

4 VEGETAÇÃO E FLORA

Aldicir Scariot
Simone Rodrigues de Freitas
Eduardo Mariano Neto
Marcelo Trindade Nascimento
Luis Cláudio de Oliveira
Tânia Sanaïotti
Anderson Cássio Sevilha
Dora Maria Villela

Introdução

Fragmentos de habitat podem ser naturais ou geralmente causados pela ação antrópica. O processo de redução e isolamento da vegetação natural, conhecido por fragmentação de habitat¹, tem conseqüências sobre a estrutura e os processos das comunidades vegetais². Além da evidente redução na área original dos habitats (Figura 1), estudos relatam extinções locais e alterações na composição e abundância de espécies que levam à alteração, ou mesmo à perda, de processos naturais das comunidades. Modificações na polinização, dispersão de sementes por animais, herbivoria, predação de herbívoros e outros, podem colocar em risco a manutenção das populações de espécies vegetais nos fragmentos^{3,4,5}. Apesar das implicações da fragmentação do habitat na manutenção da biodiversidade, muitos dos seus efeitos de curto, médio e longo prazo ainda não são entendidos^{4,6}.



Fig.1

Área de Mata Atlântica desmatada no sul da Bahia. Observe-se ao fundo a vegetação ainda intacta.

As respostas das comunidades vegetais e de cada espécie à fragmentação variam de acordo com diversos fatores como histórico do fragmento, tamanho e forma, impactos das ações humanas atuais, grau de isolamento e a sensibilidade da comunidade e dos indivíduos de cada espécie a estes processos^{7,8}. Em relação às comunidades arbóreas, a maioria dos trabalhos existentes possui um enfoque descritivo, sendo que poucos trazem informações sobre a biologia das espécies ou discutem os efeitos da fragmentação sobre estas comunidades, sua estrutura populacional e sua dinâmica^{9,10,11,12} e, principalmente, sobre os mecanismos ecológicos. Devido à variedade e complexidade dos diferentes efeitos sobre as diferentes comunidades vegetais, é difícil estabelecer de antemão quais dos fatores decorrentes da fragmentação são mais importantes em cada situação específica, por isso as generalizações devem ser analisadas com cautela.

As características biológicas das espécies possibilitam sua organização em grupos funcionais, permitindo a compreensão dos processos dinâmicos na comunidade vegetal^{11,13}. Alguns autores propõem a divisão das espécies florestais em dois grandes grupos: as climáticas e as pioneiras¹⁴, com características distintas ligadas à dispersão dos propágulos e ao estabelecimento. Climáticas são aquelas capazes de se estabelecer no interior da floresta, em condições de pouca luminosidade e com grande competição por recursos do solo. Pioneiras são espécies que necessitam de maiores quantidades de luz e competem menos por recursos do solo, estabelecendo-se em áreas com alterações na cobertura do dossel, que podem ser ocasionadas por clareiras naturais na floresta, corte raso, extração de madeira e pela criação de bordas nos fragmentos. A análise da comunidade por intermédio da sua estrutura populacional e da composição destes grupos funcionais, ou guildas, se tornou muito útil no entendimento de processos ligados à fragmentação de habitat^{4,11,13,15}.

A área de contato entre o habitat original e o entorno é conhecida como borda (Figura 2), onde podem ocorrer mudanças mais ou menos drásticas conforme a natureza das interações entre os dois ambientes^{16,17,18}. Nas florestas tropicais e nos cerrados, grandes áreas estão sendo convertidas em monoculturas agrícolas ou pastagens, fazendo com que os fragmentos de habitat fiquem em contato com áreas abertas e, portanto, expostos aos ventos e à penetração de luz e calor¹⁸. Mudanças no microclima, na estrutura e nos processos dinâmicos da vegetação decorrentes da fragmentação, podem tornar o meio inóspito para diversas espécies de organismos, ao mesmo tempo em que podem favorecer o estabelecimento de espécies características de áreas abertas^{4,11,19}, capazes de competir com as espécies nativas e alterar as características naturais do ambiente.



Fig.2

Borda de pastagem com a Floresta Estacional Decidual (mata seca) na região do vale do rio Paranã (Goiás).

Resultados de estudos em diversos ecossistemas têm demonstrado que a compreensão de somente uma ou de poucas características dos fragmentos, não é suficiente para entender ou prever como a biodiversidade será afetada. É, portanto, essencial a compreensão dos diversos fatores que podem estar atuando simultaneamente ou em sinergismo, sobre a vegetação dos fragmentos tais como o tamanho, a forma, a idade, o uso e a matriz, entre outros.

1. Tamanho e forma

O tamanho de um fragmento de habitat pode ter efeito direto na sobrevivência das populações de plantas nele contidas. Fragmentos de habitat podem não conter o tamanho mínimo de populações de determinadas espécies, simplesmente porque quando essas áreas foram isoladas, não continham essas espécies de plantas ou amostraram somente um pequeno número de indivíduos da população. Esse problema pode ser especialmente crítico para espécies raras, cujo número de indivíduos por área é reduzido. Desta forma, como o fragmento é uma amostra do ecossistema (Figura 2), a ausência ou o tamanho reduzido das populações contidas no fragmento, pode ser consequência da distribuição natural em manchas dos organismos (efeito de amostragem) e que é a resposta de cada espécie à heterogeneidade ambiental.

Quanto menor o fragmento, maior a influência dos fatores externos sobre ele. Em fragmentos pequenos, a dinâmica do ecossistema provavelmente é determinada por forças externas e não internas³. Diversos estudos ressaltam uma maior intensidade dos efeitos de borda em fragmentos pequenos, com aumento na mortalidade de árvores e nas taxas de substituição, modificação nas taxas de recrutamento, além de alterações microclimáticas severas exibidas na temperatura e intensidade dos ventos^{4,5,20,21}. Por possuírem menor área, os fragmentos pequenos também abrigam populações pequenas e muitas vezes inviáveis para a manutenção da espécie. No Cerrado da região de Paracatu e Guardamora (MG), foi observado que fragmentos grandes (> 1.300ha) inseridos em matriz de soja, têm cerca de 25% mais espécies arbóreas que os fragmentos de pequeno e médio porte (até 700ha). Assim, o tamanho do fragmento (e do habitat), é um fator importante para a dinâmica populacional e os efeitos de borda podem reduzir ainda mais a área efetiva do fragmento para determinadas espécies. Portanto, o tamanho nominal de uma reserva, necessariamente não corresponde ao tamanho real da mesma, sendo geralmente menor devido ao efeito de borda²².

Além da análise do tamanho e da integridade de cada fragmento, é essencial a análise em escala de paisagem, pois em um conjunto de fragmentos as populações de plantas podem estar sendo extintas de alguns fragmentos, mas colonizando outros e mantendo dessa forma, populações dinâmicas, no que se denomina de metapopulação²³. Nesses casos, o conjunto de fragmentos atua para determinar a persistência de determinadas populações de plantas na paisagem. Em certas situações, os pequenos fragmentos são um importante elemento da paisagem, promovendo conexões entre fragmentos maiores de habitat²⁴ ou com áreas contínuas. Em alguns casos, a heterogeneidade interna dos peque-

nos fragmentos, decorrente do histórico de impacto e da geomorfologia diferenciada, faz com que tenham estrutura de vegetação semelhante à dos grandes fragmentos, tornando-os importantes para a conservação das populações de espécies originais^{25,26}, representando, portanto, uma amostra da vegetação da região. Essa heterogeneidade também dificulta a percepção de padrões nos estudos de redução de área de vegetação em paisagens com histórico antigo e complexo de fragmentação. Esta heterogeneidade tem sido observada nas regiões de Una (sul da Bahia) e do vale do rio Paranã (Goiás e Tocantins), entre outras.

