**, Manaus, n. 2, v.39, p.279-288, 2009.

DAVIES, K. F.; MELBOURNE, B. A.; MARGULES, C. R. Effects of within - and between - patch processes on community dynamics in a fragmentation experiment. **Ecology**, v.82, n.7, p.1830-1846, 2001.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Cia das Letras, 2002. 484p.

DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, G. A. D. C.; RATTER, J. A. Seleção de fragmentos prioritários para a criação de unidades de conservação do Cerrado no Estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, número único, v.18, p.23-37, 2006.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, São Paulo, n. 53, v.19, p.157-166, 2005.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C. S. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.35, n. 1, p.557-581, 2004.

FERRAZ, S. F. B.; VETTORAZZI, C. A. Identificação de áreas para recomposição florestal com base em princípios de ecologia de paisagem. **Revista Árvore**, Viçosa, n. 4, v.27, p.575-583, 2003.

GAMA, M. M. B. **Análise técnica e econômica de sistemas agroflorestais em Machadinho D'Oeste, Rondônia**. 2003. 112f. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2003.

GIBB, H.; HOCHULI, D. F. Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. **Biological Conservation**, v.106, n. 1, p.91-100, 2002.

GIMENES, M. R.; ANJOS, L. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v.25, p.391-402, 2003.

- GONZAGA, A. P. D.; ALMEIDA, H. S.; NUNES, Y. R. F.; MACHADO, E. L. M.; D'ANGELO NETO, S. Regeneração natural da comunidade arbórea de dois fragmentos de floresta decidual (mata seca calcária) no Município de Montes Claros, MG. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v.5, supl. 2, p.531-533, 2007.
- GRIFFITH, D. M. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity after fire. **Conservation Biology**, v.14, p.325-326, 2000.
- GUIMARÃES, P. R.; COGNI, R. Seed cleaning of *Cupania vernalis* (Sapindaceae) by ants: edge effect in a highland forest in south-east Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v.18 n. 2, p.303-307, 2002.
- HIRAYAMA, K.; ISHIDA, K.; SETSUKO, S.; TOMARU, N. Reduced seed production, inbreeding, and pollen shortage in a small population of a threatened tree, *Magnolia stellata*. **Biological Conservation**, v.136, n.2, p.315-323, 2007.
- HUANG, W.; LUUKKANEN, O.; JOHANSON, S.; KAARAKKA, V.; RAISANEN, S.; VIHEMAKI, H. Agroforestry for biodiversity conservation of nature reserves: functional group identification and analysis. **Agroforestry Systems**, v.55, n.1, p.65-72, 2002.
- KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, n. 32, v.12, p.65-70, 1998.
- KRUESS, A.; TSCHARNTKE, T. Habitat fragmentation, species loss, and biological control. **Science**, v.264, n. 5165, p.1581-1584, 1994.
- LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v.13, p.434-451, 2009.
- LENNARTSSON, T. Extinction thresholds and disrupted plant-pollinator interactions in fragmented plant populations. **Ecology**, n.11, v.83, p.3060-3072, 2002.
- LIMA, G. S.; RIBEIRO, G. A.; GONÇALVES, W. Avaliação da efetividade de manejo das unidades de conservação de proteção integral em Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, n. 4, v.29, p.647-653, 2005.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. An equilibrium theory of insular zoogeography. **Evolution**, n.4, v.17, p.373-387, 1963.
- MACDICKEN, K. G.; VERGARA, N. T. **Agroforestry**: classification and management. New York: John Wiley and Sons, 1990. 382p.
- MACHADO, M. R.; PINÃ-RODRIGUES, F. C. M.; PEREIRA, M. G. Produção de serapilheira como bioindicador de recuperação em plantio adensado de revegetação. **Revista Árvore**, v.32, n.1, p.143-151, 2008.

MATTOS, A. D. M.; JACOVINE, L. A. G.; VALVERDE, S. R.; SOUZA, A. L.; SILVA, M. L.; LIMA, J. E. Valoração ambiental de áreas de preservação permanente da microbacia do Ribeirão São Martolomeu no município de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, n.2, v.31, p.347-353, 2007.

MEDEIROS, M. B.; FIEDLER, N. C. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal**, Santa Maria, n. 2, v.14, p.157-168, 2004.

MOLOFSKY, J.; FERDY, J. Extinction dynamics in experimental metapopulations. **Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America**, n. 10, v.102, p.3726-3731, 2005.

MORATO, E. F.; CAMPOS, L. A. O. Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.17, n. 2, p.429-444, 2000.

MULLER, A.; BATAGHIN, F. A.; SANTOS, S. C. Efeito de borda sobre a comunidade arbórea em um fragmento de floresta ombrófila mista, Rio Grande do Sul, Brasil. **Perspectiva**, Erechim, v.34, n. 125, p.29-39, 2010.

PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, F. A. S.; MARCO JR., P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes? p. 281-316. In: ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M. A. S. (Org.). **Biologia da conservação**: essências. São Carlos: RIMA Editora, 2006. 582p.

PAUW, A. Collapse of a pollination web in small conservation areas. **Ecology**, v.88, n.7, p.1759-1769, 2007.

PELICIONI, M. C. F. Fundamentos da educação ambiental. In: PHILIPPI JR., A.; ROMERO, M. A.; BRUNA, G. C. (Ed.) **Curso de Gestão Ambiental**. Barueri: Manole, 2004. p.459-483.

PEREIRA, M. P. S.; QUEIROZ, J. M.; VALCARCEL, R.; MAYHÉ-NUNES, A. J. 2007. Fauna de formigas como ferramenta para monitoramento de área de mineração reabilitada na Ilha da Madeira, Itaguaí, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n.3, 197-204.

PHILPOTT, S. M.; ARMBRECHT, I. Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. **Ecological Entomology**, v.31, n.4, p.369-377, 2006.

PINHEIRO, C. Q.; CORREA, R. S.; SILVEIRA, I. M.; JESUS, R. S.; JORGE, R. R. A. Análise fitossociológica do estrato arbóreo de uma cascalheira revegetada no Distrito Federal. **Cerne**, v.15, n. 2, p.205-214, 2009.

- PUNTILLA, P.; HAILA, Y.; NIEMELA, J.; PAJUNEN, T. Ant communities in fragments of old-growth Taiga and managed surroundings. **Annales Entomologici Fennici**, v.31, p.131-144, 1994.
- QUEIROZ, J. M.; ALMEIDA, F. S. & PEREIRA, M. P. S. Conservação da biodiversidade e o papel das formigas (Hymenoptera: Formicidae) em agroecossistemas. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v.13, p.37-45, 2006.
- RABELLO, A.; RAMOS, F. N.; HASUI, E. Efeito do tamanho do fragmento na dispersão de sementes de copaíba (*Copaifera langsdorffii* Delf.). **Biota Neotropica**, Campinas, n. 1, v.10, p.47-54, 2010.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Barking, n.6, v.142, p.1141-1153, 2009.
- RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 3.ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 1996. 470p.
- ROCHA-MENDES, F.; MIKICH, S. B.; BIANCONI, G. V.; PEDRO, W. A. Mamíferos do município de Fênix, Paraná, Brasil: etnozootologia e conservação. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, n. 4, v.22, p.991-1002, 2005.
- RODRIGUES, E. R.; CULLEN JUNIOR, L.; MOSCOGLIATO, A. V.; BELTRAME, T. P. O uso do sistema agroflorestal taungya na restauração de reservas legais: indicadores econômicos. **Floresta**, Curitiba, n.3, v.38, p.517-525, 2008.
- RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, n. 1, v.1, p.27-35, 2005.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, n.1, v.5, p.18-32, 1991.
- SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. **Forest patches in tropical landscapes**. Washington: Island Press, 1996. 426p.
- SCHOEREDER, J. H.; SOBRINHO, T. G.; RIBAS, C. R.; CAMPOS, R. B. F. Colonization and extinction of ant communities in a fragmented landscape. **Austral Ecology**, v.29, n.4, p.391-398, 2004.
- SILVA, P. P. V. **Sistemas agroflorestais para recuperação de matas ciliares em Piracicaba, SP**. 2002. 98f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

- SOBRINHO, T. G.; SCHOEREDER, J. H.; SPERBER, C. F.; MADUREIRA, M. S. Does fragmentation alter species composition in ant communities (Hymenoptera: Formicidae)? **Sociobiology**, v.42, p.329-342, 2003.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Predação de ovos e remoção de propágulos em um fragmento de floresta atlântica, ES – Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.57, p.699-707, 1997.
- TOWNSEND, P. A.; LEVEY, D. J. An experimental test of whether habitat corridors affect pollen transfer. **Ecology**, v.86, n.2, p.466-475, 2005.
- VALCARCEL, R.; SILVA, Z. S. A eficiência conservacionista de medidas de recuperação de áreas degradadas: proposta metodológica. **Floresta**, Curitiba, n. 1-2, v.27, p.101-114, 1997.
- VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. M. S.; MAGNUSSON, W.; ALBERNAZ, A. L. K. M. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. **Journal of Biogeography**, v.33, n.8, p.1348-1356, 2006.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, n. 32, v.12, p.25-42, 1998.
- WOOD, D.; LINNE, J. M. Received wisdom in agricultural land use policy: 10 years on from Rio. **Land Use Policy**, n. 2, v.22, p.75-93, 2005.
- ZAU, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, n.1, v.5, p.160-170, 1998.