



BIODIVERSIDADE NAS FLORESTAS AMAZÔNICAS BRASILEIRAS: RISCOS, VALORES E CONSERVAÇÃO

Philip M. Fearnside

**Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA) - C.P. 478 - 69011-970 Manaus,
Amazonas - BRASIL - fax +55 (92) 642-8909 - e-mail: pmfearn@inpa.gov.br**

RESUMO

A rica biodiversidade das florestas amazônicas é um dos vários fatores que levam à conclusão que maiores esforços são necessários para reduzir a destruição destas florestas. Riscos para a biodiversidade em florestas amazônicas incluem desmatamento, exploração madeireira, fogos, fragmentação, extinção da fauna, invasão de espécies exóticas e mudanças de clima. Valores financeiros fixados para a biodiversidade dependem fortemente dos propósitos da valoração. Benefícios utilitários incluem o valor dos produtos da floresta atualmente comercializados e aqueles que ainda não são explorados, além do valor monetário dos benefícios ambientais. Valores não monetários das florestas amazônicas também são componentes essenciais de tomadas de decisões em conservação. Estimativas da "vontade de pagar" e da "vontade de aceitar" podem ser úteis como indicadores de fluxos financeiros em potencial, mas não deveriam ser confundidos com o valor real das florestas para a sociedade. Uma valoração com a finalidade de fixar penalidades pela destruição da biodiversidade é uma importante questão legal no Brasil, e deve levar em conta fatores adicionais.

A conservação da biodiversidade no Brasil inclui a criação de vários tipos de áreas protegidas. O status destas áreas varia enormemente, na prática freqüentemente divergindo das exigências oficiais. Criar reservas que incluam moradores possui uma variedade de prós e contras. Embora os efeitos de moradores nem sempre sejam benignos, grandes áreas podem estar sob regimes de proteção mesmo incluindo os ocupantes humanos. Considerações adicionais aplicam-se às zonas de entorno das áreas protegidas. A escolha e o desenho das reservas dependem dos custos financeiros e de diferentes estratégias dos benefícios da biodiversidade. No Brasil, a rápida criação de "parques de papel" pouco protegidos foi um meio de enfrentar o avanço de barreiras ao estabelecimento de novas unidades de conservação: porém, a ênfase deveria mudar para uma melhor proteção das reservas existentes. Os povos indígenas possuem a melhor experiência em manter a floresta, e a negociação com estes povos é essencial para assegurar a manutenção das grandes áreas de floresta por eles habitada. Os benefícios dos serviços ambientais providos pela floresta devem ser usufruídos por aqueles que mantêm estas florestas. O desenvolvimento de mecanismos que captem o valor destes serviços será um fator chave que afetará o panorama a longo prazo das florestas amazônicas. Porém, muitas medidas efetivas para desencorajar o desmatamento poderiam ser tomadas imediatamente por ações governamentais, incluindo arrecadação e coleta de impostos que desencorajem a especulação da terra, mudança nos

procedimentos que estabelecem a posse da terra como forma de não recompensar o desmatamento, revogação dos incentivos fiscais ainda existentes, restrição à construção de estradas, aumentando as exigências para os relatórios de impactos ambientais (RIMAs) dos projetos de desenvolvimento propostos, e criando alternativas de empregos.

Título corrente: Biodiversidade na Amazônia

Palavras chaves: Biodiversidade, Valoração, Amazônia, Floresta tropical, Desmatamento, Florestas pluviais

BIODIVERSIDADE E AMAZÔNIA

"Diversidade biológica", ou "biodiversidade", refere-se à variabilidade total de vida na Terra (Heywood et al. 1995: 5). Não inclui apenas a variação ao nível de espécies, mas também a variação a outros níveis taxonômicos, genético (por exemplo, dentro de uma população), e a variação em funções ecológicas, tais como aquelas de polinizadores e dispersores de sementes. A Convenção sobre a Diversidade Biológica, aberta para assinaturas na Conferência de Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED ou ECO-92) em 1992, entrou em vigor em dezembro de 1993 com o objetivo de avançar na conservação global de biodiversidade e na sua contribuição ao desenvolvimento sustentável. A Avaliação Global da Biodiversidade, comissionada pelo Programa de Meio Ambiente das Nações Unidas (UNEP) em 1993 e completada em 1995, providencia informação de base científica para a implementação da Convenção (Heywood et al. 1995).

O Brasil é um dos cinco "países de megadiversidade" no mundo reconhecido pelo Fundo Mundial para a Natureza (WWF) (Mittermeier 1988). De acordo com a Avaliação de Recursos Florestais da Organização para Alimentos e Agricultura das Nações Unidas (FAO 1993), o Brasil possui 41% de todas as florestas restantes classificadas como "floresta pluvial tropical". Calcula-se que o Brasil possui 55.000 espécies de plantas angiospermas, mais do que qualquer outro país (McNeely et al. 1990). O Brasil possui 524 espécies de mamíferos (da Fonseca et al. 1996), que o coloca como terceiro no mundo. O Brasil tem 1679 espécies de aves (Stotz et al. 1996), um número só excedido pela Colômbia e Peru, enquanto que as 516 espécies de anfíbios presentes no Brasil é a maior quantia do mundo em um único país (McNeely et al. 1990). Similarmente, as borboletas e répteis colocam o País em 4º lugar com 467 e 74 espécies, respectivamente.

Invertebrados compõem, sem dúvida, a maior parte da biodiversidade total. As copas de árvores fumigadas com Malathion em quatro tipos de floresta próximos de Manaus renderam 1080 espécies de besouros (Coleoptera) de 61 famílias, com somente 1% de sobreposição em relação às espécies achadas em locais apenas a 70 km de distância (Erwin 1983, 1988). Estudos semelhantes feitos em grande escala no Peru e no Panamá mais que triplicaram o número total de espécies estimadas existentes na Terra (Erwin 1982, 1988). Com extrapolações de árvores individuais para o globo, porém, o número de observações é tão pequeno que pouca confiança pode ser dada aos números. Entretanto, o fato que a fauna artrópode é enormemente diversa é incontestável.

RISCOS PARA A BIODIVERSIDADE EM FLORESTAS AMAZÔNICAS

Desmatamento

Dados do satélite LANDSAT interpretados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) indicam que antes de 1998 a área de floresta desmatada na Amazônia brasileira havia alcançado

$547,2 \times 10^3 \text{ km}^2$ (13,7% dos $4 \times 10^6 \text{ km}^2$ da porção originalmente florestada dos $5 \times 10^6 \text{ km}^2$ da Amazônia Legal), incluindo aproximadamente $100 \times 10^3 \text{ km}^2$ de desmatamentos "antigos" (pré-1970) no Pará e no Maranhão (INPE 1999). A Amazônia Legal é uma região quase do tamanho da Europa Ocidental, e a área que foi desmatada até agora é do tamanho da França.

Durante o período de 1978-1988, a floresta foi destruída a uma taxa de $20,4 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ (incluindo inundações por hidrelétricas), a taxa declinou (começando em 1987) para $11,1 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1990-1991, elevando-se para $14,9 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1992-1994; saltando então para $29,1 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1994-1995, caindo para $18,2 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1995-1996 e $13,2 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1997; uma estimativa preliminar para 1998 indica uma taxa de desmatamento de $16,8 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ (Fearnside 1997a; INPE 1998, 1999).

A interpretação das causas do desmatamento sugerida por dados do desmatamento brasileiro influencia fortemente qualquer conclusão que possa ser tomada considerando se é possível reduzir o desmatamento e quais as contramedidas que poderiam ser mais eficazes. Recentemente, o presidente do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) interpretou estes dados como um indicativo de que o desmatamento é agora principalmente feito por agricultores sem terra e pequenos agricultores (Traumann 1998). O INPE interpretou os números da mesma maneira para 1997 e 1998 (Época 1999). Se for este o caso, reduções significativas nas taxas de desmatamento não seriam possíveis, ou seriam difíceis e caras, sem agravar a pobreza na região. Porém, quatro linhas independentes de evidência indicam que ainda são os ricos, e não os pobres, que são responsáveis pela maior parte do desmatamento no Brasil. A primeira indicação é a estreita correspondência entre as grandes variações das taxas de desmatamento e as mudanças macroeconômicas que afetam os investidores em vez de pequenos agricultores que usam mão-de-obra familiar. O declínio na taxa de desmatamento de 1987 até 1991 pode ser melhor explicado pela crise econômica cada vez pior no Brasil durante este período. Os fazendeiros simplesmente não tiveram dinheiro para investir na ampliação das pastagens tão rapidamente quanto no passado. No declínio de 1991, os investidores estavam ainda sem acesso à maioria dos seus fundos porque o Presidente Fernando Collor havia congelado as contas bancárias no País em 1990. O pico de 1995 é melhor compreendido como uma reflexão da recuperação econômica sob o Plano Real, um conjunto de reformas econômicas implantadas em julho de 1994 que resultou em maiores volumes de dinheiro se tornando disponíveis para investimentos, inclusive investimentos nas fazendas de gado. A queda nas taxas de desmatamento nos anos seguintes a 1995 é uma consequência lógica do Plano Real tendo cortado a taxa de inflação nitidamente. O valor da terra alcançou um pico em 1995, e caiu aproximadamente 50% até o final de 1997. Queda no valor da terra faz com que a especulação da terra fique sem atrativa para os investidores.

A segunda linha de evidência de que os médios e grandes fazendeiros são os principais agentes do desmatamento é a distribuição da atividade do desmatamento entre os nove estados da região; isto indica que a maioria do desmatamento está nos estados que são dominados por fazendeiros: o estado de Mato Grosso sozinho respondeu por 26% do total dos $11,1 \times 10^3 \text{ km}^2$ em 1991. O Mato Grosso tem a porcentagem mais alta de sua terra particular em fazendas de 1000 ha ou mais: 84% pelo último (1985) censo agrícola. Em contraste, Rondônia--um estado que ficou famoso pelo desmatamento por pequenos agricultores--foi responsável por apenas 10% do total do desmatamento em 1991 e o Acre, 3%. O número de propriedades em cada classe de tamanho explicou 74% da variação na taxa de desmatamento entre os nove estados amazônicos em 1990 e 1991. Regressões múltiplas indicam que podem ser atribuídos 30% do desmatamento em estes anos a pequenos agricultores (propriedades <100 ha em área), e os 70% restantes a médios ou grandes fazendeiros (Fearnside 1993).