A forma de um fragmento de habitat afeta diretamente a relação entre o perímetro e a área desse fragmento. Quanto menor for esta relação, menor também será a borda e quanto maior a relação, maior será a borda (Figura 3). A quantidade de área de um fragmento representada pela borda é, portanto, consequência direta dessa relação. A borda pode ser definida como a zona de contato entre um habitat natural e outro antropizado. Embora possam existir bordas entre dois habitats naturais, para a biologia da conservação a mais importante é a primeira, pois potencialmente pode afetar diretamente as populações dos organismos. Desta forma, quanto maior a proporção de borda de um fragmento, menor será a área central, que é a área efetivamente preservada e a mais similar à vegetação original da região.

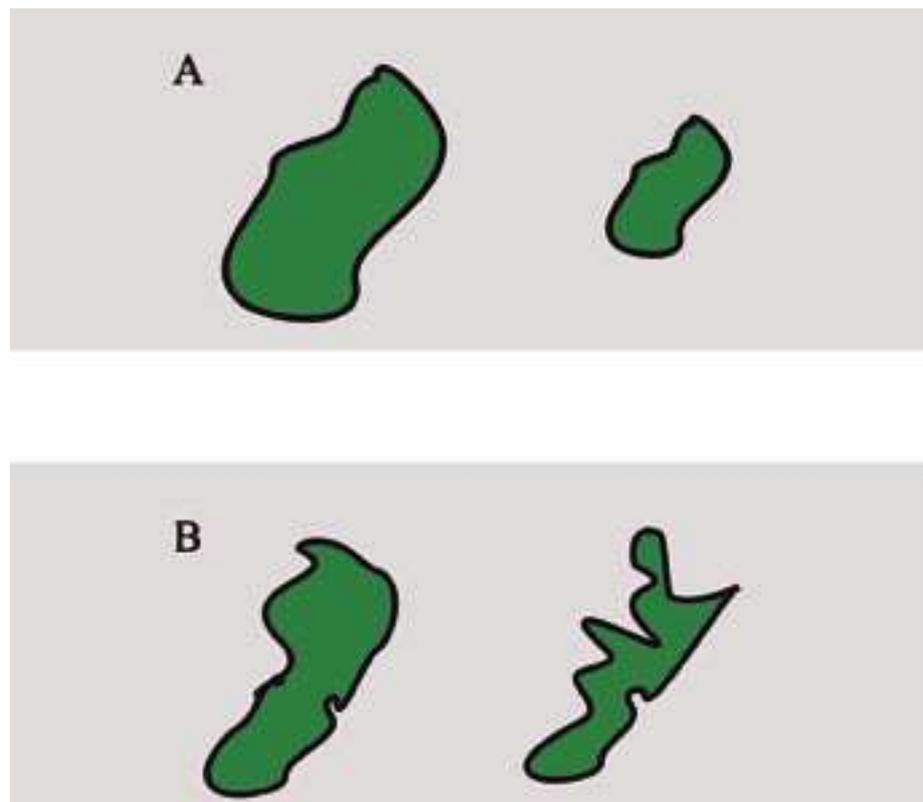


Fig.3 Esquema de desenho de reservas, mostrando que áreas maiores são melhores que menores (A), e que áreas menos recortadas são melhores que aquelas mais recortadas (B), o que aumenta a razão perímetro/área e conseqüentemente o efeito borda.

Fragmentos de habitats mais próximos ao formato circular têm a razão borda-área minimizada e, portanto, o centro da área está mais distante das bordas e, conseqüentemente, mais protegido dos fatores externos. Áreas mais recortadas (invaginadas) têm maior proporção de bordas que as menos recortadas, assim como um conjunto de reservas cuja área total seja igual à área de uma reserva contínua. Em um fragmento localizado na bacia do rio Macacu (RJ), com 28ha e de formato invaginado, foram encontradas maior densidade de indivíduos arbóreos e menor área basal do que em outros fragmentos da região cujos tamanhos eram similares, mas de forma mais arredondada, o que pode estar indicando um maior efeito de borda causado pela invaginação. Portanto, fragmentos com áreas maiores e menos recortadas são preferíveis, pois tem menor proporção de borda-área (Figura 3).

O aumento na proporção de borda em relação à área torna os fragmentos mais susceptíveis às perturbações antrópicas como fogo, caça, animais domésticos, exploração madeireira, espécies invasoras etc. A primeira resposta da criação de uma borda é a modificação do microclima, que pode afetar a sobrevivência e a reprodução das populações. Nas bordas, a umidade do solo e do ar diminuem^{21,27}, enquanto que a temperatura do solo e do ar e a incidência de luz aumentam, assim como o déficit do vapor de água²¹ e a velocidade do vento²⁸. Posteriormente, os efeitos são sentidos na vegetação, sendo que para as árvores com ciclo de vida longo muitas respostas somente podem ser avaliadas décadas ou mesmo séculos após o início da perturbação antrópica²⁹. A extensão dos efeitos de borda pode variar desde alguns metros até toda a área do fragmento, dependendo da forma e do tamanho deste³⁰.

A maior intensidade de exposição aos ventos resulta em danos à vegetação de forma direta (pela derrubada de árvores) ou indireta, por aumentar a evapotranspiração reduzindo a umidade e aumentando a dessecação. O efeito de borda pode causar também mudanças na composição dos nutrientes do solo, além de possibilitar a introdução de sementes dispersas pelo vento, de insetos e patógenos para dentro dos fragmentos³¹. A mortalidade de árvores adultas, por exemplo, geralmente aumenta em áreas remanescentes após a fragmentação^{2,32,33,34}. Os estágios iniciais de vida tais como as plântulas, parecem apresentar as respostas mais intensas e imediatas à fragmentação da floresta, o que poderá afetar a futura composição da comunidade vegetal^{35,36,37}. Mudanças microclimáticas que podem afetar a sobrevivência das plântulas na Floresta Amazônica são maiores próximas às bordas dos fragmentos do que no centro³⁸, e a área de um fragmento sujeita aos efeitos de borda é proporcionalmente maior nos pequenos do que nos grandes fragmentos^{24,39}.

Os efeitos negativos da borda na vegetação têm sido demonstrados principalmente para florestas tropicais úmidas^{17,18,20,31,40,41,42}. Em bordas recém-criadas na floresta de terra firme da Amazônia, ocorreram modificações no microclima da borda, onde a umidade do solo e do ar diminuiu e a temperatura do ar e do solo e a incidência de luz aumentaram²¹. Também foram detectados nestas florestas logo após a fragmentação, danos e morte de árvores causadas diretamente ou indiretamente pelo vento, ocorrendo até a 60m de distância partindo da borda para o interior da floresta⁴³.

