



Natureza & Conservação

Revista Brasileira de Conservação da Natureza
The Brazilian Journal of Nature Conservation

Abril, 2006 - vol. 4 - nº1 - April, 2006 - vol. 4 - n.1



FUNDAÇÃO O BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA



**FULL ENGLISH
VERSION INCLUDED**

Mais razões para megareservas na Amazônia¹



William F. Laurance, PhD²

- Instituto Smithsonian de Pesquisa Tropical
Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

RESUMO

A taxa de destruição florestal apresentou um crescimento brutal na Amazônia Brasileira, mas há também oportunidades vitais de conservação com a continuidade de criação de novas unidades de conservação importantes. Um artigo recente de Carlos Peres sugere que uma extensa rede de megareservas, definidas operacionalmente como aquelas que excedem um milhão de hectares em área, é necessária para garantir a persistência em longo prazo das espécies e dos processos ecológicos da Amazônia. Aqui, apresento um resumo dos argumentos de Peres e uma série de razões adicionais sobre a possibilidade das megareservas serem vitais para o futuro da biodiversidade da Amazônia.

Palavras-chave: Amazônia; conservação; desflorestamento; incêndios; corte de árvores.

INTRODUÇÃO

Durante os últimos 15 anos, as taxas de perdas, degradação e fragmentação florestal aumentaram brutalmente na Amazônia (FIGURA 1), a maior e mais biologicamente diversificada de todas as florestas tropicais. Essas perdas são decorrentes de uma combinação de fatores: o crescimento rápido da criação de gado e plantações de soja, a proliferação do corte de árvores em escala industrial, projetos de colonização florestal e uma expansão sem precedentes de novas estradas, rodovias e outras infra-estruturas de transporte, entre outros (Fearnside, 2001; Laurance et al., 2001a; Kaimowitz et al., 2004; Asner et al., 2005).

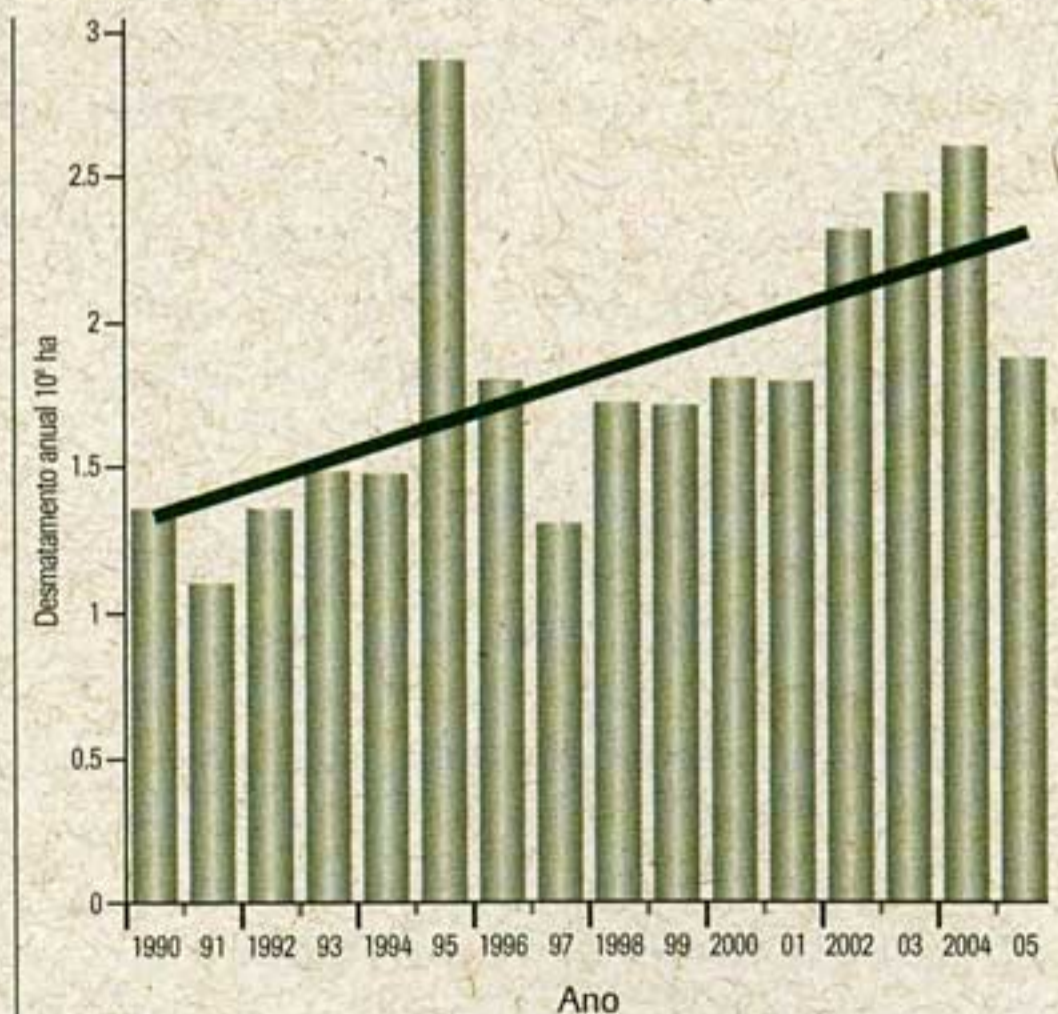


FIGURA 1. Taxas anuais de desmatamento na Amazônia Brasileira desde 1990, baseadas nos dados do INPE (2005). A linha de regressão mostra a tendência geral.