A terceira linha de evidência é o dado liberado pelo INPE (1998) indicando que só 21% da área do novo desmatamento de 1995 e 18% de 1996 foram >15 ha em área. Observe que estes valores se referem às áreas de novos desmatamentos, distinto das áreas das propriedades nas quais os desmatamentos estão localizados. Famílias de pequenos agricultores só são capazes de desmatar aproximadamente 3 ha ano⁻¹ usando mão-de-obra familiar (Fearnside 1980a), e isto é refletido no comportamento do desmatamento em áreas de assentamentos (Fearnside 1984).

A quarta linha de evidência são as observações diretas e entrevistas com os agricultores e os fazendeiros. Um estudo ao nível de propriedade dentre 202 propriedades distribuídas por diferentes classes de tamanho e entre cinco sub-regiões do "arco de desmatamento" que se estende de Paragominas, Pará, até Rio Branco, Acre, concluiu que no período de 1994-95 cerca de 25% da atividade do desmatamento estava em propriedades de 100 ha ou menos (Nepstad et al. 1999a). Juntos, estas linhas de evidência indicam que é um mito que a maior parte do desmatamento amazônico brasileiro seja feito por pessoas que estão desmatando para se alimentar. A predominância de fazendeiros de médio e grande porte na Amazônia significa que se poderia reduzir o desmatamento substancialmente sem piorar a situação dos pobres.

O desmatamento tem um impacto severo na biodiversidade em áreas de floresta tropical porque a maioria das espécies presentes não podem sobreviver as mudanças radicais provocadas pelo corte e queima da floresta. Devido a muitas espécies de floresta tropical serem endêmicas a áreas restritas, é de se esperar que o desmatamento de áreas extensas destas florestas conduz a extinção destas espécies. O risco de extinção de qualquer espécie não é uma função linear da área restante do hábitat, mas eleva-se nitidamente quando a área restante aproxima-se a zero. Remanescentes florestais relativamente pequenos, como os vestígios restantes da Mata Atlântica, podem abrigar uma parte surpreendentemente grande do número original de espécies. Porém, uma vez que a floresta chega a este estado crítico, cada hectare de floresta perdido adicionalmente tem impacto severo na sobrevivência das espécies.

Uma relação entre número de espécies e área foi reconhecida há muito tempo (MacArthur & Wilson 1967). Podem ser avaliadas quantitativamente as probabilidades de extinção através de dados de serie temporal usando uma análise de viabilidade populacional, mas os resultados são freqüentemente enganosamente otimistas se a série de dados for inadequada ou se as análises não incluem o importante papel de catástrofes (Ludwig 1999). Enquanto encolhem as populações, a chance de eventos aleatórios levando as populações à extinção aumenta dramaticamente.

Exploração Madeireira

Exploração madeireira tem impactos severos diretos na floresta. O mogno (*Swietenia* spp.) é particularmente vulnerável à extinção local por causa de sua estrutura populacional com concentrações de árvores adultas da mesma idade e sem estoque de mudas ou de árvores jovens. Por causa do seu grande valor econômico, a exploração de mogno possui um papel catalítico no início do processo de destruição que leva à perda de todo ecossistema (Fearnside 1997b).

Exploração madeireira tem impactos indiretos por levar à construção de estradas de acesso e por prover fazendeiros com recursos para a expansão de pastagens. Também torna a floresta remanescente muito mais suscetível aos incêndios devido à morte acidental de muitas árvores que não foram cortadas, à abertura da copa da floresta, e por deixar grandes quantidades de madeira morta na floresta. Isto foi documentado nas áreas de exploração madeireira na Amazônia Oriental (Nepstad et al. 1999a; Uhl & Buschbacher 1985; Uhl & Kauffman 1990). Exploração madeireira tem se expandido rapidamente em muitas partes da região, e espera-se que aumente mais rapidamente no futuro quando as florestas asiáticas não serão mais capazes de fornecer o volume de madeira exigido pelos mercados globais. A maioria da floresta que queimou em Roraima estava em áreas que não tinham sofrido qualquer quantia significativa de atividade madeireira

(Barbosa 1998); isto deveria servir como uma advertência do perigo presente no resto da região, onde as condições de início de fogos nas florestas primárias podem ser alcançadas com maior frequência (Nepstad et al., 1999b).

O manejo florestal natural para extração de madeira vem sendo promovido como um dos meios de manter a biodiversidade. Porém, os efeitos da exploração madeireira nestes sistemas podem ter conseqüências severas para a biodiversidade, sugerindo que deveriam ser procuradas outras estratégias para manutenção das florestas (Bawa & Seidler 1998).

Incêndios

O Grande Incêndio de Roraima de setembro de 1997 a março de 1998 trouxe a atenção para a importância do clima como um fator a ser considerado nos esforços para manter a floresta amazônica. Os eventos El Niño, como o de 1997-98, são oscilações naturais (não causadas por atividade humana), das quais, quando acrescentadas aos efeitos da ação humana, podem conduzir a incêndios em florestas primárias. Estradas e assentamentos adjacentes às áreas de floresta que são pretensamente protegidas (como a Área Indígena Yanomami) fornecem focos de fogo que têm alta probabilidade de sair do controle e entrar na floresta. Estradas e assentamentos são implantados por autoridades governamentais que tomam decisões para implementá-los, sem levar em conta os impactos do fogo além daqueles que se espera acontecer devido ao corte e a queima para a agricultura. Decisões em muitos projetos de infra-estrutura, como estas, poderiam ser diferentes se os custos ambientais totais fossem calculados e corretamente ponderados no processo de tomada de decisão.

Espera-se que uma expansão significativa de áreas desmatadas na Amazônia levaria à uma diminuição da chuva na região, particularmente na estação seca. Isto, quando acrescentado aos efeitos da existência de focos de iniciação de fogo e o aumento da flamabilidade causada pela exploração madeireira, pode fazer com que uma mesma intensidade de El Niño provocasse maiores impactos na floresta, portanto aumentando mais o custo ambiental do avanço de desmatamento na região.

Fragmentação

A fragmentação da floresta em uma paisagem de pequenos retalhos pode conduzir à redução da biodiversidade por uma larga variedade de mecanismos (Laurance & Bierregaard 1997). A formação de bordas causa uma série de mudanças no microclima que conduz à morte de árvores grandes que proporcionam a estrutura física dos ecossistemas arborizados. Um segundo conjunto de efeitos está relacionado ao tamanho dos fragmentos que determinam a viabilidade das populações isoladas remanescentes de diferentes taxas, inclusive as relações ecológicas entre elas, tais como dependência para comida, polinização e dispersão de sementes. Um terceiro conjunto de efeitos envolve a distância entre fragmentos florestais, os tamanhos relativos deles, e a habilidade de diferentes tipos de organismo para cruzar as barreiras que separam os fragmentos.

Depleção ou extinção da fauna

A depleção ou extinção da fauna acontece aonde as grandes populações humanas vivem em proximidade da floresta, reduzindo espécies de caça em áreas acessíveis. Estas depauperações provocam uma série de impactos nas outras taxas na floresta; este processo foi particularmente bem documentado em florestas tropicais no México (Dirzo & Miranda 1990).

Invasão por espécies exóticas

A invasão por espécies exóticas pode ter efeitos dramáticos em ecossistemas florestais. Tradicionalmente, foi pensado que a alta diversidade de florestas tropicais as protege das

explosões de populações invasoras de espécies que caracterizam muitos ecossistemas mais simples. Apesar da sua diversidade, a invasão por espécies exóticas representa uma ameaça significativa em ecossistemas amazônicos (Magnussen et al. 1998).

Mudança climática

Espera-se que a mudança climática tenha uma grande variedade de efeitos sobre as florestas amazônicas (Fearnside 1995). Estes incluem os efeitos do aumento de temperatura causado pelo efeito estufa, aumento da concentração de gás carbônico, mudanças no regime de chuva causada tanto pelo efeito estufa como pela redução da evapotranspiração, o transporte extra-regional de fumaça e poeira, e a nebulosidade aumentada em algumas partes da região. Os eventos extremos são mais importantes do que as mudanças nas médias de parâmetros como a precipitação e temperatura. É provável que a mudança climática tenha seus maiores impactos em florestas amazônicas por meio das suas interações com a variabilidade natural de clima (como o El Niño), exploração madeireira, fragmentação, e incêndios.

O VALOR DA BIODIVERSIDADE

O propósito da valoração

Obstáculos formidáveis, tanto em quantificação como em compreensão, têm, até agora, impedido uma estimativa do valor de florestas tropicais. O valor monetário de produtos da floresta é o tipo de valor mais fácil de estimar, mas mesmo isto não é tão fácil computar como poderia parecer. Dentre os problemas incluem o desconto de custos e benefícios futuros, e a definição de quem paga os custos e de quem recebe os benefícios que são incluídos na contabilidade. Valorações de outros tipos de valor têm dificuldades adicionais porque muitos usos potenciais de produtos florestais são atualmente desconhecidos e porque o dinheiro é inadequado como um índice para alguns dos tipos mais importantes de valor.

O propósito para qual a valoração é feita é o início determinante de quais fatores são apropriados para incluir. Só raramente uma avaliação é feita para vender um ecossistema natural a um provável comprador. Um propósito de cálculos de valoração é para governos usarem esta informação nas tomadas de decisões quando estas, às vezes dolorosas, são necessárias para deter atividades destrutivas, tais como o desmatamento na Amazônia brasileira. Valorações para este propósito deveriam ser bastante abrangentes por causa da responsabilidade do governo como representante dos interesses de todos os brasileiros, incluindo grupos em desvantagem e minorias, e também as gerações futuras.

Um outro uso de valoração é para fixar valores de multas e de reivindicações de danos civis pela destruição de ecossistemas naturais. Embora os julgamentos civis e criminais sejam legalmente bastante distintos, eles compartilham um propósito comum: intimidar os possíveis destruidores dos ecossistemas.