Com o tempo, em florestas úmidas, a borda é selada pela vegetação que ali se estabelece e as variáveis climáticas tendem a não ser muito

diferentes daquelas encontradas no interior da floresta¹⁸. Porém, a reconstrução da vegetação da borda para que volte a ter a mesma estrutura da floresta original, parece improvável de ocorrer³³, pois as modificações iniciais no microclima da borda, criam condições para o estabelecimento de espécies diferentes daquelas que ali se encontravam quando da criação da borda. Essas condições favorecem o estabelecimento de espécies mais adaptadas à maior incidência de luz (pioneiras, lianas etc.), em detrimento das tolerantes ao sombreamento (climáticas), o que pode resultar em uma comunidade de plantas na borda distinta daquela do interior do fragmento. O aumento na densidade de espécies pioneiras pode dar a falsa impressão de não ter ocorrido efeito negativo, porém é essencial observar que a identidade dessas espécies difere daquelas do interior do fragmento.

Em um fragmento de 5ha de Floresta Semidecidual estudado em Lavras (MG), foi possível constatar que as fortes variações na composição, estrutura e dinâmica da comunidade de árvores, se correlacionavam com o efeito de borda⁴⁴. No caso dessas florestas, suspeita-se que a formação de emaranhados de cipós principalmente a partir da borda, pode interferir na comunidade arbórea^{44,45}. Outro elemento da vegetação que pode exercer o mesmo papel, são os bambus⁴⁶. Já na Floresta Estacional Decidual, a resposta ao efeito de borda pode ser diferente, onde não foi possível detectar modificações na riqueza, diversidade e composição de espécies, abundância de indivíduos e na estrutura das populações de árvores^{47,48}.

Em três pequenos fragmentos (< 20ha) naturais de Mata Atlântica de baixada periodicamente alagada na REBIO Poço das Antas (RJ), houve maior número de árvores mortas em pé⁴⁹ e de lianas⁵⁰ tanto na borda quanto no interior, quando comparados com outros tipos de florestas úmidas. Já a composição de espécies, a área basal, a densidade⁴⁹, a concentração de nutrientes no solo⁵¹ e a produção de serrapilheira⁵² foram, em geral, similares entre bordas e interiores nesses fragmentos. Porém, a área basal e a densidade das árvores das três espécies dominantes e, conseqüentemente, a produção de folhas da serrapilheira dessas espécies, apresentaram diferenças entre a borda e o interior do menor fragmento estudado (9ha). O guanandi (*Callophylum brasiliensis*), espécie dominante, teve menores valores de área basal, densidade e produção de folhas da serrapilheira na borda do que no interior. Ao contrário, outro tipo de guanandi (*Symphonia globulifera*) e a caixeta (*Tabebuia cassinoides*), espécies caracteristicamente mais adaptadas à alta incidência luminosa (heliófilas⁵²), tiveram valores de área basal, densidade e produção de folhas da serrapilheira maiores na borda. Os resultados destes estudos obtidos até o momento, indicam que (1) em função de seu reduzido tamanho (< 20ha), a comunidade arbórea dos fragmentos estudados pode estar sendo afetada pelo efeito de borda em toda sua área. Em florestas úmidas na Amazônia, fragmentos de até 10ha são totalmente afetados pelo efeito de borda¹⁷ que pode alcançar de 10³⁹ a 500m⁴⁰ de distância da borda. Porém, algumas espécies são mais sensíveis às alterações drásticas ocasionadas na borda, podendo ter sua estrutura alterada nesta; ou (2) a não ocorrência de um padrão definido de agrupamento borda/interior nos fragmentos naturais de matas alagadas, estaria provavelmente muito mais relacionado à baixa diversidade de espécies arbóreas nestes ambientes, e ao fato do dossel possuir uma dominância de espécies (*S. globulifera* e *T. cassinoides*)

não preferenciais (generalistas), adaptadas à alta incidência de luz e tolerantes a inundação. Este grupo funcional de espécies desempenharia assim, um papel fundamental na manutenção do dossel, minimizando os efeitos negativos do ambiente de borda. É importante salientar, entretanto, que mudanças ocasionadas na estrutura e na dinâmica de espécies vegetais dominantes, podem influenciar a comunidade florestal de uma maneira geral. No caso citado acima, por exemplo, sabe-se que 70% do total da serrapilheira produzida por ano nestas florestas inundadas é composta de folhas⁵³ e aproximadamente metade destas corresponde às três espécies dominantes citadas. Portanto, é esperado que mudanças na abundância e distribuição destas espécies afetem o funcionamento destas florestas.

Todos os efeitos relacionados às bordas são particularmente mais intensos em fragmentos pequenos, porém a forma dos fragmentos, e especialmente aqueles muito finos e compridos ou com formas muito irregulares, com muitas invaginações, podem permitir que as alterações penetrem em grande parte da área ou mesmo em toda a área do fragmento. Isto faz com que espécies sensíveis a estas alterações sejam excluídas de toda a área do fragmento^{4,5,21}.

2. Matriz e distribuição dos fragmentos na paisagem

Os efeitos que a fragmentação de habitat exerce sobre as espécies são diferentes; uma paisagem fragmentada para uma espécie pode não o ser para outra. A resposta de uma determinada espécie ou população à fragmentação depende também da escala espacial em que os fragmentos estão organizados e como a fragmentação influencia o sucesso de dispersão na paisagem^{54,55}. Desta forma, a distribuição espacial dos fragmentos na paisagem e os tipos de elementos da paisagem que os separam ou conectam, determinam o grau de isolamento das populações das espécies de plantas nos fragmentos.

O entorno do fragmento, conhecido como matriz, determina a possibilidade de deslocamento das espécies entre os fragmentos e o estabelecimento de plantas na própria matriz. Embora determinado conjunto de fragmentos possa estar inserido numa matriz cujo habitat é inadequado para determinadas espécies, em certos casos, a matriz pode não ser tão hostil. Porém, muitas espécies de plantas dos fragmentos não conseguem se estabelecer na matriz porque as condições abióticas são muito distintas do habitat adequado à espécie, ou simplesmente porque não há dispersão de propágulos das áreas de ocorrência da espécie para a matriz. Para espécies cuja dispersão de propágulos é zoocórica, as limitações à dispersão são maiores que para aquelas dispersas pelo vento (anemocóricas), pois os animais dispersores de propágulos podem estar ausentes ou em baixo número na área, ou até mesmo não se deslocarem pela matriz.

De forma geral, quanto mais próximos entre si estiverem os fragmentos, maior a probabilidade de que ocorram movimentos de propágulos entre os mesmos. É também essencial a existência de áreas fornecedoras de propágulos nas proximidades dos fragmentos, o que remete à importância de grandes áreas que ainda mantenham razoavelmente

intactas a composição e estrutura da comunidade de plantas. Estas áreas funcionam não somente como fonte de propágulos de plantas, mas também de animais dispersores de propágulos para outros fragmentos ou mesmo para a matriz. O fluxo de propágulos e de pólen é crucial para que populações de plantas e animais nos fragmentos menores possam se manter, ou mesmo se restabelecer. Árvores dentro dos fragmentos e na matriz podem ser importantes fontes de propágulos ou sítios de pousio para a fauna dispersora de propágulos⁵⁶.