¹ Enviado originalmente em inglês

² laurancew@tivoli.si.edu

Contudo, ao mesmo tempo, este é um momento que revela uma oportunidade inigualável para a conservação da Amazônia. O Brasil, por meio de várias iniciativas estaduais e federais, está criando atualmente novas unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável na Amazônia (QUADRO 1). Essas áreas protegidas variam com relação aos tipos legalmente permitidos de usos de

recursos (Rylands & Brandon, 2005). Por exemplo, usos intensivos incluindo o corte de árvores em escala industrial são permitidos em algumas delas, como nas Florestas Nacionais e Áreas de Proteção Ambiental, ao passo que outras, como Parques Nacionais, permitem somente usos limitados que incluam o turismo e pesquisas científicas. Além disso, outras unidades de conservação, como as

Quadro 1. Unidades de conservação atuais e planejadas na Amazônia Brasileira.

Embora menos de 5% da Amazônia Brasileira esteja atualmente designada como reservas de proteção integral, como parques nacionais (Rylands & Brandon, 2005), esse número aumentará nos próximos anos. Através da iniciativa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA), o Governo Federal brasileiro comprometeu-se em transformar um total de 10% de florestas na região (50 milhões de hectares) em unidades de conservação de proteção integral (Rylands & Brandon, 2005). O ARPA também está implementando novas reservas de uso sustentável, que permitem vários tipos de atividades de extração, desde a produção de borracha à exploração comercial de madeira, nas quais a conservação da biodiversidade será uma prioridade secundária. Embora muitas novas reservas tenham sido criadas desde o lançamento do ARPA em 2002, a maioria ainda está "no papel" por falta de pessoal ou infra-estrutura.

Além do ARPA, alguns estados engajados no projeto da Amazônia Brasileira, especialmente o Amapá e o Amazonas, estão atualmente estabelecendo diversas novas unidades de conservação, sendo a maioria delas de uso sustentável. A Amazônia Brasileira também contém centenas de terras e territórios indígenas controlados por tribos ameríndias. Embora não sejam consideradas unidades de conservação, essas terras compreendem um quinto da Amazônia Brasileira e geralmente desempenham um papel importante na proteção das florestas contra o corte predatório de árvores e o desenvolvimento de terras (Schwartzman & Zimmerman, 2005). Para oferecer territórios para mais grupos ameríndios, a rede de terras indígenas está propensa a aumentar no futuro (Rylands & Brandon, 2005).

As estratégias de localização das reservas na Amazônia mudaram com o tempo. Durante os anos 70, a ênfase inicial era a proteção dos refúgios florestais do Pleistoceno, as principais formações de vegetações, as regiões fitogeográficas sugeridas e áreas com pouco potencial econômico (Rylands & Brandon, 2005). Atualmente, no entanto, a localização das áreas protegidas está sendo influenciada por três conceitos que surgiram em meados dos anos 90. Um deles é o ARPA, cujo foco é estabelecer reservas em 23 ecorregiões da Amazônia, identificadas pelo WWF, que compreendem os grandes sistemas de drenagens de rios e tipos de vegetação (Ferreira et al., 2001). O segundo tem como resultado uma série de reuniões de trabalho de especialistas, promovidas pelo Ministério do Meio Ambiente do Brasil, que identificou 385 áreas prioritárias para a conservação na Amazônia (MMA, 2002). O terceiro é o conceito do corredor da biodiversidade, que propõe a ligação das unidades de conservação de vários tipos em diversas grandes cadeias para ajudar a manter a conectividade florestal (Ayres et al., 1997). Muitos dos corredores propostos abrangem grandes gradientes pluviométricos e podem, se adequadamente mantidos e protegidos, limitar os impactos das mudanças climáticas futuras, permitindo que as espécies mudem suas áreas de vida em resposta às condições cambiantes (Noss, 2001).

Reservas Extrativistas, permitem atividades intermediárias, como a caça de subsistência, a produção de borracha e a agricultura de coivara tradicional.

Um desafio envolvido na questão é que, na realidade, a aplicação das leis ambientais na fronteira amazônica é muito desigual e inconsistente. O corte ilegal de árvores é freqüente, as leis que regulamentam o desmatamento em propriedades privadas raramente são aplicadas, as invasões ilícitas de florestas são comuns e diversas reservas estão sendo ameaçadas por madeireiros predatórios, mineradores de ouro e pelo desmatamento ilegal (Fearnside, 1990; Laurance et al., 2001b; Asner et al., 2005). Estas dificuldades somente aumentarão no futuro, à medida que as estradas e outras infra-estruturas de transporte forem expandidas ao longo da bacia (Laurance et al., 2001a), provocando um contato ainda mais próximo entre as unidades de conservação e a população em expansão da Amazônia.