Valor financeiro de benefícios utilitários

Fatores Determinantes do Valor Financeiro

O valor financeiro dos benefícios da biodiversidade é determinado por vários fatores. De grande importância é a taxa de desconto que seria aplicada para traduzir custos e benefícios futuros em condições atuais. Empresas e investidores individuais regularmente baseam as suas decisões financeiras em taxas de desconto determinadas pela taxa que pode ser ganho com dinheiro em investimentos alternativos na economia. Estas taxas estão tipicamente na faixa de 10% ao ano em

termos reais (i.e., depois da correção pela inflação). Como descontos a estas taxas resultariam em quase nenhum peso sendo dado aos impactos ou às oportunidades além de aproximadamente 30 anos no futuro, eles são inadequados para serem usadas por governos ou outros tomadores de decisões sobre o bem-estar da sociedade em geral, inclusive o bem-estar de gerações futuras. Taxas de desconto altas também têm efeitos perversos no uso sustentável de populações naturais, tais como árvores da floresta amazônica (Fearnside 1989a). Diferenças nas taxas de desconto podem ter efeitos drásticos sobre as conclusões: escolhendo uma taxa de desconto de 3% versus uma de 6% representa uma diferença de um fator de 20 até o ano 2100.

A impossibilidade de substituição é uma característica da biodiversidade que não é incluída em cálculos que presumam a capacidade completa de substituição. Cálculos econômicos geralmente assumem que todas as coisas são trocáveis através do dinheiro; infelizmente, esta suposição subjacente não aplica a muitos aspectos da biodiversidade. A biodiversidade não é substituível ou trocável: depois de uma espécie ou um ecossistema se tornar extinto, não há como voltar atrás. A permanência da extinção é uma característica que provê um argumento contra descontar os benefícios de biodiversidade do modo que os valores monetários são descontados habitualmente pelos banqueiros em cálculos financeiros. Isto é diferente dos argumentos relacionados à mudança climática onde as emissões de carbono podem ser revertidas por absorção (retirada por fotossíntese).

Um aspecto da perda de biodiversidade é a possibilidade de um erro de Tipo II, ou seja, de conseqüências negativas significativas de presumir que não há nenhum efeito quando, na realidade, um efeito existe. A maioria da ciência é dedicada a eliminar o erro de Tipo II (a chance de concluir erroneamente que um efeito existe quando não existe), mas as implicações da política de erro do Tipo II podem ser maior no caso da biodiversidade. As conseqüências seriam permanentes se uma ação efetiva para reduzir desmatamento e assegurar a presença contínua de áreas grandes de floresta não é dada, devido à falta de conhecimento dos limites das áreas de floresta necessárias para manter a biodiversidade.

Perdendo-se a biodiversidade perde-se os processos do ecossistema, não apenas os pedaços individuais do ecossistema. Uma analogia tem sido freqüentemente feita entre a perda de espécies e a remoção dos rebites da asa de um avião (e.g., Ehrlich & Ehrlich 1981). Uma pessoa pode remover muitos rebites e ver que o avião continua voando, mas um dia ao remover mais um rebite pode fazer a asa a cair e o avião chocar-se no chão. A necessidade para conservar a biodiversidade também é indicada pelo princípio que se deveria "guardar todas as peças" ao consertar qualquer máquina desconhecida, como ao desmantelar um relógio. Se a pessoa joga fora algumas peças, assim como seria causando extinções de espécies, reajuntar a máquina torna-se impossível.

Quando a sociedade toma decisões sobre a segurança de diferentes planos de ação, esta deve ser adversa ao risco catastrófico. Por exemplo, se uma pessoa estiver considerando a segurança de usinas nucleares, ela tem que ter muita certeza que o sistema e seus componentes não falharão. O mesmo aplica-se a muitas das mudanças provocadas pelo prosseguimento do desmatamento tropical (Fearnside 1997c). Cada árvore que cai aumenta o risco de mudanças dramáticas, tais como os incêndios se espalharem em grandes áreas de floresta remanescente. O principal meio de assegurar-se contra estes riscos é a manutenção de áreas grandes de floresta em pé inalterada.

Produtos Florestais Comercializados Atualmente

A renda que as florestas podem produzir continuamente é uma classe de valor que deve ser contabilizada em qualquer esquema de valoração; mas não deveria ser confundido com o valor monetário de uma venda feita de tudo contido em um ecossistema. A habilidade da floresta em pé para gerar produtos de valor comercial em uma base sustentável é, por si só, suficiente para fazer

a manutenção de floresta atraente quando comparado com as pastagens de gado de baixa produtividade que substitui a floresta na Amazônia brasileira (Hecht 1992a). Porém, as altas taxas de desconto normalmente aplicadas para avaliar projetos de desenvolvimento na Amazônia podem reduzir fortemente a atração de qualquer forma de uso sustentável (Fearnside 1989a). O fato óbvio que são sacrificadas vastas áreas de floresta para pastagem de gado não invalida isto, desde que a decisão para converter floresta em pastagens seja explicada pelos diferentes fatores envolvidos: os fazendeiros e os especuladores não podem e estão pouco dispostos a fazer uso de floresta em pé; derrubá-la é, realmente, o modo mais eficaz para estes grupos recentemente chegados liberar a área de extrativistas e de povos indígenas que previamente a habitaram. A especulação da terra e os incentivos financeiros do governo acrescentam à rentabilidade de derrubar para pastagem, até mesmo frente a uma produção desprezível de carne bovina (Browder 1988; Fearnside 1980b, 1987; Hecht 1992b, 1993; Hecht et al. 1988). Faminow (1998) apresentou uma visão contrária (para uma refutação, veja Fearnside 1999a).

A madeira extraída em longos ciclos de rotação de manejo florestal sustentável poderia produzir uma renda significativa, embora virtualmente nenhuma exploração madeireira agora praticada na Amazonia seja feita com sustentabilidade em mente (Fearnside 1989a; Rankin 1985). Sistemas sustentáveis invariavelmente requerem que a colheita seja removida lentamente. Deixando a madeira de valor na floresta aumentaria grandemente os lucros futuros, independente da sua atração do ponto de vista de sustentabilidade. Como as florestas comercialmente valiosas do Sudeste Asiático deixarão de prover madeira para suprir a demanda mundial, o preço da madeira relativo às outras mercadorias poderá subir significativamente. Até mesmo se a floresta fosse vista como um recurso a ser explorado não sustentavelmente, o Brasil ainda seria sábio em deixar as árvores na floresta por algumas décadas a mais antes de cortá-la e vendê-la. Por exemplo, uma árvore seria equivalente a um título financeiro com maturidade de 20 a 30 anos.

A manutenção de biodiversidade gera benefícios locais diretos, tais como o fornecimento de produtos florestais não-madeireiros (Fearnside 1989b; Grimes et al. 1994; Hecht 1992a; Peters et al. 1989; Pimentel et al. 1997a; Richards 1993; Vásquez & Gentry 1989; Whitehead & Godoy 1991). Benefícios locais também advêm do estoque de material genético de plantas e animais necessário para dar um grau de adaptabilidade ao manejo florestal e aos sistemas agrícolas que sacrificam a biodiversidade em áreas desprotegidas vizinhas (Myers 1989, 1992; Oldfield 1981).

Produtos Florestais Inexplorados Atualmente

Muitos produtos comerciáveis não são explorados comercialmente ou são apenas vendidos em quantidades insignificantes. Frutas nativas representam essa classe de produtos, com a exceção de algumas áreas de floresta perto de mercados urbanos. Peters et al. (1989) calcularam que produtos florestais (principalmente frutas) de um hectare de floresta perto de Iquitos, Peru, têm um valor líquido presente de US\$ 6.820, a uma taxa de desconto de 5% ao ano. Isto não pode ser generalizado para Amazônia inteira: a presença do segundo maior mercado da Amazônia para frutas locais percíveis a apenas 30 km de distância é a razão principal para isto.

Compostos farmacêuticos representam um valor que é praticamente intocado, e que também não é recompensado pelo sistema econômico atual. Muitas drogas são primeiro identificadas de compostos naturais, e somente depois são sintetizadas em laboratórios, onde a regularidade de fornecimento e a uniformidade de qualidade podem ser garantidas mais facilmente (sem mencionar o monopólio). Enquanto as companhias farmacêuticas reconhecem a utilidade da floresta (U.S. House of Representatives, 1983), elas dedicam pouca atenção para pesquisar a floresta para compostos úteis por causa do longo tempo para ganhar a aprovação de novas drogas (Farnsworth 1988). Os povos indígenas que tinham acumulado os conhecimentos de propriedades medicinais durante séculos de uso podem facilitar muito a identificação de espécies promissoras

de drogas. Porém, avanços recentes em tecnologia de triagem automatizada aumentaram a habilidade de companhias para simplesmente analisar tudo sem a orientação do conhecimento tradicional.

Uma estimativa do custo de oportunidade para usos medicinais de florestas tropicais no México chegou a um valor de US\$ 6,4 por ha por ano, com uma faixa de US\$ 1 até US\$ 90 (Adger et al. 1995). Outras estimativas variam de US\$ 0,01 a US\$ 21 por ha por ano (Pearce 1997). Existe um potencial significativo para identificar modelos químicos para produtos farmacológicos baseado em plantas amazônicas (Cordell 1995; Elisabetsky & Shanley 1994; Kaplan & Gottlieb 1990). Porém, tanto o papel da biodiversidade como o papel de conhecimento tradicional em aproveitá-la são, às vezes, mais limitados do que tem sido afirmado (cf. controvérsias relativas à pervinca rósea de Madagascar: Djerassi 1992).

É importante também perceber que o valor financeiro dos produtos farmacêuticos, embora claramente importante, não é suficientemente grande para manter a conservação na escala às vezes concebida. Em 1999, a retirada da Shaman Pharmaceuticals deixou evidente a magnitude das barreiras que o sistema regulador nos Estados Unidos do desenvolvimento comercial de compostos farmacêuticos derivados da biodiversidade tropical representa para este campo. Esta empresa tinha enviado equipes de coleta para mais de 30 países tropicais, enquanto seguia um protocolo rígido para assegurar que o valor de qualquer droga descoberta beneficiaria as comunidades locais que tinham gerado o conhecimento e o material. Uma droga contra diarreia, Provir, projetada para pacientes de AIDS, estava chegando ao final de sua regularização quando a Administração de Alimentos e Drogas (FDA) dos EUA regeiram que uma etapa adicional de ensaios clínicos seria exigida. O custo dos ensaios adicionais estava além dos recursos da empresa, conduzindo ao abandono de todo trabalho farmacêutico, inclusive o trabalho sobre mais de 30 compostos considerados promissores para o tratamento de diabetes do tipo II (que não é tratável com insulina). A Shaman continua pesquisando produtos menos regulados, tais como cosméticos e suplementos dietéticos. Outras companhias, como a Merck, continuam trabalhando em triagem de combinações provindos da biodiversidade tropical, mas sem qualquer uso do conhecimento tradicional de povos locais (The Economist 1999).