A natureza da matriz também contribui para determinar a probabilidade de invasões biológicas nos fragmentos. Matrizes compostas por grandes extensões de pastagens ou monoculturas de grãos são intransponíveis para diversas espécies de animais da floresta⁶. Se a espécie de animal que poliniza ou dispersa os propágulos de determinada espécie de planta é afetada negativamente pela fragmentação, a população da planta também poderá estar confinada ao fragmento, sem chance de se estabelecer na matriz. Desta forma, um grupo de fragmentos de diversos tamanhos conectados por elementos da matriz (Figura 4), como matas ripárias, reflorestamentos com espécies nativas e sistemas agroflorestais que permitam a passagem de espécies (Figura 5), pode funcionar na prática como um grande fragmento, permitindo o fluxo biológico e promovendo a manutenção de grande parte da biota, como é o caso dos fragmentos da região de Una, (BA)²⁶ e do Estado de São Paulo⁵⁷.

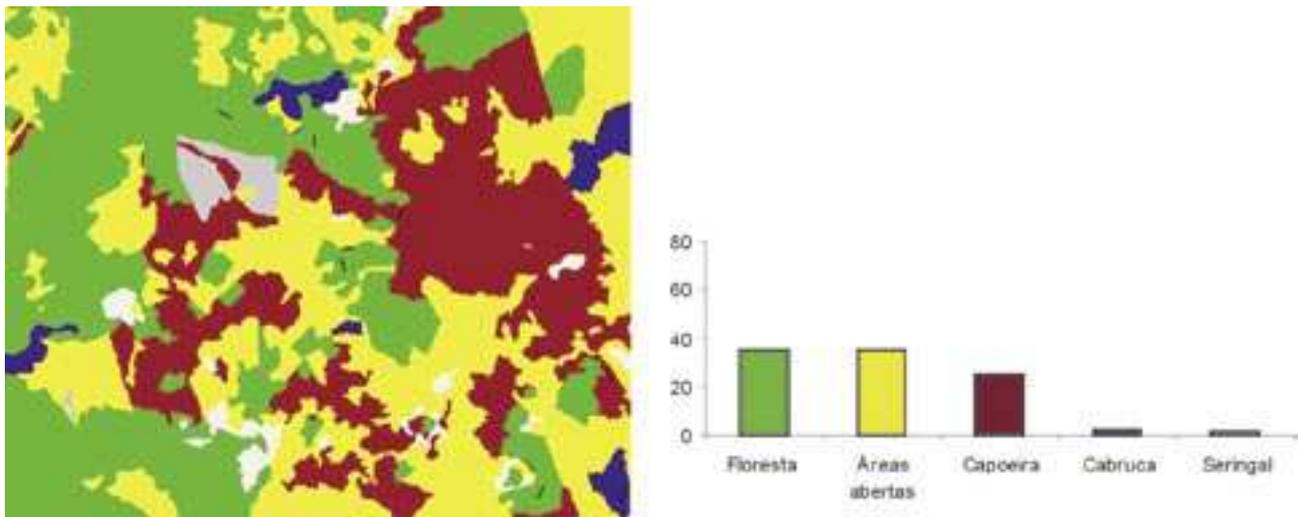


Fig.4 O tipo e a quantidade de cada componente da matriz afeta o deslocamento de organismos e propágulos na paisagem. Observe exemplo da distribuição e quantidade de cada componente da paisagem no sul da Bahia. Os mapas foram digitalizados e georeferenciados, e aqui são indicados os componentes de floresta madura (verde), áreas abertas (amarelo), capoeiras (marrom), cabruças (azul) e seringais (cinza).



Fig.5 Sistemas agroflorestais como este de cabruca, no sul da Bahia, têm as variáveis ambientais mais próximas às da floresta originais e são melhores para a biodiversidade que áreas de monoculturas.

A intensidade das atividades desenvolvidas na matriz também afeta a sobrevivência das populações, tanto de espécies de plantas como de animais. Atividades agrícolas intensivas podem ser altamente nocivas, pois envolvem o uso indiscriminado de fertilizantes e, principalmente, de agrotóxicos. Além de afetar diretamente os organismos da matriz, os agrotóxicos podem ser transportados pelo vento e pela água, afetando os organismos dentro dos fragmentos e também contaminando mananciais de água, levando perigo às populações de plantas, animais e, inclusive, às populações humanas.

O uso do fogo na matriz tem, com frequência, causado incêndios não intencionais no interior de fragmentos, provocando alterações drásticas na estrutura e na dinâmica das populações de plantas. No Cerrado, o fogo é considerado um fator determinante na manutenção das

fitofisionomias, sendo que sua frequência pode limitar a reprodução das plantas⁵⁸ e afetar a dinâmica das comunidades vegetais⁵⁹. O aumento na frequência do fogo pode também diminuir a cobertura vegetal, aumentando a área de solo exposto⁶⁰. Uma matriz que sofre queimadas com frequência maior do que aquela que ocorre naturalmente no Cerrado (5-10 anos⁶¹), aumenta a probabilidade do fogo penetrar nos fragmentos. Em áreas desmatadas, o calor gerado pela queima da biomassa pode causar impacto adicional às plantas da borda adjacente através do aumento na mortalidade das plantas mais susceptíveis ao calor.

Desta forma, para a manutenção da viabilidade dos fragmentos de vegetação nativa, é necessário manejar a matriz de forma a aumentar a sua permeabilidade e evitar impactos adversos sobre os fragmentos.

3. Uso do fragmento

O uso ao qual o fragmento está submetido pode determinar o nível de impacto experimentado pela biodiversidade do mesmo. Usos mais intensos e mais impactantes podem comprometer diretamente a sobrevivência das populações como, por exemplo, no caso de exploração direta da espécie, ou indiretamente, quando espécies que interagem com a espécie explorada são afetadas.

Após a conversão em áreas agrícolas e o isolamento de outras áreas de habitat, o extrativismo, principalmente de madeira (Figura 6), é provavelmente a maior fonte de impacto sobre os fragmentos⁶².



Fig.6

A exploração seletiva de uma ou algumas espécies de madeira provoca modificações na estrutura da floresta, podendo afetar outras espécies que não foram exploradas. Na foto observa-se a retirada de madeiras nobres de áreas de Floresta Estacional Decidual (mata seca) na região do vale do rio Paranã (Goiás).