A NECESSIDADE DE MEGARRESERVAS

Dentro dessa combinação de promessa e perigo ambiental se situa um artigo recente de Carlos Peres, publicado tanto em *Natureza e Conservação* (Peres, 2005a) quanto em *Conservation Biology* (Peres, 2005b). O argumento principal de Peres, embasado em estudos anteriores – especialmente o de Ayres et al. (1997) – é de que as reservas da Amazônia precisam ser extensas (com mais de um milhão de hectares) e integradas a uma matriz relativamente benigna de florestas de uso sustentável para conservar em grande escala suas espécies mais vulneráveis e seus processos ecológicos. Elas também devem ser distribuídas de acordo com os principais tipos de vegetação e centros de endemismo (Quadro 1). Por fim, quando possível, ele e muitos outros afirmam (ex.: Ayres et al., 1997) que as unidades de conservação devem ser ligadas entre si por meio de sistemas de corredores regionais de grande escala.

À primeira vista, a proposta de Peres pode parecer excessiva para alguns políticos, mas a

evidência apontando para as megarreservas é convincente. Uma das justificativas mais importantes é que o conhecimento biogeográfico da Amazônia é surpreendentemente incompleto, mesmo em relação a grupos relativamente bem estudados como aves e mamíferos (Patton et al., 1997; Oren, 2001). Conseqüentemente, centros aparentes de endemismo e diversidade são desviados para áreas acessíveis e certos tipos de floresta (Nelson et al., 1990), comprometendo os esforços para identificar as áreas de alta prioridade de conservação. Mesmo nos poucos locais relativamente bem estudados, os inventários das espécies normalmente apresentam irregularidades. Por exemplo, um inventário vegetal de cinco anos na Reserva Florestal Ducke (um centro de pesquisa há décadas) mais que duplicou o número de espécies de plantas registradas (Nelson & Oliveira, 2001). As pesquisas de campo geralmente revelam mais ocorrências de novas espécies de plantas e animais, e as revisões taxonômicas de muitos grupos estão desatualizadas. Desde 1990, por exemplo, no mínimo 14 novas espécies de primatas foram descobertas (ou estão sendo atualmente descritas) na Amazônia Brasileira (Rylands et al., 2001; van Roosmalen et al., 2003). As espécies raras ou localmente endêmicas são especialmente propensas a ser ignoradas por pesquisas isoladas e incompletas. De acordo com um modelo biogeográfico recente, isso poderia incluir um número impressionante de 30 a 100 mil espécies não descobertas de plantas com sementes na Amazônia (Hopkins, 2005). Diante dessa incerteza assustadora, uma maneira eficaz de proteger a maior parte da biodiversidade da região é por intermédio de uma rede de grandes reservas, interligadas de maneira funcional.

Uma segunda justificativa importante para as megarreservas é a conservação das populações de predadores raros, como a onça-pintada, o puma, o cachorro-vinagre e as harpias (FIGURA 2) (Thiollay, 1989; Lambeck, 1997). Apesar de ocupar 2,1 milhões de hectares, por exemplo, a Reserva Pacaya-Samira, no Peru, contém somente 20 grupos conhecidos de aranhas (Peres, 2005b). As densidades de



FIGURA 2. Predadores grandes como as harpias (*Harpia harpyja*) são sensíveis à caça e requerem amplos territórios para sobreviver. Foto de William F. Laurance.

predadores e de diversas outras espécies da Amazônia estão evidentemente limitadas pela baixa produtividade secundária causada pelos solos altamente gastos e pobres em nutrientes da bacia (Gentry & Emmons, 1987; Laurance, 2001) e pelos processos fortemente dependentes de densidade, como a predação e a ocorrência de doenças (Terborgh & Nuñez, 2006). As populações dos predadores de topo frequentemente entram em colapso em reservas isoladas que são muito pequenas ou que sofrem com a intensa caça do homem em sua periferia (Woodroffe & Ginsbert, 1998; Cullen et al., 2000; Peres, 2001). Em longo prazo, comunidades viáveis de grandes predadores são vitais para manter a estabilidade das redes alimentares tropicais e o funcionamento do ecossistema (Rao et al., 2001; Terborgh et al., 2001).

Além dos predadores de topo, várias outras espécies da Amazônia também requerem

grandes áreas para sobreviver. Diversos vertebrados, como certos catetos, primatas, morcegos, mutuns, papagaios, cotingas e anambés, fazem extensas movimentações sazonais para explorar diferentes épocas de frutificação e de disponibilidade de outros recursos em diferentes habitats (Peres, 2005b; consulte também Powell & Bjork, 1995). As árvores das formações vegetais maduras da Amazônia são de baixa densidade e de fecundação cruzada, dependendo então de grandes áreas para manter a variabilidade genética (Losos & Leigh, 2005). A Amazônia abriga três mil espécies de peixes de água doce, e a maioria deles migra de tempos em tempos de áreas de produção de alimentos para áreas de reprodução nas cabeceiras dos rios, que raramente são protegidas (Peres, 2005b). Para tais espécies, as reservas devem ser grandes o suficiente para abarcar o conjunto total de diferentes habitats necessários para sua sobrevivência em longo prazo.