Além disso, as quantias de dinheiro que poderão ser obtidas de produtos farmacêuticos provavelmente não serão muito grandes, ao contrário das expectativas de alguns. Uma indicação disto é o famoso contrato da Merck com o Instituto de Biodiversidade (Inbio) da Costa Rica, que gerou um pagamento inicial de US\$ 1 milhão em dinheiro, mais o valor de US\$ 135.000 em tecnologia para refinar as amostras, seguida por uma porcentagem não revelada de futuros "royalties" na faixa de 1-3% (Crook & Clapp 1998: 137). O arranjo está em troca de amostras colecionadas nos ecossistemas naturais do país por uma rede de parataxonomistas (Roberts 1992). Este fluxo de amostras é suficiente para satisfazer a capacidade da Merck para investir na procura de novos compostos de florestas tropicais. É importante perceber que o Brasil está em competição com a Costa Rica e o resto dos trópicos, e que os fatores limitantes para ganhar renda deste modo com a biodiversidade são laboratórios e taxonomistas, e não florestas e povos indígenas.

Os materiais genéticos representam outra classe de valor com pouco uso atual e até mesmo com menos retorno financeiro para os habitantes locais. Várias espécies das plantações atuais, como o cacau e a seringueira, são nativas da Amazônia. Variedades resistentes serão indispensáveis um dia quando doenças, tais como *Microcyclus ulei* em seringueiras e *Crinipellis palmivora* em cacau, alcançarem às áreas de plantação para as quais estas espécies foram levadas. O Sudeste da Ásia no caso da borracha, e a África Ocidental no caso do cacau, são protegidos agora pela sua distância do país de origem das culturas. Muitas outras espécies florestais indubitavelmente poderiam ser úteis aos seres humanos.

Valor Monetário de Benefícios Ambientais

A floresta amazônica tem muitas funções ecológicas que raramente são levadas em conta na avaliação do valor monetário. Estas funções incluem proteção do solo contra a erosão (assim protegendo rios navegáveis e reservatórios hidrelétricos de assoreamento). Medições de erosão em parcelas de 10 m x 10 m em Ouro Preto do Oeste (Rondônia), Manaus (Amazonas), Apiaú (Roraima) e Altamira (Pará) indicam muito mais erosão sob pastagem do que sob floresta, em todos os locais (veja Fearnside 1989c). Medições de erosão usando um conjunto de estacas indicam aproximadamente 1 cm ao ano de perda de solo sob culturas anuais como arroz e milho (Fearnside 1980c).

O papel da floresta na manutenção do ciclo de água regional é de grande importância econômica. O potencial para uma mudança devido a tendência contínua da substituição da floresta amazônica com pastagens de gado é indicado pelas parcelas de medição de erosão de solo mencionados acima, onde o escoamento superficial é aproximadamente dez vezes maior sob pastagem. A água que escorre na superfície, em vez de penetrar o solo, não pode ser absorvida pelas raízes das árvores para retornar à atmosfera pela transpiração. Aproximadamente 50% da chuva na Amazônia são derivados de água reciclada pela floresta (Salati et al. 1979), e uma quantidade apreciável da chuva nas áreas agrícolas principais no Centro-Sul também deriva da floresta amazônica (Salati & Vose 1984). O aumento do escoamento superficial esperado após a remoção da floresta alteraria fortemente os habitats aquáticos na região, e poderia interferir no uso humano da várzea (o recurso agrícola mais rico da região) (veja Fearnside 1985a). A manutenção de uma fração significativa, mas mal quantificada, da floresta é necessária para impedir que uma mudança no regime de chuva eventualmente degrade e destrua o resto da floresta. Não há um ponto final simples além do qual futuros desmatamentos poderão causar uma catástrofe climática; certamente, cada árvore que tomba aumenta a probabilidade de que uma adição à grande variação natural de chuva provocará uma seca sem precedente, colocando em ação um processo de retroalimentação positivo destrutivo (Fearnside 1985b). Além de matar espécies de árvores suscetíveis através do estresse de água excessivo, as secas aumentam o perigo de incêndios penetrar e destruir a floresta tropical em pé (como aconteceu em Roraima durante a seca do El Niño de 1997/1998).

Evitar o efeito estufa é o benefício da manutenção da floresta para o qual o mundo tem mais vontade de pagar no momento. Cada hectare de floresta desmatado em 1990 liberou 194 t de carbono (C) como uma emissão comprometida líquida (i.e., depois de deduzir o recrescimento futuro da floresta secundária e de outros componentes da paisagem substituída) (Fearnside 1999b, atualizado de Fearnside 1997d). Considerando a liberação de 194 t C ha⁻¹ e a vontade de pagar por emissões evitadas de US\$ 5-35 t⁻¹ C, o valor de evitar o desmatamento corresponde a US\$ 970-6.790 ha⁻¹ de floresta, com um ponto central de US\$ 3.880 ha⁻¹.

O contraste destes valores com os lucros atuais de cortar a floresta está claro. O preço médio de terra florestada na Amazônia brasileira calculou-se em aproximadamente US\$ 150 ha⁻¹ durante o período de 1997-1998. Embora a compra de terra não seja proposta, o preço da terra é importante como um indicador do que se pode produzir atualmente sob as opções de uso da terra disponíveis aos compradores--quer dizer, vendendo a madeira e convertendo a terra em pastagem para pecuária. O preço da terra representa o valor presente líquido do fluxo de renda do desmatamento, considerando a taxa de desconto usada por investidores nas suas decisões financeiras. O valor dos benefícios do carbono de manter a floresta é 6 a 45 vezes mais alto do que o valor do desmatamento, enquanto o valor do desmatamento em 1998 era de US\$ 1,6-11,4 bilhões (Fearnside 1999c).

Valores não monetários

Valores não monetários da floresta tropical são componentes fundamentais nas decisões humanas sobre o futuro destes ecossistemas. Mesmo que as florestas amazônicas valham uma enorme quantia de dinheiro, não é por isto que as pessoas estão tão preocupadas sobre o seu destino. Afinal de contas, os campos de petróleo e depósitos de carvão mineral também valem enormes quantias de dinheiro mas não inspiram preocupação além daquele derivado do valor de seu uso direto.

Florestas tropicais são abundantes em vida. Elas também são lar para culturas humanas únicas que são altamente ameaçadas. Muitas pessoas ao redor do mundo vêem que povos indígenas e biodiversidade não são coisas que a sociedade moderna deveria simplesmente extinguir, caso isto seja lucrativo. Este ponto de vista não está baseado em cálculos financeiros.

Argumentos não econômicos e não utilitários para manter habitats naturais têm sido apresentados por muitos autores (Budowski 1976; Ehrenfeld 1976; Jacobs 1980; Janzen 1986; Poore 1976; Wilson 1992). E.O. Wilson a resumiu muito bem com sua descrição da destruição de biodiversidade como "a tolice que nossos descendentes estarão menos dispostos a nos perdoar".

Enquanto um número crescente de pessoas reconhece o valor não monetário da biodiversidade, um número muito significativo das pessoas não o faz. É pura fantasia pensar que alguém pudesse se aproximar a uma pessoa que está segurando uma motosserra e com um braço ao redor do seu ombro, argumentar de modo convincente que a biodiversidade é mais importante do que cortar árvores. É importante entender que para reduzir a perda de biodiversidade, as pessoas que acreditam que a biodiversidade seja importante não precisam convencer aquelas que não pensam assim para mudar a posição delas. É importante que tais descrentes entendam que um número significativo de pessoas no mundo acredita que manter a biodiversidade é importante, e que isto traduz em um fluxo monetário em potencial para alcançar este objetivo. Esta "vontade de pagar" pode influenciar eventos, independente das opiniões dos desmatadores em potencial sobre a importância da biodiversidade.

Vontade de pagar/vontade de aceitar

Muitos benefícios de biodiversidade são globais em vez de locais (Swanson 1997: 76-78). O estoque de compostos químicos úteis, e de materiais genéticos para uso em outras regiões, além do uso local, representa um investimento na proteção de gerações futuras em lugares distantes contra as conseqüências da falta daquele material quando este for preciso um dia. Este valor é diferente do valor comercial de produtos que podem ser comercializados no futuro (que representaria uma oportunidade local perdida caso a biodiversidade seja destruída). Um uso medicinal, tal como uma cura para uma doença, vale mais para a humanidade do que o dinheiro que pode ser ganho pela venda da droga.

O valor da biodiversidade é mal quantificado, e restrições metodológicas severas limitam nossa habilidade para dar valores monetários a isto de uma maneira que faz sentido (Norton 1988; Stirling 1993). Enquanto se sabe que o valor monetário dela é muito alto (Costanza et al. 1997; Meijerink 1995; Pearce & Moran 1994; Pimentel et al. 1997b), a vontade do mundo como um todo em pagar é o fator que limita o quanto deste valor pode ser traduzido em um fluxo monetário. Em geral, esta vontade de pagar tem aumentado, e pode aumentar substancialmente no futuro (Cartwright 1985).

Muitos dos valores de ecossistemas não são comercializados na economia humana atual, e portanto freqüentemente recebem pouco peso quando decisões políticas e de negócios são tomadas. O valor de existência beneficia principalmente populações que moram ou muito perto da floresta, como povos indígenas, ou muito longe dela, como moradores urbanos em cidades distantes. Valores não comerciais incluem o valor ético, cultural e científico para a população

humana atual, assim como também as funções utilitárias dos ecossistemas (incluindo funções ainda não descobertas) para as gerações futuras. Os valores não comerciais dos serviços ambientais são freqüentemente avaliados usando técnicas de avaliação contingente, tais como a vontade de pagar por manter o serviço e a vontade de aceitar sua perda. Deveria ser enfatizado que os valores monetários gerados através de tais técnicas não são valores reais, e que as pessoas mais interessadas em manter os ecossistemas naturais freqüentemente não podem pagar nada. Não obstante, a vontade de pagar fornece uma indicação da escala de fluxos monetários que pode ser usada um dia para evitar a perda de ecossistemas naturais e apoiar seus habitantes em uma base sustentável. No caso da floresta amazônica, o valor destes serviços ambientais excede em muito a renda que pode ser ganha com o desmatamento (Fearnside 1997e).