Na bacia do rio Paranã (GO e TO), cujo processo de fragmentação das Florestas Estacionais Deciduais foi intenso, numa análise comparativa entre três fragmentos que não sofreram extração de madeira com outros cinco que sofreram algum tipo de perturbação causada pelo homem (extração seletiva de madeira, fogo e gado), foram encontradas diferenças significativas nos valores de densidade, área basal, riqueza de espécies e diversidade. Dos cinco fragmentos perturbados, três sofreram corte seletivo de espécies de interesse econômico tais como a aroeira (*Myracrodruon urundeuva*), ipê (*Tabebuia impetiginosa*), cerejeira (*Amburana cearensis*) e cedro (*Cedrela fissilis*) dentre outras, e se encontram em processo de regeneração natural há cerca de 18 anos. Já os outros dois fragmentos, os mais perturbados, foram explorados intensivamente há cerca de cinco anos e apresentaram os menores valores de densidade, área basal, riqueza e diversidade de espécies. Da mesma forma, em fragmentos florestais explorados na Mata Atlântica da bacia do rio Macacu (RJ), foram encontrados valores de densidade de indivíduos arbóreos e área basal, inferiores àqueles presentes nos fragmentos não explorados.

Para estudos realizados em fragmentos grandes (>1.000ha) e pequenos (<100ha) na região de Una (BA), a área do fragmento, o tempo de isolamento e a distância de outras áreas não foram suficientes para explicar as modificações na riqueza de espécies e na estrutura da comunidade de árvores e arbustos. Porém, quando comparados os fragmentos grandes e isolados recentemente com fragmentos pequenos e isolados há mais tempo, o grau de perturbação causado pela intensa extração de madeira foi o principal responsável pelas modificações ocorridas na riqueza de espécies e na estrutura da comunidade. A diferença encontrada deve-se, principalmente, à intensidade do corte seletivo, que foi maior nos fragmentos pequenos e antigos.

As alterações encontradas nas comunidades arbustivo-arbóreas dos fragmentos florestais pequenos e antigos da região de Una refletem as mudanças na comunidade de plantas, decorrentes do corte seletivo de madeira e conseqüente abertura do dossel nesses fragmentos. Para o dossel dessas florestas, a exploração seletiva de madeira determinou menor densidade total e quantidade de indivíduos tolerantes ao sombreamento e menor abundância de indivíduos de Chrysobalanaceae e Sapotaceae, famílias típicas de florestas fechadas e muito visadas pelos extratores de madeira. Para o estrato intermediário, a abertura do dossel resultou em menor altura média e maior densidade e área basal total de plantas. Espécies de embaúbas e tararangas (Cecropiaceae) e de bicuíbas (Myristicaceae), preferenciais de ambientes com alta luminosidade como clareiras e bordas de florestas, foram as mais abundantes nas áreas mais exploradas.

Na floresta Amazônica do Acre, os efeitos da exploração seletiva de madeira nos fragmentos, mostraram uma redução drástica na biomassa da comunidade vegetal da floresta quando comparados aos fragmentos não explorados⁶³.

Além do efeito direto da exploração madeireira durante o processo de fragmentação, os efeitos indiretos sobre populações de determinadas espécies devem ser evidenciados. A cerejeira (*Amburana cearensis*), por exemplo, importante economicamente pela qualidade de sua madeira e atualmente ameaçada de extinção, teve sua população de adultos remanescentes, tanto nas áreas abertas quanto nas áreas de interior e borda

dos fragmentos de Floresta Estacional Decidual, drasticamente reduzida após o intenso processo de exploração florestal ocorrido na bacia do rio Paranã (GO e TO).

A atividade madeireira, tanto na região da bacia do rio Paranã quanto na região de Una (BA) foi, e ainda é, realizada ilegalmente e sem preocupação alguma com os efeitos nos processos ecológicos (dispersão de propágulos, polinização etc.) e como esses afetam a dinâmica das populações. Espera-se que ocorram modificações ainda mais profundas que as causadas diretamente pela fragmentação na composição e na estrutura das comunidades vegetais, caso não sejam criados mecanismos que evitem o avanço do processo de fragmentação e de exploração dos fragmentos, pois essas atividades são incompatíveis com a preservação dos últimos remanescentes dessas regiões.

Além da exploração madeireira, a extração do palmito doce (*Euterpe edulis*) e de epífitas como as bromélias e orquídeas, é um fator determinante na distinção da estrutura da vegetação entre fragmentos e áreas de mata contínua da bacia do rio Macacu (RJ). Da mesma forma, a mineração também é um importante fator a ser considerado, pois causa impacto negativo acentuado sobre a vegetação, podendo provocar até mesmo o total desaparecimento do fragmento, quer este seja natural ou antrópico, como ocorre em áreas de mineração de rocha calcária (Figura 7) na bacia do rio Paranã. Também as atividades pecuárias desenvolvidas dentro dos fragmentos podem contribuir para a dispersão e o estabelecimento de espécies de plantas não características da vegetação do fragmento. Em áreas de Cerrado da Amazônia e em Florestas Estacionais no vale do rio Paranã, gramíneas exóticas podem comprometer a integridade dos fragmentos, competindo por recursos com as espécies nativas.



Fig.7

Mineração de rocha calcária no vale do rio Paranã (Goiás), que causa a destruição total da vegetação que ocorre sobre esses afloramentos de calcário.

4. Idade do fragmento e heterogeneidade ambiental

Os efeitos da fragmentação sobre as plantas podem ser distintos de acordo com a idade do fragmento. Em fragmentos com pouco tempo de isolamento, modificações na vegetação podem não ser detectadas facilmente. Em geral, espécies cujo ciclo de vida é longo demoram mais a sentir os efeitos da fragmentação do que espécies com ciclo de vida curto. O componente de maior visibilidade formado pelas árvores, pode levar décadas ou mesmo séculos para responder à fragmentação. De fato, árvores podem viver por séculos e, embora vivas dentro de um fragmento, podem não mais estar reproduzindo com a mesma intensidade e frequência que antes da fragmentação ou do isolamento e assim, são caracterizadas como indivíduos mortos-vivos. Os efeitos mais imediatos da fragmentação nas árvores são mais facilmente identificados nas plântulas, cuja resposta à fragmentação é mais imediata e visível. Desta forma, modificações no recrutamento afetam as populações quando as árvores adultas morrem e a substituição não ocorre em níveis similares aos observados em áreas de habitat contínuo. Essas mesmas modificações que afetam negativamente o recrutamento de determinadas espécies, colocando em perigo a sobrevivência da população no fragmento, podem, por outro lado, afetar positivamente o recrutamento de outras espécies que, no longo prazo, podem se tornar mais abundantes ou mesmo dominantes no fragmento, tais como espécies de áreas abertas ou invasoras³⁶.

A localização do fragmento na paisagem original é um fator determinante da riqueza de espécies de árvores em fragmentos de diferentes tamanhos. Nas áreas de Cerrado em Paracatu e Guarda-Mor (MG), fragmentos pequenos (6 a 10ha) apresentaram riqueza de espécies de árvores semelhante aos médios (400 a 700ha). Essa similaridade deve-se ao fato dos fragmentos pequenos localizarem-se em uma área onde a vegetação original de árvores era rica em espécies. Considerando que as espécies de plantas no Cerrado têm uma distribuição restrita^{64,65,66}, fragmentos que contêm maior heterogeneidade de habitats tendem a ter um maior número de espécies. Sendo assim, fragmentos longos incluem, potencialmente, maior variação topográfica resultando em maior heterogeneidade ambiental.