De acordo com Peres (2005b), uma razão final para as megarreservas é que elas são mais fáceis e menos onerosas de proteger do que as reservas menores. Devido a limitações na fiscalização, até as áreas de proteção integral teoricamente protegidas na Amazônia sofrem frequentemente com a caça clandestina, incêndios florestais, corte predatório de árvores e mineração ilegal de ouro (Laurance et al., 2001b; Asner et al., 2005). Quanto menor a reserva, mais difícil é protegê-la contra os impactos diretos e indiretos da invasão humana. Por exemplo, Peres (2005b) estima que, por hectare, o custo operacional e de pessoal da pequena Reserva Saium-Castanheira (com 110 hectares) seja 18 mil vezes maior do que para o grande Parque Nacional Montanhas do Tucumacque (com 3,9 milhões de hectares).

MAIS RAZÕES PARA GRANDES RESERVAS

Peres aponta um argumento convincente para uma rede abrangente de grandes reservas na Amazônia. Entretanto, há mais razões,

além das sugeridas por este autor, para defender as megareservas da Amazônia.

Primeiro, as megareservas tendem a ser mais resilientes do que as pequenas reservas com relação às mudanças provocadas pelo desmatamento na circulação atmosférica local. Tais mudanças podem provocar o aumento de chuvas em áreas desmatadas e sua redução sobre as florestas contíguas (Silva Dias & Regnier, 1996; Badya Roy & Avissar, 2000; Chagnon & Bras, 2005). Esse fenômeno ocorre pelo fato dos pastos e outras áreas abertas terem albedos maiores (reflexo do calor proveniente da radiação solar) e menor resfriamento por evapotranspiração do que as florestas. Conseqüentemente, o ar sobre as clareiras é aquecido, criando uma zona de baixa pressão atmosférica que retira o ar úmido das florestas contíguas (FIGURA 3). Assim como o calor, o ar úmido sobe e resfria-se, condensa-se em nuvens carregadas que descarregam pancadas de chuva sobre

as clareiras – sendo o ar seco levado posteriormente das nuvens de volta às florestas. Esta circulação de ar forçada pela vegetação é essencialmente um efeito de borda de grande escala. Observações via satélite em Rondônia sugerem que os efeitos dessecação das clareiras maiores podem estender-se até 20 km sobre as florestas contíguas (Silva Dias et al., 2002).

Em segundo lugar, em uma escala regional, as megareservas devem em geral ser menos suscetíveis à dessecação causada tanto pelo desmatamento em grande escala, que reduz a evapotranspiração das plantas (Walker et al., 1995), como pelos efeitos da retenção da umidade pelas nuvens de fumaça provenientes da queima de biomassa (Rosenfeld, 1999). Os grandes focos de queima de biomassa, como os das regiões sul e leste da Amazônia, criam vastas regiões sem chuva que podem estender-se de centenas a milhares de quilômetros a favor do vento, a partir das áreas queima-