Penalidades para a destruição da biodiversidade

Para intimidar os transgressores, as penalidades não devem ser nem muito altas nem muito baixas. Se elas são fixadas em valores muito altos, por exemplo, avaliando a floresta em US\$ 1 bilhão por hectare, então simplesmente nunca serão arrecadadas as multas ou as indenizações. Se as penalidades forem muito baixas, como é o caso mais freqüentemente, então os transgressores simplesmente pagarão as multas e continuarão destruindo a floresta. Este tipo de resposta de fato aconteceu em numerosas ocasiões.

Intimamente associado com o valor de penalidades é a percepção da plausibilidade que elas serão coletadas. O cálculo Bayesian de Valor Monetário Esperado (VME) (e.g., Raiffa 1968) é a prática habitual para tomadores de decisões. O VME é a soma dos produtos de todos possíveis resultados monetários, multiplicada pelas suas respectivas probabilidades de ocorrência. Se a probabilidade de ser obrigado a pagar as penalidades for próximo a zero, então o valor das multas e/ou indenizações teria que chegar próximo a infinidade para fazer com que obedecer a lei seja financeiramente racional. Esta possibilidade é evidente no caso dos esforços do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) para aplicar multas em quem queima a floresta amazônica sem as devidas licenças. A cada ano, desde 1989, IBAMA emitiu multas com valores nominais que somam ao equivalente de muitos milhões de dólares, contudo só uma pequena fração (média em 6% em 1997) foi arrecadada. Espera-se que a Lei dos Crimes Ambientais (Decreto Lei No. 9605 de 12 de fevereiro de 1998) aumente a porcentagem de multas coletadas, embora recentes retrocessos tenham retardado a implementação da maioria das providências da lei (Gonçalves 1998).

Além da probabilidade de que, no final, os transgressores não irão pagar nada, o tempo provável decorrente entre a violação e o pagamento também é importante. Demoras diminuem o efeito de impedimento, independente da correção monetária para ajustes pela inflação. O dinheiro em mãos pode ser investido enquanto um processo judicial se arrastar: a demora é semelhante a ter um empréstimo bancário sem juros. As taxas de desconto usadas pelos infratores por si mesmo serão o fator fundamental na determinação do pequeno peso dado a uma multa ou indenização a ser paga nos anos futuros. É então essencial que o sistema judicial seja ambos fortalecido e agilizado: fixar valores altos para as penalidades é, em si mesmo, insuficiente para intimidar a destruição ambiental.

A combinação atual de baixos valores para penalidades, baixa probabilidade de arrecadação e demoras prolongadas torna a legislação ambiental ineficaz em alterar o comportamento das pessoas que destroem ecossistemas naturais. Aqueles que intencionam destruir um ecossistema poderiam comparar os ganhos financeiros imediatos que eles antecederiam obedecendo a legislação ambiental com o valor descontado das multas e reivindicações de indenizações que surgiriam das violações, multiplicado pelas suas probabilidades respectivas de ser arrecadado na prática.

Vale notar que a ameaça de sentenças de prisão tem pequeno efeito apesar do "crime ecológico" ter sido criado em 1989 como um crime inafiançável. Como muitas das agressões maiores contra o ambiente são cometidas por empresas ou por indivíduos ricos, a aplicabilidade de prisão está limitada porque a lei brasileira faz com que seja quase impossível prender alguém com uma boa educação e bons antecedentes. A lei de crimes ecológicos de 1998 ameniza as penalidades que seriam aplicadas a executivos empresariais, obrigando-lhes a prestar serviço comunitário, assim aumentando a probabilidade de que as penalidades sejam impostas na verdade.

Para resistir aos esforços de transgressores e os seus advogados para contestar multas e reivindicações que o judiciário sentencia, os valores devem ser bem fundado cientificamente. É importante ter em mente, porém, que o verdadeiro valor dos ecossistemas naturais é quase invariavelmente muito maior que as cifras consideradas em decisões judiciais. Quão alto o valor escolhido, quão extensa é a lista de perdas e impactos. Os valores deveriam ser escolhidos com o objetivo em mente de assustar infratores em potencial. Isto significa que eles deveriam ser fixados tão alto quanto possível sem serem contraproduativos na prática.

Fixar valores para assustar infratores em potencial significa que, até certo ponto, o procedimento não é científico. Na ciência, o pesquisador tem que chegar a um problema sem um viés a priori, e aceitar qualquer conclusão que os resultados, experimentais ou outros, indicam. No caso de estabelecer um valor para a floresta, no entanto, já se sabe a conclusão de antemão, isto é, que o corte da floresta é indesejável e deveria ser intimidado. Se os cálculos financeiros indicarem o inverso, então a conclusão não é que a floresta deveria ser sacrificada, mas que a fórmula financeira está errada e deveria ser modificada. Esta é a mesma situação que se aplica aos cálculos por investidores que, sob procedimentos usados atualmente, freqüentemente conduz a decisões financeiramente "racionais" para destruir os recursos naturais potencialmente renováveis, tais como florestas (Fearnside 1989a). É uma situação semelhante a um romance policial de Agatha Christie: usando uma linha brilhante mas judicialmente inaceitável de argumentação, o detetive descobre quem cometeu um crime; a seguir, a tarefa de acumular evidência é entregue a policiais lentos e sem imaginação. Neste caso, a valoração é necessária para ambas as fases: precisa-se do verdadeiro valor (incluindo muitos fatores mal conhecidos e sem valores monetários) para decidir que a destruição de floresta deve ser intimidada, e também é preciso ter valorações para construir um caso legal forte com penalidades monetárias que não podem ser desafiadas. Espera-se que, sucessivamente, mais tipos de valores sejam incorporados na categoria posterior na medida em que haja progresso na quantificação de valores atualmente considerados muito vagos para uso em procedimentos legais. Vários métodos geralmente aceitos existem para estabelecer tais valores.

Um critério freqüentemente aplicado é o valor de substituição. No caso de ecossistemas naturais, no entanto, é freqüentemente presumido desde o início que a substituição é impossível--significando que são usados outros critérios que dão custos dentro de uma faixa aceitável. A substituição com a mesma floresta é, obviamente, impossível. Não obstante, uma aproximação do ecossistema natural original pode ser obtida se a pessoa estiver disposta a pagar por isto. A qualidade da substituição pode variar bastante, e fica mais caro na medida em que mais funções originais dos ecossistemas naturais sejam incluídas. Embora exemplos de reestabelecimento de floresta tropical úmida de terra firme sejam inexistentes, uma idéia pode ser obtida do projeto conduzido por Daniel H. Janzen para reestabelecer uma parte da floresta tropical decídua no Parque Nacional de Guanacaste da Costa Rica de 50.000 ha (Janzen 1988). Este projeto tem um orçamento de mais de US\$ 50 milhões, e depende de algo que não pode ser comprado--a dedicação de biólogos do calibre de Janzen para fazer a pesquisa necessária para decidir como podem ser melhor aplicados os fundos para reestabelecer as milhares de interações ecológicas desta floresta.

A ecologia de restauração está em fase inicial para a floresta amazônica. Um começo, em uma

escala limitada, é o programa de Mineração Rio do Norte para reestabelecer a floresta em áreas de mineração para bauxita em Trombetas, Pará. O custo de estabelecer uma floresta secundária neste local bastante inóspito é de US\$ 6.000-7.000 ha⁻¹ (João Ferraz, comunicação pessoal, 1999). Esta despesa pode ser paga facilmente pela companhia mineradora por causa do alto valor do minério (US\$ 27 t⁻¹, ou cerca de US\$ 5 milhões por ha)--uma situação que não se aplica à maioria das atividades que destroem a floresta amazônica. Além do custo financeiro, é importante lembrar que este projeto também depende pesadamente de ter alguém com bastante experiência em silvicultura amazônica que se dedique pessoalmente à tarefa: Henry Oliver Knowles. Tais indivíduos não estão tão prontamente disponíveis para serem contratados como estão os operadores de motosserra ou motoristas de escavadoras-- isto limita severamente a prática de restauração em larga escala nas florestas amazônicas.

O tipo de restauração cuja necessidade excede de longe todos os outros na Amazônia brasileira é a recuperação da vegetação de floresta em pastagens degradadas. Isto ainda não foi feito, embora muitas informações sobre processos sucessionais têm sido coletadas com este objetivo em mente (por exemplo, Gascon & Moutinho 1998; Nepstad et al. 1991; Uhl et al. 1991).

Um dos fatores que devem ser levados em conta para estabelecer o custo de restauração é o tempo permitido para os ecossistemas de substituição aparecerem. Se o tempo disponível for infinito, então a restauração pode ser considerado grátis, sendo feito pelo simples abandono dos locais para esperar que a dispersão de sementes naturais e sucessionais aconteçam. Quanto mais velocidade é requerida, fica cada vez mais cara a restauração. É então, essencial estabelecer uma taxa de desconto para ser aplicada no cálculo do valor de tempo gasto para efetuar a restauração.

CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Tipos de áreas protegidas

Áreas protegidas no Brasil são criadas sob diferentes condições legais, e têm graus variados de restrição no seu uso. Os Parques Nacionais, as Reservas Biológicas e as Estações Ecológicas são todos administrados pelo IBAMA. No caso das Estações Ecológicas, uma pequena fração da estação pode ser desmatada para experimentos. Os governos estaduais criaram reservas, como a "Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá" no Amazonas, onde a população local permanece na área e é dada a responsabilidade para administrar o parque de acordo com um plano de zoneamento que inclui uma porção a ser deixada intocada. O IBAMA criou "áreas de proteção ambiental" (APAs), onde são incluídas as populações, inclusive cidades; restrições ao desenvolvimento se aplicam dentro das áreas, mas o resultado é menor do que seria esperado, por exemplo, de uma unidade de conservação como definida pela União Internacional de Conservação da Natureza (IUCN). O IBAMA também autoriza reservas extrativistas onde os residentes tradicionais que extraem borracha, castanha-do-Pará e outros produtos florestais não madeireiros têm o direito de usufruto da terra em troca do compromisso deles de proteger a floresta (veja Allegretti 1990). As Reservas Extrativistas criadas pelo IBAMA não deveriam ser confundidas com "projetos de assentamentos extrativistas" (PAEs) criado pelo Instituto Nacional da Colonização e Reforma Agrária (INCRA), ou com planos de governo do Estado do Amazonas para "assentamentos ecológicos" onde supõem-se que o extrativismo é praticado por grande número de pessoas que faltam experiência como extrativistas. Outros tipos de unidades incluem reservas de pesquisa administradas por instituições, como o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e o Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), e reservas particulares (Áreas de Relevante Interesse Ecológico).