Além da heterogeneidade ambiental, a distância entre os fragmentos deve ser considerada como fator determinante da composição de espécies. Entre os fragmentos que se encontravam em estágio avançado de regeneração natural (cerca de 18 anos) e os fragmentos intactos de Floresta Estacional Decidual no vale do rio Paranã (GO), o que prevaleceu para determinar a maior similaridade florística entre eles foi a distância que os separava, sendo os mais próximos entre si, os mais similares floristicamente.

5. Considerações finais

É essencial observar que os fatores que afetam a diversidade de espécies podem agir em conjunto ou em sinergia e, portanto, um fator isolado geralmente não é o único responsável pelo que se está observando. Os efeitos da fragmentação nas plantas, quer tenham sido detectados ou não, devem sempre ser considerados sob duas variáveis: tempo e espaço.

As respostas dos organismos à fragmentação do habitat dependem do tempo que estão submetidos aos novos fatores, inexistentes antes da fragmentação ou que foram modificados por ela. Portanto, efeitos que em determinado momento não são detectados, podem vir a ser no futuro. A natureza do ambiente é espacialmente heterogênea e, portanto, resultados detectados em determinada área não são necessariamente idênticos à outra área e, conseqüentemente, generalizações podem ter mais efeitos maléficos que benéficos.

Igualmente importante é considerar o ciclo de vida das plantas. Dependendo do tempo de vida da planta, os efeitos da fragmentação podem ser detectados somente após muitos anos. Exemplo disso são as árvores. Embora determinados processos biológicos de suas populações possam estar sendo afetados pela fragmentação, seus indivíduos podem permanecer em um fragmento por longo tempo. Ao contrario, espécies de plantas de vida curta, podem responder imediatamente à fragmentação.

Outra observação importante é que além da perda da biodiversidade causada diretamente pelos fatores acima discutidos, esses mesmos fatores podem contribuir para modificar o habitat de partes ou de todo o fragmento. Essas modificações podem criar as condições necessárias para que invasões biológicas aconteçam no fragmento por intermédio de espécies de plantas, nativas ou exóticas, contribuindo para diminuir a integridade biológica do fragmento em questão. Conforme a fragmentação dos habitats aumenta e os fragmentos degeneram, mais áreas hiper-perturbadas estarão disponíveis para as espécies invasoras, o que eventualmente contribuirá para o declínio de espécies típicas de áreas mais intactas, similares aos habitats contínuos⁶⁷.

Portanto, generalizações são perigosas e as recomendações abaixo devem ser tomadas com cautela.

6. Recomendações

a. Fragmentos grandes são geralmente melhores que pequenos, considerando-se similares a matriz, o histórico e o uso dos fragmentos, pois podem com maior eficiência manter populações viáveis de plantas e os processos ecológicos.

b. Fragmentos pequenos podem ser importantes na paisagem por representarem uma amostra da heterogeneidade espacial original do ambiente. Adicionalmente, pequenos fragmentos podem desempenhar

papel fundamental na conexão entre fragmentos maiores e áreas contínuas, contribuindo para o fluxo de genes entre populações.

c. Nos fragmentos pequenos o manejo deve ser voltado para o controle das forças externas e nos grandes, às forças internas, porém, forças externas são importantes independentemente do tamanho do fragmento.

d. A redução da quantidade de borda pode ser obtida pela diminuição da razão perímetro/área, o que pode ser conseguido com áreas que se assemelhem mais a uma circunferência do que às outras figuras geométricas, portanto com menos invaginações. A intensidade do efeito de borda dependerá do tipo de vegetação e dos organismos estudados. Vegetações em áreas mais úmidas e fechadas sofrem impacto maior que em áreas mais abertas e secas quando a borda é criada.

e. A conexão entre fragmentos é fundamental para a persistência das populações de plantas, pois contribui decisivamente para o fluxo de genes entre populações, que ocorre por intermédio da dispersão de propágulos e pólen. Portanto, áreas conectando os fragmentos antrópicos, ou mesmo pequenos fragmentos e plantas isoladas, podem contribuir para o fluxo de genes. A conexão entre fragmentos nem sempre precisa ser física. O fluxo de genes pode ocorrer também entre áreas disjuntas, através de outros fragmentos, de grupos de plantas e mesmo de plantas isoladas na matriz.

f. Zonas tampão são importantes na implementação de uma Unidade de Conservação e podem atenuar os efeitos do isolamento e da matriz. Portanto, diferentes tipos de zonas-tampão têm distintos níveis de permeabilidade e conseqüentemente, diferentes efeitos na conservação da biodiversidade do fragmento. Quanto maior a similaridade da composição e da estrutura da vegetação entre a zona tampão e o fragmento, maior a eficiência da zona tampão.

g. A permeabilidade da matriz depende do uso ao qual está submetida. Quanto maior a similaridade da estrutura e composição da matriz e dos fragmentos, menor será o efeito negativo sobre a biodiversidade dos fragmentos e da paisagem.

h. Quanto mais intensivo for o uso ao qual a matriz está submetida, mais afetada será a biodiversidade dos fragmentos. São particularmente nocivos os usos de agrotóxicos e de fogo na matriz, pois ambos podem penetrar nos fragmentos. O uso ao qual a matriz está submetida também pode afetar a regeneração das plantas na matriz, impedindo assim o aumento do tamanho do fragmento.

i. O uso da matriz e dos fragmentos pode afetar as populações de animais que funcionam como polinizadores, dispersores de sementes e herbívoros, afetando assim as populações de planta.;

j. A exploração de madeira é uma das atividades que causa mais impacto à vegetação, o que pode comprometer sua estrutura e composição e mesmo a persistência no longo prazo de determinadas espécies no fragmento.

k. Diferentes usos dos fragmentos causam diferentes níveis de impacto na biodiversidade, e mesmo a exploração de produtos não-madeireiros (óleos, fibras, frutos, sementes, cascas etc.) deve ser analisada com cautela, pois pode afetar a sobrevivência dos indivíduos e a regeneração das populações de plantas.

l. O uso dos fragmentos por animais domésticos pode ser particularmente nocivo à sobrevivência e regeneração das plantas

e assim, afetar negativamente a recuperação e persistência das populações. Além disso, animais domésticos funcionam como vetores de propágulos de plantas estranhas (exóticas ou não) à vegetação nativa dos fragmentos.

m. Embora os processos ecológicos possam ser alterados imediatamente após a fragmentação, a detecção dos efeitos na composição, estrutura e dinâmica da vegetação pode demorar. Além disso, os efeitos da fragmentação e isolamento na biodiversidade, podem ser mais facilmente identificados em organismos de ciclo de vida mais curto (ervas e arbustos), que nos de ciclo de vida longo (árvores);

n. Alterações antrópicas que ocasionam mudanças no ambiente físico de um fragmento como, por exemplo, alteração no regime hídrico, abertura de clareiras etc., podem provocar mudanças na composição e abundância de espécies de plantas, alterando também o funcionamento deste sistema e tornando o fragmento todo semelhante ao ambiente de borda.

o. Recomendações de manejo dos fragmentos não podem ser facilmente extrapoladas entre diferentes tipos de vegetação. Por exemplo, a remoção de cipós em fragmentos de florestas estacionais decíduas, pode ser negativa para a regeneração de determinadas espécies de plantas.

p. Ao se analisar os efeitos da fragmentação na biodiversidade, deve-se atentar também para o tempo decorrido desde a fragmentação e outras perturbações, naturais ou não, que tenham ocorrido no passado ou ainda no presente. Análises em fragmentos recém isolados podem produzir resultados que não refletem a realidade e indicar pouca ou nenhuma modificação na vegetação.