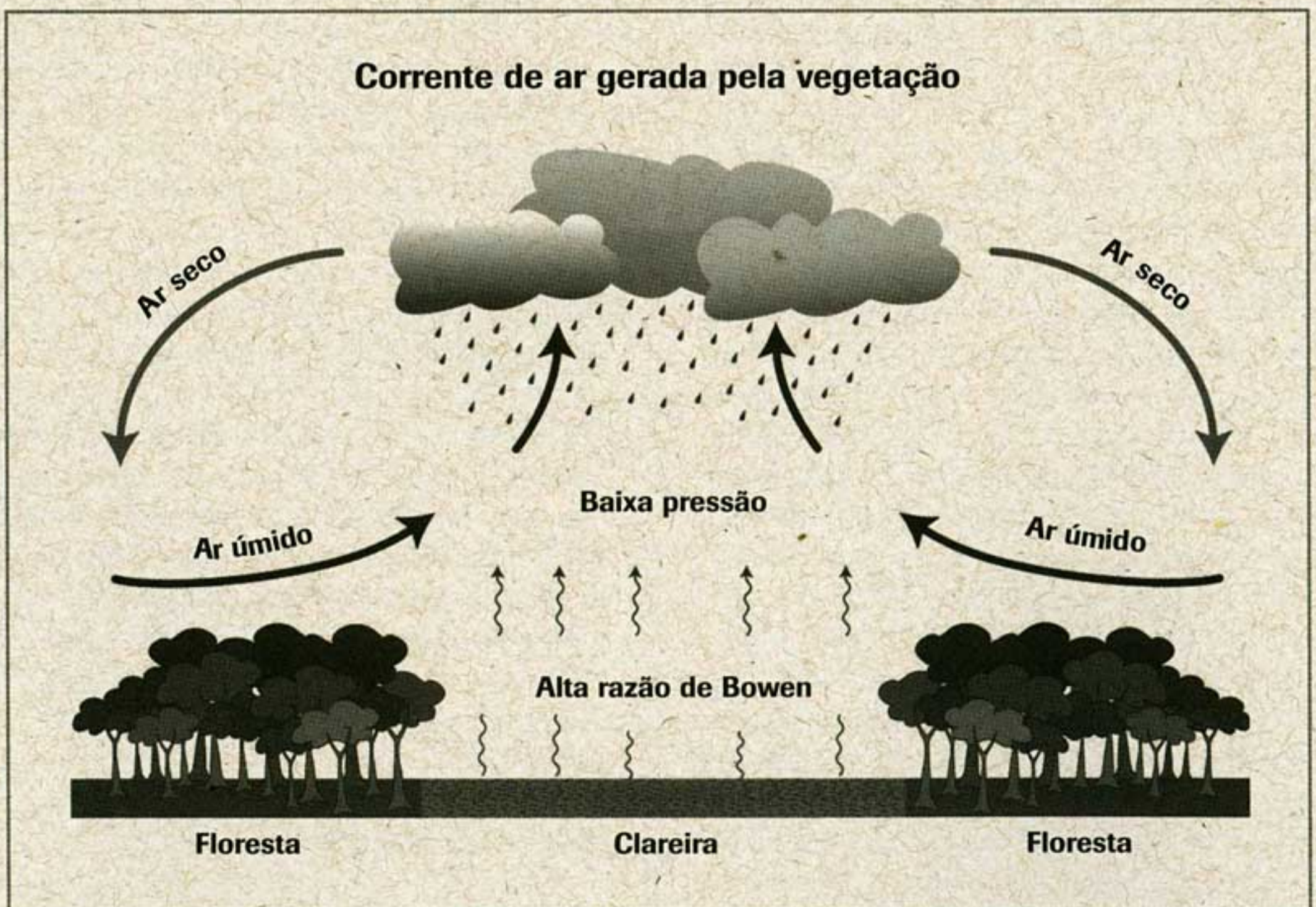


FIGURA 3. Ilustração da corrente de ar provocada pela vegetação, por intermédio da qual o ar úmido é levado das florestas próximas para as clareiras e depois retornado para as florestas como ar seco (Laurance 2006).

das (Freitas et al., 2000). Conseqüentemente, grandes extensões da Amazônia (cerca de 1,2–2,6 milhões de km²) apresentam níveis significativamente elevados de aerossóis atmosféricos oriundos de queimas de biomassa na época de seca (Procopio et al. 2004). Além da formação de regiões onde não chove, os aerossóis originados pela queima de biomassa afetam a estabilidade termodinâmica da atmosfera, absorvendo e dispersando a radiação solar e aumentando a formação de nuvens; porém, as conseqüências de tais mudanças para as florestas ainda não são devidamente entendidas (Martins et al., 1998; Andreae, 2001). Embora até as reservas maiores possam ser influenciadas por tais fenômenos, as condições climáticas das pequenas reservas estão propensas a ser afetadas mais seriamente pelo desmatamento intensivo e pelas queimadas no seu entorno.

Em terceiro lugar, as megareservas serão, de longe, menos vulneráveis a incêndios de superfície que podem penetrar a fundo nas florestas. Esses incêndios, freqüentemente iniciados por pequenos e grandes fazendeiros, podem adentrar por muitos quilômetros nas florestas (FIGURA 4) nos anos de seca (Cochrane & Laurance, 2002; Alencar et al., 2004; Laurance, 2004). Podem também matar muitas árvores e a maioria das trepadeiras e arbustos. E, por aumentar a matéria orgânica morta combustível e diminuir a espessura do dossel das florestas já queimadas, podem tornar estas últimas ainda mais vulneráveis a incêndios subseqüentes (Cochrane et al., 1999; Barlow et al., 2004). Os modelos de simulação sugerem que mesmo as reservas de tamanho razoável (com mais de 100 mil hectares) podem ser vulneráveis à recorrência de incêndios de superfície (Cochrane & Laurance, 2002), o que pode provocar a “implosão” das reservas com o passar do tempo (Gascon et al., 2000). Essas considerações destacam a importância não só do aumento do tamanho das reservas, mas também da manutenção das zonas de amortecimento livres de incêndios e da limitação de estradas dentro das reservas, que podem facilitar a invasão e os incêndios nas florestas (S. G. Laurance, 2006).



FIGURA 4. Aumento na incidência de incêndios de superfície em virtude da distância das bordas da floresta, comum em centenas de fragmentos florestais em uma paisagem dominada pelo homem, na região leste da Amazônia (Laurance, 2004).

Em quarto lugar, as megareservas podem oferecer uma proteção melhor contra pressões ambientais, tais como fortes períodos de seca, que podem ser provenientes de fenômenos do El Niño ou de altas temperaturas da superfície marítima do Atlântico. Esses eventos podem ter grandes impactos na fenologia das plantas, na produção de frutas e na sobrevivência da fauna e da flora nas florestas tropicais (Condit et al., 1995; Wright et al., 1999; Laurance et al., 2001c; Nepstad et al., 2002). Em conjunto com os eventos aleatórios demográficos e genéticos que podem causar transtornos a pequenas populações isoladas, a pressão ambiental pode aumentar significativamente a probabilidade de extinções locais nas pequenas reservas (Leigh, 1981). As secas na Amazônia podem tornar-se mais freqüentes no futuro, como resultado do aumento do desflorestamento e do aquecimento global, e poderia haver sérios efeitos especialmente nas vastas áreas de floresta da bacia, que já passaram por fortes períodos de seca (Nepstad et al., 1999; Laurance & Williamson, 2001).