As reservas indígenas, que são administradas pela Fundação Nacional do Índio (FUNAI), sem

dúvida sobre a maior extensão de floresta. Porém, estas não podem ser consideradas protegidas, uma vez que as tribos podem, no futuro, decidir adotar usos de terra que destroem a floresta. Não obstante, até o presente, povos indígenas tiveram o melhor registro de manter a floresta intacta, e em muitas partes da região a única floresta que fica em pé é aquela em reservas indígenas. Negociações com os povos indígenas envolvidos são necessárias para assegurar que eles mantenham as suas florestas intactas, e que recebam os benefícios dos serviços ambientais que estas florestas oferecem (Fearnside 1997e; Fearnside & Ferraz 1995).

Condição atual das áreas protegidas

A extensão das áreas protegidas ainda é pequena quando relacionada à extensão das florestas amazônicas. O endosso do Brasil em 1998 para cumprir a meta do Fundo Mundial para a Natureza (WWF) de proteger as 10% de suas florestas foi retrocedido através de tentativas pelo IBAMA de reivindicar as florestas nacionais (que são colocados à parte para exploração de madeira em vez de para proteção ambiental) como parte da realização do País nesta área.

Os tipos de ecossistemas protegidos no sistema atual de unidades de conservação são extremamente desiguais. De 111 "zonas de vegetação" na Amazônia Legal, definido como tipos de vegetação de acordo do mapa do IBAMA (IBGE & IBDF 1988) que ocorrem dentro de cada estado, apenas 37 (33%) estavam com alguma parte incluída em uma unidade de conservação até 1990 (Fearnside & Ferraz 1995).

O nível de perturbação varia grandemente entre as diferentes unidades de conservação. A exploração madeireira ilegal é freqüente; em alguns casos a invasão por fazendeiros e agricultores também acontece. O Brasil tem um história infeliz de extinguir parques ou de construir estradas neles quando os proponentes de desenvolvimento acham atraente (Fearnside & Ferreira 1985). Um recente relatório de WWF indica que não são efetivamente implementados 85% de unidades de conservação brasileiras (Ferreira et al. 1999).

Parques de "papel", ou unidades de conservação que são decretadas e desenhadas num mapa mas têm pequena ou nenhuma implementação no campo são comuns na Amazônia brasileira. Embora esta situação seja infeliz, existe uma razão para a criação rápida de parques de papel. Isto porque é provável que as oportunidades para a criação de parques diminuam substancialmente no futuro na medida em que a terra da floresta amazônica ficar mais cara e também na medida em que as áreas sem ocupação humana significativa diminuam. Considerando que a taxa de criação de parques tem sido muito mais alta que a taxa de perdas de parques, o resultado até agora tem sido um ganho líquido para os parques pelo investimento em uma "estratégia seleção-r" de maximizar a criação de parques novos, ao invés de uma "estratégia seleção-K" de defesa de fortalecimento de parques existentes. Um dia uma transição terá que acontecer, com maior atenção dada para consolidar os parques existentes.

Moradores nas reservas

O Brasil foi um centro de debate sobre a questão de se unidades de conservação deveriam ser projetadas e manejadas para incluir as pessoas que moram nas reservas. Uma "estratégia de fortaleza", através de reservas despovoadas cuidadosamente guardadas contra invasão por uma população hostil na área circunvizinha, acredita-se que seja inexecutável como meio de proteger a biodiversidade, além de causar injustiças para muitas populações humanas envolvidas. O Brasil tem um Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) proposto que exigiria acordos para permitir a presença contínua de residentes em uma variedade de tipos de unidades de conservação.

O balanço de vantagens e desvantagens de ter pessoas morando em reservas varia com cada

situação. Os impactos causados pela presença humana podem ser significativos através da caça e da agricultura de subsistência (e.g., Redford & Stearman 1993).

Uma pergunta chave é se a exploração madeireira será permitida em reservas extrativistas. A queda nos preços da borracha desde que a primeira reserva extrativista foi criada em 1988 deixou os seringueiros em desesperados dilemas econômicos. Os seringueiros estão divididos sobre a questão de se a extração de madeira deveria ser permitida. Argumentos contra a abertura destas reservas à extração madeireira são que exploração madeireira é fundamentalmente diferente da extração de produtos florestais não-madeireiros: enquanto a borracha foi extraída durante um século sem danificar a floresta significativamente, a experiência praticamente universal com a exploração madeireira tem sido o oposto, isto é, que não é nem sustentável nem ambientalmente boa. Embora invariavelmente são apresentadas propostas para abrir estas reservas como "experiências" com manejo florestal sustentável, na realidade elas não são experimentais no contexto social das reservas extrativistas. Em uma experiência, qualquer resultado pode ser encontrado: o sistema sob teste pode funcionar ou não pode. Se provar ser insustentável, a suposição é de que a experiência seria parada e o sistema não implementado. Porém, as reservas extrativistas estão habitadas por seres humanos em vez de ratos de laboratório, e uma experiência "mal sucedida" não termina automaticamente. Vendendo madeira além de produtos não-madeireiros inevitavelmente produz mais dinheiro vivo do que apenas produtos não-madeireiros. Uma vez que as pessoas estão acostumadas a receber uma renda mais alta do que recebem somente de produtos não-madeireiros, então não se tornam dispostas a voltar para o nível anterior de subsistência se os pesquisadores disser-lhes que o manejo de madeira deles não é sustentável.

Um problema adicional é que o primeiro ou segundo ciclo de qualquer sistema de manejo madeireiro praticamente sempre rende mais que os ciclos subsequentes porque as árvores grandes que cresceram durante séculos estão lá para serem retiradas, considerando que um dia o sistema de manejo só poderá colher o que cresceu enquanto os responsáveis pelo manejo esperarem. A transição para o nível de colheita de equilíbrio sustentável implica em uma redução de colheita, então, e por conseguinte, da renda, que as pessoas podem não estar dispostas a aceitar. Se eles persistirem em níveis mais altos de colheita, o sistema ficará insustentável. Neste contexto é importante enfatizar a distinção entre reservas extrativistas criadas pelo IBAMA e os assentamentos de extrativismo criados pelo INCRA. O primeiro é criado com o propósito explícito de proteger o ambiente, enquanto o segundo é criado para absorver a população migratória e produzir mercadorias. O manejo madeireiro em andamento na área do assentamento extrativista Porto Dias (Acre) pode produzir informações sobre a viabilidade da gestão comunitária da madeira, mas não deveria ser visto como um precedente para abrir reservas extrativistas à exploração madeireira.

Áreas de entorno

Áreas de entorno (buffer zones) é uma parte fundamental do projeto de qualquer unidade de conservação (Sayer 1991). A população humana que vive ao redor da reserva tem que ter uma subsistência sustentável, senão a reserva será invadida. Com esta finalidade, vários esforços foram feitos para ajudar as populações circunvizinhas no desenvolvimento de um meio de suporte que não envolva invasões da reserva. Wells & Brandon (1993) examinaram 23 projetos ao redor do mundo com envolvimento das comunidades, e acharam resultados desencorajadores. Várias lições podem ser aprendidas sobre que tipos de projetos são prováveis de ter sucesso (veja Perrings et al. 1995: 892). É importante que os moradores obtenham benefícios concretos da proteção da biodiversidade, ou eles destruirão inevitavelmente os recursos mais valiosos (Dove 1993). Uma advertência importante é que os meios utilizados devem ser sustentáveis (Foy 1990). O tamanho da população tem que permanecer dentro dos limites da capacidade de suporte como

uma condição prévia para a sustentabilidade (Fearnside 1997f).

A escolha e o desenho de reservas

A escolha e o desenho de reservas invariavelmente estão ambos baseado em razões biológicas e práticas. Considerações biológicas incluem a diversidade de espécies presentes em um local, e a necessidade para representação de diferentes tipos de ecossistemas naturais dentro do sistema de áreas protegidas. Uma série de mapas e recomendações foram compiladas com este fim por um workshop realizado em Manaus (Rylands 1990). A extensão do conhecimento biológico para diferentes locais é um fator importante que funciona em ambas as direções nos critérios adotados pelo workshop: locais bem estudados são considerados como altamente diversos porque foram bem estudados (Nelson et al. 1990), enquanto locais pouco estudados recebem peso adicional porque são desconhecidos.

O endemismo e a presença de espécies com áreas muito restritas provêem uma razão para dar uma prioridade maior aos diferentes locais. No caso de pássaros, estes critérios tornam as regiões andinas e a Mata Atlântica prioridades mais urgentes do que as florestas amazônicas (Fjeldsa & Rahbek 1997). O tamanho mínimo crítico, e os méritos relativos de "uma reserva grande contra várias reservas pequenas", também poderiam influenciar decisões, mas assuntos de aspectos práticos normalmente contam mais nas decisões de criação de reservas. Outras preocupações incluem locais para maximizar a representação de tipos de vegetação (Fearnside & Ferraz 1995), e locais com as perspectivas melhores para a proteção dos limites da reserva (Peres & Terborgh 1995). A criação de reservas é freqüentemente altamente oportunística, e decisões devem ser tomadas rapidamente quando as oportunidades surgem. O custo freqüentemente é um fator dominante. É muito mais barato criar reservas em áreas escassamente povoadas no Estado do Amazonas do que aquelas próximas à fronteira do desmatamento, por exemplo, em Mato Grosso. Não é só o preço da terra que é muito mais alto próximo da fronteira do desmatamento, mas o custo de defender as reservas também é muito mais alto. O resultado é que Mato Grosso tem muito pouca área protegida, apesar de níveis altos de endemismo nos ecótonos entre os domínios de floresta e de cerrado.