Referências bibliográficas

1. SHAFER, C. L., 1990, *Nature reserves: island theory and conservation practice*. Smithsonian Institution Press, Washington, 189p.
2. LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O., RANKIN, J. M. & SCHUBART, H. O. R., 1983, Ecological dynamics of tropical forest fragments, pp. 377-384. In: S. L. Sutton, T. C. Whitmore & A. C. Chadwick (eds.), *Tropical rain forest: ecology and management*, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
3. SAUNDERS, D. A., HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R., 1991, Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.*, 7: 18-32.
4. LAURANCE, W. F., FERREIRA, L. V., RANKIN-DE-MERONA, J. M., LAURANCE, S. G., HUTCHINGS, R. W. & LOVEJOY, T. E., 1998A, Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in amazonian tree communities. *Conserv. Biol.*, 12: 460-464.
5. LAURANCE, W. F., FERREIRA, L. V., RANKIN-DE-MERONA, J. M. & LAURANCE, S. G., 1998B, Rain Forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, 79: 2032-2040.
6. Bierregaard, R. O. Jr., Lovejoy, T. E., Kapos, V., Santos, A. S. & Hutchings, R. W., 1992, The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience*, 42: 859-866.

7. LAURANCE, W. F., 1990, Comparative aspects of five arboreal marsupials to tropical forest fragmentation. *J. Mamm.*, 71: 641-653.
8. 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.
9. PEIXOTO, A. L. & GENTRY, A., 1990, Diversidade e composição florística da mata de tabuleiro na Reserva Florestal de Linhares (Espírito Santo, Brasil). *Rev. bras. Bot.*, 13: 19-25.
10. TABARELLI, M. & MANTOVANI, W., 1997, Colonização de clareiras naturais na floresta atlântica no sudeste do Brasil. *Rev. bras. Bot.*, 20: 57-66.
11. TABARELLI, M., BAIDER, C. & MANTOVANI, W., 1998, Efeitos da fragmentação na floresta atlântica da bacia de São Paulo. *Hoehnea*, 25: 169-186.
12. THOMAS, W. M. W., CARVALHO, A. M. V., AMORIM, A. M. A., GARRISON, J. & ARBELÁEZ, A. L., 1998, Plant endemism in two forests in southern Bahia, Brasil. *Biodiversity Conserv.*, 7: 311-322.
13. OLDEMAN, R. A. A., 1990, Dynamics in tropical rain forests. In: L. B. Holm-Nielsen, I. C. Nielsen & H. Balslev, *Tropical Forests*, Academic Press, London.
14. WHITMORE, T. C., 1989, Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology*, 70: 536-538.
15. MARTÍNEZ-RAMOS, M., 1991, *Patrones, procesos y mecanismos en la comunidad de plantas de una selva húmeda neotropical*. Tese de Doutorado, Universidad Nacional de Mexico, Mexico, 142p.
16. OLIVEIRA, R. J., 1999, *Dinâmica de plântulas e estrutura da Mata Atlântica secundária de encosta, Peruíbe, SP*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 125p.
17. LOVEJOY, T. E., BIERREGAARD, R. O. JR., RYLANDS, A. B., MALCOM, J. R., QUINTELA, C. E., HARPER, L. H., BROWN, K. S. JR., POWELL, A. H., SCHUBART, H. O. R. & HAYS, M. B., 1986, Edge and other effects of isolation on amazonian forests fragments, pp. 237-256. In: M. E. Soulé (ed.), *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, Sinauer Associates, Sunderland.
18. KAPOV, V., WANDELLI, E., CAMARGO, J. L. & GANADE, G., 1997, Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia, pp. 33-44. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr. (ed.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, Chicago University Press, Chicago.
19. LOVEJOY, T. E., RANKIN, J. M., BIERREGAARD, R. O., BROWN, K. S., EMMONS, L. & VAN DER VORT, M. E., 1984, Ecosystem decay of amazon forest remnants, pp. 295-325. In: M. H. Nitecki (ed.), *Extinction*, Chicago University Press, Chicago.
20. JANZEN, D. H., 1983, No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos*, 41: 402-410.
21. KAPOV, V., 1989, Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *J. Trop. Ecol.*, 5: 173-185.
22. SCARIOT, A., 1996, *The effects of rain forest fragmentation on the palm community in central Amazonia*. Tese de Doutorado, Depto. Ecology, Evolution and Marine Science, University of California, Santa Barbara.
23. HANSKI, I. & SIMBERLOFF, D., 1997, The metapopulation approach, its history, conceptual domain and application to conservation, pp. 4-26. In: I. Hanski & E. Gilpin, *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*, Academic Press, London.

24. METZGER, J. P. M., 1999, Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *An. Acad. bras. Ci.*, 71: 445-463.
25. Alger, K. & Caldas, M., 1996, Cacau na Bahia: decadência e ameaça à Mata Atlântica. *Ciência Hoje*, 20: 28-35.
26. RESTAUNA, 2002, *Projeto RESTAUNA: fauna, flora e conservação de Una, sul da Bahia*, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus.
27. JOSE, S., GILLESPIE, A. R., GEORGE, S. J., KUMAR, B. M., 1996, Vegetation responses along edge-to-interior gradients in a high altitude tropical forest in peninsular India. *For. Ecol. Manag.*, 87: 51-52.
28. ESSEEN, P. -A., 1994, Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biol. Conserv.*, 68: 19-28.
29. HARRINGTON, G. N., IRVINE, A. K., CROME, F. H. J., MOORE, L. A., 1997, Regeneration of large-seeded trees in Australian rainforest fragments: a study of high-order interactions. pp. 292-303. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr. (ed.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, Chicago University Press, Chicago.
30. LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD, R. O. JR., 1997, *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*. Chicago University Press, Chicago, 616p.
31. MURCIA, C., 1995, Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends Ecol. Evol.*, 10: 58-62.
32. LEVENSEN, J. B., 1981, Woodlots as biogeographic islands in south-eastern Wisconsin, pp. 13-39. In: R. L. Burgess & D. M. Sharpe (ed.), *Forest island dynamics in man-dominated landscapes*, Springer-Verlag, New York.
33. LAURANCE, W. F., LAURANCE, S. G., FERREIRA, L. V., RANKIN-DEMERONA, J., GASCON, C. & LOVEJOY, T. E., 1997, Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science*, 278: 1117-1118.
34. FERREIRA, L. V. & LAURANCE, W. L., 1977, Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected trees in Central Amazonia. *Conserv. Biol.*, 11: 797-801.
35. SCARIOT, A., 1999, Forest fragmentation effects on palm diversity in central Amazonia. *J. Ecol.*, 87: 66-76.
36. SCARIOT, A., 2001, Effects of landscape fragmentation on Amazonian palms and conservation strategies, pp. 121-135. In: R. Bierregaard Jr., C. Gascon, T. E. Lovejoy, & R. Mesquita (eds.), *The ecology and conservation of a fragmented forest: lessons from Amazonia*, Yale University Press, New Haven.
37. BENITEZ-MALVIDO, J., 2001, Regeneration in tropical rainforest fragments, pp. 136-145. In: R. Bierregaard, Jr., C. Gascon, T. E. Lovejoy, & R. Mesquita (ed.), *The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest: Lessons from Amazonia*, Yale University Press, New Haven.
38. BENITEZ-MALVIDO, J., 1998, Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conserv. Biol.*, 12: 380-389.
39. WILLIAMS-LINERA, G., 1990, Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *J. Trop. Ecol.*, 78: 356-373.
40. LAURANCE, W. F. & YENSEN, E., 1991, Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol. Conserv.*, 55: 77-92.
41. MATLACK, G. R., 1994, Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and successional time. *J. Ecol.*, 82: 113-123.
42. CAMARGO, J. L. C. & KAPOS, V., 1995, Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *J. Trop. Ecol.*, 11: 205-211.