Por fim, as megareservas devem ser, de longe, mais eficazes do que as pequenas reservas como refúgio de futuras mudanças climáticas e atmosféricas (Noss, 2001; Laurance & Peres, 2006). Vários modelos de circulação atmosférica prevêem que o futuro aquecimento global resultará no aumento de temperaturas da superfície e em reduções substanciais na precipitação da Amazônia (ver Costa & Foley, 2000; Cox et al., 2000; Zhang et al., 2001). Como as grandes reservas normalmente compreendem uma variação maior de elevações, latitudes, climas e habitats do que as pequenas, propiciam uma flexibilidade maior para as espécies que as compõem, permitindo ajustar seus nichos e sua distribuição em resposta às mudanças das condições ambientais. A ligação das megareservas entre si, para formar grandes corredores regionais, deve ser uma estratégia especialmente eficaz para ajudar a acomodar os impactos das mudanças climáticas futuras (Quadro 1).

Há algum ponto negativo nas megareservas? As objeções mais prováveis serão econômicas, devido aos custos de oportunidade perdidos que podem ocorrer caso a exploração florestal seja proibida em áreas de tamanhos consideráveis (Whitten & Balmford, 2006). Os custos são maiores para o reassentamento de populações humanas perto das novas reservas, e por esse motivo os governos federal e de vários estados do Brasil podem ter um olhar mais favorável para as áreas de uso múltiplo do que para as de proteção integral. Para aumentar o apoio político para as novas unidades de conservação, serão vitais os esforços para integrar as comunidades locais no gerenciamento das reservas e nas atividades sustentáveis, como o ecoturismo e o uso de produtos não-madeireiros (Schwartzman et al., 2000; Rylands & Brandon, 2005; Schwartzman & Zimmerman, 2005).



CONCLUSÕES

Muitas espécies da Amazônia requerem grandes áreas para sobreviver. As espécies com maior demanda de área podem ser comuns na Amazônia devido à sua vastidão inerente, a seus solos pobres em nutrientes, que limitam a abundância de muitas espécies, e ao fato de que as florestas da Bacia Amazônica, ao contrário de declarações anteriores, podem ter persistido ao longo do pleistoceno em uma condição bastante intacta (Mayle et al., 2004; Colinvaux, 2005), reduzindo os impactos de filtros de extinção passados. Compondo essas características está a natureza auto-sustentável do sistema hidrológico da Amazônia (Salati & Vose, 1984; Walker et al., 1995), onde a umidade reciclada das florestas é crucial para manter a cobertura de nuvens e as chuvas do local, especialmente pelo fato das florestas propriamente ditas serem muito vastas e os oceanos, que fornecem umidade para o continente, estarem muito distantes. O resultado líquido é um ecossistema que evoluiu para ser grande e que necessita permanecer dessa forma para manter suas características essenciais.

Nas regiões que já foram severamente reduzidas e degradadas, como as Filipinas, Madagascar e a Floresta Atlântica do Brasil, as reservas menores são geralmente as únicas opções para conservar os vestígios remanescentes de ecossistemas. Somente algumas áreas tropicais, particularmente a Amazônia e a grande Bacia do Congo, ainda oferecem perspectivas realistas para o estabelecimento de novas megareservas. Mesmo nessas regiões, as oportunidades estão se esgotando rapidamente. Para a região da Amazônia que está desaparecendo velozmente, a melhor estratégia de conservação é agir logo – e pensar grande.

REFERÊNCIAS

- Alencar, A. A.; Solórzano, L.; Nepstad, D. C. 2004. Modeling forest understory fires in an eastern Amazonian landscape. *Ecological Applications* 14: S139-S149.
- Andreae, M. 2001. The dark side of aerosols. *Nature* 409: 671-672.
- Asner, G. P., et al. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310: 480-482.
- Ayres, J. M.; da Fonseca, G. A. B.; Rylands, A. B.; Quieroz, H. L.; Pinto, I. P.; Cavalcanti, R. 1997. *Abordagens inovadoras para conservação da biodiversidade no Brasil: os corredores das florestas neotropicais*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Baidya Roy, S.; Avissar, R. 2000. Scales of response of the convective boundary layer to land-surface heterogeneity. *Geophysical Research Letters* 27: 533-536.
- Barlow, J.; Peres, C. A.; Lagan, B. O.; Haugaaen, T. 2003. Large tree mortality and the decline of forest biomass following Amazonian wildfires. *Ecology Letters* 6: 6-8.
- Chagnon, F. J. F.; Bras, R. L. 2005. Contemporary climate change in the Amazon. *Geophysical Research Letters* 32: doi:10.1029/2005GL022722.
- Cochrane, M. A.; Laurance, W. F. 2002. Fire as a large-scale edge effect in Amazonian forests. *Journal of Tropical Ecology* 18: 311-325.
- Cochrane, M. A.; Alencar, A.; Schulze, M. D.; Souza, C.; Nepstad, D.; Lefebvre, P.; Davidson, E. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamics of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1832-1835.
- Colinvaux, P. 2005. The Pleistocene vector of Neotropical diversity. In: Bermingham, E.; Dick, C.; Moritz, C. (eds.). *Tropical rain forests: past, present, and future*, Pp. 78-106, University of Chicago Press, Chicago.
- Condit, R.; Hubbell, S. P.; Foster, R. B. 1995. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. *Ecological Monographs* 65: 419-439.
- Costa, M.; Foley, J. 2000. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO₂ concentrations on the climate of Amazonia. *Journal of Climate* 13: 18-34.
- Cox, P. M.; Betts, R. A.; Jones, C. D.; Spall, S. A.; Totterdell, I. J. 2000. Acceleration of global warming due to carbon cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408: 184-187.
- Cullen, L.; Bodmer, R. E.; Padua, C. V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49-56.
- Fearnside, P. M. 1990. Environmental destruction in the Amazon. In: Goodman, D.; Hall, A. (eds.). *The future of Amazonia: destruction or sustainable development?* Pp. 179-225, MacMillan, London, U.K.
- Fearnside, P. M. 2001. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation* 28: 23-38.
- Ferreira, L.V. et al. 2001. Identificação de áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade por meio da representatividade das unidades de conservação e tipos de vegetação nas ecorregiões da Amazônia brasileira. In: Verissimo, A.; Moreira, A.; Sawyer, D.; dos Santos, I.; Pinto, L. P.; Capobianco, J. P. (eds.). *Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios*, Pp. 211-245, Editora Estação Liberdade, São Paulo.
- Freitas, S. R.; Silva Dias, M. A. F.; Silva Dias, P. L. 2000. Modeling the convective transport of trace gases by deep and moist convection. *Hybrid Methods in Engineering* 3: 317-330.
- Gascon, C.; Williamson, G. B.; Fonseca, G. A. B. 2000. Receding edges and vanishing reserves. *Science* 288: 1356-1358.