SERVIÇOS AMBIENTAIS E PERSPECTIVAS PARA O FUTURO

A captação do valor dos serviços ambientais representa um programa a longo prazo para o suporte sustentável da população humana no interior amazônico, mas muitos obstáculos permanecem para realizar este potencial (Fearnside 1997e). A manutenção da biodiversidade é um dos muitos serviços oferecidos pelas florestas amazônicas. Este serviço pode ser captado juntamente com outros serviços, como a regulação do clima. As negociações sob a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UN-FCCC) estão atualmente muito mais avançadas do que aquelas sob a convenção de biodiversidade, levando à possibilidade de que fluxos monetários significantes poderiam iniciar dentro de uma década para mitigação do efeito estufa (Fearnside 1999d). Se a prática de evitar o desmatamento estiver incluída nestas medidas, também traria benefícios para a proteção da biodiversidade. O desmatamento pode ser evitado por mudanças de políticas que afetam fatores, tais como a especulação de estradas, e políticas sobre assentamentos. Também pode ser evitado pelo estabelecimento de reservas e pela sua proteção. Na área de proteção de reservas, a chave para proteger áreas grandes se encontra no envolvimento dos povos indígenas na região. Estes e outros residentes tradicionais da região têm que ter um papel como sócios plenos nos esforços para sustentar os serviços ambientais, inclusive a biodiversidade amazônica.

CONCLUSÕES

A biodiversidade contribui para tornar as florestas amazônicas muito valiosas, conduzindo à conclusão que devem ser protegidas. Esta proteção não deve esperar dados melhores de avaliação. Proteger as florestas amazônicas requer a compreensão do processo de desmatamento, e mudanças de políticas tal que os atores sejam motivados para manter a floresta em vez de cortá-la. Não importa quão severa, as penalidades não substituem a remoção dos motivos do desmatamento. Muitas medidas eficazes poderiam ser tomadas por ação do governo. Estas incluem impostos cobrados e arrecadados que desencorajam a especulação da terra, mudanças no estabelecimento dos procedimentos de posse da terra para não recompensar o desmatamento, cancelamento dos incentivos fiscais existentes, restrição da construção e melhoria de estradas, fortalecimento das exigências para Relatórios de Impactos sobre o Meio Ambiente (RIMAs) para os projetos propostos de desenvolvimento, e a criação de alternativas de emprego.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq AI 350230/97-98) e ao Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA PPI 5-3150) pelo apoio financeiro. Agradeço a S.V. Wilson, P.M.L. Graça e R.I. Barbosa pelos valiosos comentários.

Referências

- Adger, W.N., Brown, K., Cervigni, R. & Moran, D. (1995) Total economic value of forests in Mexico. Ambio **24**(5): 286-296.
- Allegretti, M.H. (1990) Extractive reserves: an alternative for reconciling development and environmental conservation in Amazonia. In: Alternatives to Deforestation: Steps toward Sustainable use of Amazonian Rain Forest, ed. A.B. Anderson, pp. 252-264. New York, NY, EUA: Columbia University Press: 281 pp.
- Barbosa, R.I. (1998) Avaliação da área dos sistemas naturais e agroecossistemas atingida por incêndios no Estado de Roraima (01.12.97 a 30.04.98). Boa Vista, RR, Brasil: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Núcleo de Pesquisas de Roraima: 30 pp.
- Bawa, K.S. & Seidler, R. (1998) Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. Conservation Biology **12**(1): 46-55.
- Brazil, IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) & IBDF (Instituto Brasileiro do Desenvolvimento Florestal) (1988) Mapa de Vegetação do Brasil, escala 1:5.000.000. Rio de Janeiro, Brasil: IBGE.
- Brazil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) (1998) Amazônia: Desmatamento 1995-1997. São José dos Campos, SP, Brasil: INPE. Documento via internet (<http://www.inpe.br>)
- Brazil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) (1999) Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/ Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite: 1997-1998. São José dos Campos, SP, Brasil: INPE. Documento via internet (<http://www.inpe.br>)
- Browder, J.O. (1988) Public policy and deforestation in the Brazilian Amazon. In: Public Policies and the Misuse of Forest Resources, eds. R. Repetto & M. Gillis, pp. 247-297. Cambridge, UK:

Cambridge University Press: 432 pp.

Budowski, G. (1976) Why save tropical rain forests? Some arguments for campaigning conservationists. Amazoniana 5(4): 529-538.

Cartwright, J. (1985) The politics of preserving natural areas in Third World states. The Environmentalist 5(3): 179-186.

Cordell, G.A. (1995) Natural products as medicinal and biological agents: Potentiating the resources of the rain forest. In: Chemistry of the Amazon: Biodiversity, Natural Products and Environmental Issues, eds. P.R. Seidl, O.R. Gottlieb & M.A.C. Kaplan, pp. 8-18. Washington, DC, EUA: American Chemical Society: 315 pp.

Crook, C. & Clapp, R.A. (1998) Is market-oriented forest conservation a contradiction in terms? Environmental Conservation 25(2): 131-145.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387: 253-260.

da Fonseca, G.A.B., Herrmann, G., Leite, Y.L.R., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B. & Patton, J.L. (1996) Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil (Conservation International Occasional Paper No. 4). Washington, DC, EUA: Conservation International & Fundação Biodiversitas: 38 pp.

Dirzo, R. & Miranda, A. (1990) Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity--a sequel to John Terborgh. Conservation Biology 4(4): 444-447.

Djerassi, C. (1992) Drugs from Third World plants: The future. Science 258: 203-204.

Dove, M. (1993) A revisionist view of tropical deforestation and development. Environmental Conservation 20(1): 17-14, 56.

The Economist (1999) "Shaman loses its magic." The Economist [London] 20-26 fevereiro 1999.

Ehrenfeld, D.W. (1976) The conservation of non-resources. American Scientist 64: 648-656.

Ehrlich, P.R. & Ehrlich, A.H. (1981) Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species. New York, NY, EUA: Random House: 305 pp.

Elisabetsky, E. & Shanley, P. (1994) Ethnopharmacology in the Brazilian Amazon. Pharmacol. Theor. 64: 201-214.

Época 15 February 1999. "Amazônia: Um golpe mais forte na floresta." Época, No. 39, p. 19.

Erwin, T.L. (1982) Tropical forests: Their richness in Coleoptera and other arthropod species. Coleopterists Bulletin 36: 74-75.

Erwin, T.L. (1983) Beetles and other insects of tropical forest canopies at Manaus, Brazil, sampled by insecticidal fogging. In: Tropical Rain Forest: Ecology and Management, eds. S.L. Sutton, T.C. Whitmore & A.C. Chadwick, pp. 59-75. London, UK: Blackwell Scientific Publications: 498 pp.

Erwin, T.L. (1988) The tropical forest canopy: The heart of biotic diversity. In: Biodiversity, ed. E.O. Wilson, pp. 123-129. Washington, DC, EUA: National Academy Press: 521 pp.

Faminow, M.D. (1998) Cattle, Deforestation and Development in the Amazon: An Economic and

Environmental Perspective. New York, NY, EUA: CAB International: 253 pp.

FAO (1993) Forest Resources Assessment 1990: Tropical Countries, Rome, Itália: FAO, FAO Forestry Paper **112**: 61 pp. + annexes.

Farnsworth, N.R. (1988) Screening plants for new medicines. In: Biodiversity, ed. E.O. Wilson, pp. 83-97. Washington, DC, EUA: National Academy Press: 521 pp.

Fearnside, P.M. (1980a) Land use allocation of the Transamazon Highway colonists of Brazil and its relation to human carrying capacity. In: Land, People and Planning in Contemporary Amazonia, ed. F. Barbira-Scazzocchio, pp. 114-138. Cambridge, UK: University of Cambridge Centre of Latin American Studies Occasional Paper No. 3: 313 pp.

Fearnside, P.M. (1980b) The effects of cattle pasture on soil fertility in the Brazilian Amazon: consequences for beef production sustainability. Tropical Ecology **21**(1): 125-137.

Fearnside, P.M. (1980c) A previsão de perdas de terra através de erosão do solo sob vários usos de terra na área de colonização da Rodovia Transamazônica. Acta Amazonica **10**(3): 505-511.

Fearnside, P.M. (1984) Land clearing behaviour in small farmer settlement schemes in the Brazilian Amazon and its relation to human carrying capacity. In: Tropical Rain Forest: The Leeds Symposium, eds. A.C. Chadwick & S.L. Sutton, pp. 255-271. Leeds, UK: Leeds Philosophical and Literary Society: 335 pp.

Fearnside, P.M. (1985a) Agriculture in Amazonia. In: Key Environments: Amazonia, eds. G.T. Prance & T.E. Lovejoy, pp. 393-418. Oxford, UK: Pergamon Press: 442 pp.

Fearnside, P.M. (1985b) Environmental Change and Deforestation in the Brazilian Amazon. In: Change in the Amazon Basin: Man's Impact on Forests and Rivers, ed. J. Hemming, pp. 70-89. Manchester, UK: Manchester University Press: 222 pp.

Fearnside, P.M. (1987) Causes of Deforestation in the Brazilian Amazon. In: The Geophisiology of Amazonia: Vegetation and Climate Interactions, ed. R.F. Dickinson, pp. 37-61. New York, NY, EUA: John Wiley & Sons: 526 pp.

Fearnside, P.M. (1989a) Forest management in Amazonia: The need for new criteria in evaluating development options. Forest Ecology and Management **27**(1): 61-79.

Fearnside, P.M. (1989b) Extractive reserves in Brazilian Amazonia: An opportunity to maintain tropical rain forest under sustainable use. BioScience **39**(6): 387-393.

Fearnside, P.M. (1989c) A Ocupação Humana de Rondônia: Impactos, Limites e Planejamento. Brasília, Brasil: CNPq Relatórios de Pesquisa No. 5, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq): 76 pp.

Fearnside, P.M. (1993) Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. Ambio **22**(8): 537-545.

Fearnside, P.M. (1995) Potential impacts of climatic change on natural forests and forestry in Brazilian Amazonia. Forest Ecology and Management **78**(1): 51-70.

Fearnside, P.M. (1997a) Monitoring needs to transform Amazonian forest maintenance into a global warming mitigation option. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change **2**(2-3): 285-302.