43. RANKIN-DE-MÉRONA, J. M. & HUTCHINGS, R. W., 2001, Deforestation effects at the edge of an Amazonian forest fragment, pp. 107-120. In: R. Bierregaard Jr., C. Gascon, T. E. Lovejoy & R. Mesquita (eds.), *The ecology and conservation of a fragmented forest: lessons from Amazonia*, Yale University Press, New Haven.
44. OLIVEIRA-FILHO, A. T., MELLO, J. M. & SCOLFORO, J. R. S., 1997, Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil over a five-year period (1987–1992). *Plant Ecol.*, 131: 45-66.
45. VIANA, V. M., TABANEZ, A. A. J. & BATISTA, J. L. F., 1997, Dynamics and restoration of forest fragments in the Brazilian Atlantic moist forest, pp. 351-365. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard (eds.), *Tropical forest remnants, ecology, management, and conservation of fragmented communities*, The University of Chicago Press, Chicago.
46. OLIVEIRA-FILHO, A. T., VILELA, E. A., GAVILANES, M. L. & CARVALHO, D. A., 1994, Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. *Vegetatio*, 113: 99-124.
47. SAMPAIO, A. B., 2001, *Efeito de borda nas espécies arbóreas de uma floresta estacional decidual no Vale do Paranã*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade de Brasília, Brasília, 80p.
48. SAMPAIO, A. B. & SCARIOT, A., *submetido*, Edge effect on tree diversity, composition and structure in a deciduous dry forest in Central Brazil. *Biol. Conserv.*
49. CARVALHO, F. A., NASCIMENTO, M. T., BRAGA, J. M. A. & RODRIGUES, P. J. F. P., *submetido*, Efeito de borda sobre a estrutura e a composição florística da comunidade arbórea de dois fragmentos naturais de Mata Atlântica de baixada periodicamente alagada. *Rev. Bras. Bot.*
50. CARVALHO, F. A., BRAGA, J. M. A., RODRIGUES, P. J. F. P. & NASCIMENTO, M. T., 2000, Distribuição e densidade de lianas em áreas de borda e interior em dois fragmentos de mata atlântica de baixada periodicamente alagada na REBIO Poço das Antas, RJ, pp. 101-103. In: *Anais do Sexto Congresso e Exposição Internacional sobre Florestas, FOREST 2000*, Porto Seguro, BA, Instituto Ambiental Biosfera/UFV, Rio de Janeiro.
51. VILLELA, D. M., NASCIMENTO, A. C., GONÇALVES, G. M. & COUTO, G. G., 2002, Soil nutrients and litterfall in seasonally flooded Atlantic forests, Brazil: edge effects of fragmentation. In: *4th. International Symposium on Ecosystem Behaviour*, Reading.
52. LORENZI, R., 1992, *Árvores Brasileiras*. Editora Plantarum Ltda, Nova Odessa, 368p.
53. GONÇALVES, G., 2000, *Produção de serapilheira em dois fragmentos de mata atlântica periodicamente inundados*. Monografia de Bacharelado, Centro de Biociências e Biotecnologia, Universidade Estadual Norte-Fluminense, Campos.
54. DOAK, D. F., MARINO, P. C. & KAREIVA, P., 1992, Spatial scale mediates the influence of habitat fragmentation on dispersal success: implications for conservation. *Theor. Pop. Biol.*, 41: 315-336.
55. FAHRIG, L. & MERRIAM, G., 1985, Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology*, 66: 1762-1768.
56. GUEVARA, S. & LABORDE, J., 1993, Monitoring seed dispersal at isolated standig trees in tropical pastures: consequences for local species

- availability, pp. 319-338. In: T. H. Flemming & A. Estrada (ed.), *Frugivory and Seed Dispersal: Ecological and Evolutionary Aspects*, Kluwer Academic, Dordrecht.
57. METZGER, J. P. M., 1997, Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. *Land. Urban Plan.*, 37: 29-35.
58. HOFFMANN, W., 1998, Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *J. Appl. Ecol.*, 35: 422-433.
59. COUTINHO, L. M., 1990, Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado, pp. 82-105. In: J. G. Goldhamme (ed.), *Fire in the Tropical Biota*, Springer-Verlag, Berlin.
60. SANAIOTTI, T. M. & MAGNUSSON, W. E., 1995, Effects of annual fires on the production of fleshy fruits eaten by birds in a Brazilian Amazonian savanna. *J. Trop. Ecol.*, 11: 53-65.
61. EITEN, G. & GOODLAND, R., 1979, Ecology and management of semi-arid ecosystem in Brazil, pp. 277-300. In: B. H. Walker (ed.), *Management of Semi-Arid Ecosystems*, Elsevier, Amsterdam.
62. OLIVEIRA, L. C., 2001, *Efeito do processo de fragmentação florestal sobre a biomassa e composição florestal em ecossistemas no sudeste e sudoeste acreano*. Dissertação de Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais, INPA/FUA, Manaus.
63. WHITMORE, T. C., 1997, Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss, pp. 3-12. In: W. F. Laurance & R. O. Bierregaard Jr. (ed.), *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, Chicago University Press, Chicago.
64. FELFILI, J. M. & SILVA JUNIOR, M. C., 1993, A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brasil. *J. Trop. Ecol.*, 9: 277-289.
65. FELFILI, J. M., FILGUEIRAS, T. S., HARIDASSAN, M., SILVA JÚNIOR, M. C., MENDONÇA, R. & REZENDE, A. v., 1994, Projeto biogeografia do bioma cerrado: vegetação e solos. *Cad. Geociênc. IBGE*, 12: 75-166.
66. FELFILI, M., REZENDE, A. V., NOGUERIA, P. E., WALTER, B. M. T., SILVA, M. & NOGUEIRA, J. I., 1997, Comparação florística e fitossociológica do Cerrado nas Chapadas Pratinha e dos Veadeiros, pp. 6-11. In: L. Leite & C. H. Saito (eds.), *Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado*, Ed. Universidade de Brasília, Brasília.
67. SCARIOT, A., 2001, Weedy and secondary palm species in central Amazonian forest fragments. *Acta bot. bras.*, 15: 271-280.