- Gentry, A. H.; Emmons, L.H. 1987. Geographic variation in fertility and composition of the understory of neotropical forests. *Biotropica* 19: 216-227.
- Hopkins, M. C. G. 2005. Amazonian plant biodiversity. Oral Presentation, *Annual Meeting of the Association for Tropical Biology and Conservation*, Uberlândia, Brazil.
- INPE. 2005. *Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite: Projeto Prodes*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, Brasil.
- Kaimowitz, D.; Mertens, B.; Wunder, S.; Pacheco, P. 2004. *Hamburger connection fuels Amazon destruction*. Technical Report, Center for International Forest Research, Bogor, Indonesia.
- Lambeck, R. J. 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology* 11: 849-856.
- Laurance, S. G. 2006. Rainforest roads and the future of forest-dependent wildlife: a case study of understory birds. In: Laurance, W. F.; Peres, C. A. (eds). *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W. F. 2001. The hyper-diverse flora of the central Amazon: an overview. In: Bierregaard, R. O.; Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Mesquita, R. (eds.). *Lessons from Amazonia: ecology and conservation of a fragmented forest*, Pp. 47-53, Yale University Press, New Haven, Connecticut, USA.
- Laurance, W. F. 2004. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 359: 345-352.
- Laurance, W. F. 2006. Fragments and fire: alarming synergisms among forest disturbance, local climate change, and burning in the Amazon. In: Laurance, W. F.; Peres, C. A. (eds). *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W. F.; Albernaz, A. K. M.; da Costa, C. 2001b. Is deforestation accelerating in the Brazilian Amazon? *Environmental Conservation* 28: 305-311.
- Laurance, W. F.; Cochrane, M. A.; Bergen, S.; Fearnside, P. M.; Delamonica, P.; Barber, C.; D'Angelo, S.; Fernandes, T. 2001a. The future of the Brazilian Amazon. *Science* 291: 438-439.
- Laurance, W. F.; Peres, C. A. (eds.). 2006. *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Laurance, W. F.; Williamson, G. B.; Delamonica, P.; Olivera, A. A.; Gascon, C.; Lovejoy, T. E.; Pohl, L. 2001c. Effects of a strong drought on Amazonian forest fragments and edges. *Journal of Tropical Ecology* 17: 771-785.
- Laurance, W. F.; Williamson, G. B. 2001. Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. *Conservation Biology* 15: 1529-1535.
- Leigh, E. G. 1981. The average lifetime of a population in a varying environment. *Journal of Theoretical Biology* 90: 213-239.
- Losos, E.; Leigh, E. G. (eds.). 2004. *Tropical forest diversity and dynamics: findings from a large-scale plot network*. University of Chicago Press, Chicago.
- Martins, J. V.; Artaxo, P.; Liousse, C.; Reid, J.; Hobbs, P.; Kaufman, Y. 1998. Effects of black carbon content, particle size and mixing on light absorption by aerosol particles from biomass burning in Brazil. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 103: 32041-32050.
- Mayle, F. E.; Beerling, D. J.; Gosling, W. D.; Bush, M. B. 2004. Responses of Amazonian ecosystems to climatic and atmospheric carbon dioxide changes since The Last Glacial Maximum. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 359: 499-514.
- MMA. 2002. *Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias*

- para conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Nelson, B. W.; de Oliveira, A. A. 2001. Área botânica. In: Verissimo, A.; Moreira, A.; Sawyer, D.; dos Santos, I.; Pinto, L. P.; Capobianco, J. P. (eds.). *Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios*, Pp. 132-176, Editora Estação Liberdade, São Paulo.
- Nelson, B. W.; Ferreira, C. A. C.; da Silva, M. F.; Kawasaki, M. L. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection intensity in Brazilian Amazonia. *Nature* 345: 714-716.
- Nepstad, D. C., et al. 1999. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508.
- Nepstad, D. C., et al. 2002. The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of an Amazon forest. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 107 (D20): 8085.
- Noss, R. F. 2001. Beyond Kyoto: forest management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology* 15: 578-590.
- Oren, D. C. 2001. Biogeografia e conservação de aves na região amazônica. In: Verissimo, A.; Moreira, A.; Sawyer, D.; dos Santos, I.; Pinto, L. P.; Capobianco, J. P. (eds.). *Biodiversidade na Amazônia brasileira: avaliação e ações prioritárias para conservação, uso sustentável e repartição de benefícios*, Pp. 97-109, Editora Estação Liberdade, São Paulo.
- Patton, J. L.; da Silva, M. N.; Lara, M. C.; Musttrangi, M. A. 1997. Diversity, differentiation, and the historical biogeography of nonvolant mammals of the neotropical forests. In: Laurance, W. F.; Bierregaard, R. O. (eds.). *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*, Pp. 455-465. University of Chicago Press, Chicago.
- Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490-1505.
- Peres, C. A. 2005a. Porque precisamos megareservas na Amazônia. *Natureza & Conservação* 3: 8-16.
- Peres, C. A. 2005b. Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation Biology* 19: 728-733.
- Powell, G. V. N.; Bjork, R. 1995. Implications of intratropical migration on reserve design: a case study using *Pharomachrus mocinno*. *Conservation Biology* 9: 354-362.
- Procopio, A. S.; Artaxo, P.; Kaufman, Y.; Remer, L.; Schafer, J.; Holben, B. 2004. Multiyear analysis of Amazonian biomass burning smoke radiative forcing of climate. *Geophysical Research Letters* 31: L03108 (DOI:10.1029/2003GL018646).
- Rao, M.; Terborgh, J.; Nuñez, P. 2001. Increased herbivory in forest isolates: implications for plant community structure and composition. *Conservation Biology* 15: 624-633.
- Rosenfeld, D. 1999. TRMM observed first direct evidence of smoke from forest fires inhibiting rainfall. *Geophysical Research Letters* 26: 3105-3108.
- Rylands, A. B.; Brandon, K. 2005. Brazilian protected areas. *Conservation Biology* 19: 612-618.
- Rylands, A. B.; Mittermeier, R. A.; Konstant, W. R. 2001. Species and subspecies of primates described since 1990. *Neotropical Primates* 9: 75-78.
- Salati, E.; Vose, P. B. 1984. Amazon basin: a system in equilibrium. *Science* 225: 129-138.
- Schwartzman, S.; Moreira, A.; Nepstad, D. C. 2000. Rethinking tropical forest conservation: perils in parks. *Conservation Biology* 14: 1351-1357.

- Schwartzman, S.; Zimmerman, B. 2005. Conservation alliances with indigenous peoples of the Amazon. *Conservation Biology* 19: 721-727.
- Silva Dias, P. L.; Regnier, P. 1996. Simulation of mesoscale circulations in a deforested area of Rondônia in the dry season. In: Gash, J.; Nobre, C.; Roberts, J.; Victoria, R. (eds.). *Amazonian deforestation and climate*, Pp. 531-547. John Wiley, San Francisco, USA.
- Silva Dias, M. A. F.; Williams, E.; Pereira, L.; Pereira Filho, A.; Matsuo, P. 2002. A case study of convective organization into precipitating lines in the Southwest Amazon during the WETAMC and TRMM-LBA. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 107: 8078. (DOI 10.1029/2001JD000375).
- Terborgh, J.; Nuñez, G. 2006. Disperser-free forests await an unhappy fate. In: Laurance, W. F.; Peres, C. A. (eds). *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Terborgh, J., et al. (2001) Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294: 1923-1926.
- Thiollay, J. M. 1989. Area requirements for the conservation of rain forest raptors and game birds in French Guiana. *Conservation Biology* 3: 128-137.
- van Roosmalen, M. G. M.; van Roosmalen, T.; Mittermeier, R. 2003. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. *Neotropical Primates* 10: 1-52.
- Walker, G. K.; Sud, Y. C.; Atlas, R. 1995. Impact of ongoing Amazonian deforestation on local precipitation: a GCM simulation study. *Bulletin of the American Meteorological Society* 76: 346-361.
- Whitten, T.; Balmford, A. 2006. Who should pay for tropical forest conservation, and how should the costs be met? In: Laurance, W. F.; Peres, C. A. (eds). *Emerging threats to tropical forests*. University of Chicago Press, Chicago.
- Woodroffe, R.; Ginsberg, J. R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* 280: 2126-2128.
- Wright, S. J.; Carrasco, C.; Calderón, O.; Paton, S. 1999. The El Niño Southern Oscillation, variable fruit production, and famine in a tropical forest. *Ecology* 80: 1632-1642.
- Zhang, H.; Henderson-Sellers, A.; McGuffie, K. 2001. The compounding effects of tropical deforestation and greenhouse warming on climate. *Climate Change* 49: 309-338.