- Fearnside, P.M. (1997b) Protection of mahogany: A catalytic species in the destruction of rain forests in the American tropics. Environmental Conservation **24**(4): 303-306.
- Fearnside, P.M. (1997c) Limiting factors for development of agriculture and ranching in Brazilian Amazonia. Revista Brasileira de Biologia **57**(4): 531-549.
- Fearnside, P.M. (1997d) Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. Climatic Change **35**(3): 321-360.
- Fearnside, P.M. (1997e) Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. Ecological Economics **20**(1): 53-70.
- Fearnside, P.M. (1997f) Human carrying capacity estimation in Brazilian Amazonia as a basis for sustainable development. Environmental Conservation **24**(3): 271-282.
- Fearnside, P.M. (1999a) "Cattle, Deforestation and Development in the Amazon: An Economic, Agronomic and Environmental Perspective" by Merle D. Faminow. Environmental Conservation (no prelo).
- Fearnside, P.M. (1999b) Greenhouse gas emissions from land use change in Brazil's Amazon region. Advances in Soil Science (no prelo).
- Fearnside, P.M. (1999c) The potential of Brazil's forest sector for mitigating global warming under the Kyoto Protocol's "Clean Development Mechanism." In: Proceedings of the Air & Waste Management Association (AWMA) Second International Specialty Conference on Global Climate Change, Washington, DC, 13-16 October 1998, ed. J.D. Kinsman. Pittsburg, Pennsylvania, EUA: AWMA (no prelo).
- Fearnside, P.M. (1999d) Forests and global warming mitigation in Brazil: Opportunities in the Brazilian forest sector for responses to global warming under the "Clean Development Mechanism." Biomass and Bioenergy **16**: 171-189.
- Fearnside, P.M. & Ferraz, J. (1995) A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. Conservation Biology **9**(5): 1134-1147.
- Fearnside, P.M. & Ferreira, G. de Lima (1985) Roads in Rondonia: Highway construction and the farce of unprotected reserves in Brazil's Amazonian forest. Environmental Conservation **11**(4): 358-360.
- Ferreira, L.V., de Sá, R.M.L., Buschbacher, R. & Batmanian, G. (1999) Áreas Protegidas ou Espaços Ameaçados? Relatório do WWF sobre o Grau de Implementação e Vulnerabilidade das Unidades de Conservação Federais Brasileiras de Uso Indireto. Brasília, Brasil: World Wide Fund for Nature (WWF): 17 pp.
- Fjeldsa, J. & Rahbek, C. (1997) Species richness and endemism in South American birds: Implications for the design of networks of nature reserves. In: Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities, eds. W.F. Laurance & R.O. Bierregaard, pp. 466-482. Chicago, Illinois, EUA: University of Chicago Press: 616 pp.
- Foy, G. (1990) Economic sustainability and the preservation of environmental assets. Environmental Management **14**(6): 771-778.
- Gascon, C. & Moutinho, P., eds. (1998) Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo. Manaus, AM, Brasil: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA): 373 pp.

- Gonçalves, M.A. (1998) FHC anestisia lei de crimes ambientais. Parabólicas [São Paulo] 5(42): 10.
- Grimes, A., Loomis, S., Jahnige, P., Burnham, M., Onthank, K., Alcarón, R., Cuenca, W.P., Martinez, C.C., Neill, D., Balick, M., Bennett, B. & Mendelsohn, R. (1994) Valuing the rain forest: The economic value of nontimber forest products in Ecuador. Ambio 23(7): 405-410.
- Hecht, S.B. (1992a) Valuing land uses in Amazonia: Colonist agriculture, cattle, and petty extraction in comparative perspective. In: Conservation of Neotropical Forests: Working from Traditional Resource Use, eds. K.H. Redford & C. Padoch, pp. 379-399. New York, NY, EUA: Columbia University Press: 475 pp.
- Hecht, S.B. (1992b) Logics of livestock and deforestation: The case of Amazonia. In: Development or Destruction: The Conversion of Tropical Forest to Pasture in Latin America, eds. T.E. Downing, S.B. Hecht, H.A. Pearson & C. Garcia-Downing, pp. 7-25. Boulder, Colorado, EUA: Westview Press: 405 pp.
- Hecht, S.B. (1993) The logic of livestock and deforestation in Amazonia. BioScience 43(10): 687-695.
- Hecht, S.B., Norgaard, R.B. & Possio, C. (1988) The economics of cattle ranching in eastern Amazonia. Interciencia 13(5): 233-240.
- Heywood, V.H. & Watson, R.T., eds. (1995) Global Biodiversity Assessment. Cambridge, UK: Cambridge University Press: 1140 pp.
- Jacobs, M. (1980) Significance of the tropical rain forest on 12 points. BioIndonesia 7: 75-94.
- Janzen, D.H. (1986) The future of tropical ecology. Annual Review of Ecology and Systematics 17: 305-324.
- Janzen, D.H. (1988) Guanacaste National Park: Tropical ecological and cultural restoration. In: Rehabilitating Damaged Ecosystems, 2 Vols., ed. J. Cairns, Jr. Boca Raton, Florida, EUA: CRC Press.
- Kaplan, M.A.C. & Gottlieb, O.R. (1990) Busca racional de princípios ativos em plantas. Interciencia 15(1): 26-29.
- Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O., eds. (1997) Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. Chicago, Illinois, EUA: University of Chicago Press: 616 pp.
- Ludwig, D. (1999) Is it meaningful to estimate a probability of extinction? Ecology 80(1): 298-310.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) The Theory of Island Biogeography, Monographs in Population Biology 1. Princeton, New Jersey, EUA: Princeton University Press: 203 pp.
- Magnussen, W.E., Valenti, W.C. & Mourão, G.M. (1998) Espécies exóticas ameaçam biodiversidade brasileira. Ciência Hoje 24(139): 54-56.
- McNeely, J.A., Miller, K.R., Reid, W.V., Mittermeier, R.A. & Verner, T.B. (1990) Conserving the World's Biodiversity. Gland, Suíça & Washington, DC, EUA: World Conservation Union (IUCN), World Resources Institute (WRI), Conservation International (CI), World Wide Fund for Nature (WWF) and World Bank.

- Meijerink, G.W. (1995) Function Endowments of Tropical Forests: Safeguarding the Goose with the Golden Eggs. Werkdocument IKC Natuurbeheer nr. 71. Wageningen, Países Baixos: National Reference Center for Nature Management (IKC Natuurbeheer), Foundation for Netherlands Forestry Development Cooperation (Stichting BOS): 77 pp.
- Mittermeier, R.A. (1988) Primate diversity and the tropical forest: Case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity countries. In: Biodiversity, ed. E.O. Wilson, pp. 145-154. Washington, DC, EUA: National Academy Press: 521 pp.
- Murrieta, J. & Rueda, R.P., eds. (1995) Reservas Extrativistas. Gland, Suíça: World Conservation Union (IUCN): 133 pp.
- Myers, N. (1989) Loss of biological diversity and its potential impact on agriculture and food production. In: Food and Natural Resources, eds. D. Pimentel & C.W. Hall, pp. 49-68. San Diego, California, EUA: Academic Press. 512 pp.
- Myers, N. (1992) The Primary Source: Tropical Forests and our Future, 2nd ed. New York, NY, EUA: W.W. Norton: 416 pp.
- Nepstad, D.C., Alencar, A.A. & Moreira, A.G. (1999a) Flames in the Rain Forest: Origins, Impacts and Alternatives to Amazonian Fires. Brasília, Brasil: Banco Mundial (no prelo).
- Nepstad, D.C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M. & Brooks, V. (1999b) Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. Nature 398: 505-508.
- Nepstad, D.C., Uhl, C. & Serrão, E.A.S. (1991) Recuperation of a degraded Amazonian landscape: Forest recovery and agricultural restoration. Ambio 20(6): 248-255.
- Norton, B. (1988) Commodity, amenity and morality: The limits of quantification in valuing biodiversity. In: Biodiversity, ed. E.O. Wilson, pp. 200-205. Washington, DC, EUA: National Academy Press: 521 pp.
- Oldfield, M.L. (1981) Tropical deforestation and genetic resources conservation. Studies in Third World Societies 14: 277-345.
- Peres, C.A. & Terborgh, J.W. (1995) Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. Conservation Biology 9(1): 34-46.
- Perrings, C., Barbier, E.B., Brown, G., Dalmazzone, S., Folke, C., Gadgil, M., Hanley, N., Holling, C.S., Lesser, W.H., Mler, K.-G., Mason, P., Panayotou, T., Turner, R.K. & Wells, M. (1995) The economic value of biodiversity. In: Global Biodiversity Assessment, eds. V.H. Heywood & R.T. Watson, pp. 823-914. Cambridge, UK: Cambridge University Press: 1140 pp.
- Nelson, B.W., Ferreira, C.A.C., da Silva, M.F. & Kawasaki, M.L. (1990) Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. Nature 345: 714-716.
- Pearce, D. (1997) Can non-market values save the tropical forests? CSERGE Working Paper GEC 97-13. London, UK: Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College: 15 pp.
- Pearce, D. & Moran, D. (1994) The Economic Value of Biodiversity. London, UK: Earthscan: 172 pp.

- Peters, C.M., Gentry, A.H. & Mendelsohn, R.O. (1989) Valuation of an Amazonian rainforest. Nature **339**: 655-656.
- Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T. & Cliff, B. (1997a) Economic and environmental benefits of biodiversity. BioScience **47**(11): 747-757.
- Pimentel, D., McNair, M., Buck, L., Pimentel, M. & Kamil, J. (1997b) The value of forests to world food security. Human Ecology **25**(1): 91-120.
- Poore, D. (1976) The values of tropical moist forest ecosystems. Unasylva **23**: 128-145.
- Raiffa, H. (1968) Decision Analysis: Introductory Lectures on Choices under Uncertainty. Reading, Massachusetts, EUA: Addison- Wesley: 312 pp.
- Rankin, J.M. (1985) Forestry in the Brazilian Amazon. In: Key Environments: Amazonia, eds. G.T. Prance & T.E. Lovejoy, pp. 369-392. Oxford, UK: Pergamon Press: 442 pp.
- Redford, K.H. & Stearman, A.M. (1993) Forest-dwelling native Amazonians and the conservation of biodiversity: Interests in common or in collision? Conservation Biology **7**(2): 248-255.
- Richards, M. (1993) The potential of non-timber forest products in sustainable forest management in Amazonia. Commonwealth Forestry Review **72**(1): 21-27.
- Roberts, L. (1992) Chemical prospecting: Hope for vanishing ecosystems? Science **256**: 1142-1143.
- Rylands, A. (1990) Priority areas for conservation in the Amazon. Trends in Ecology and Evolution **5**(8): 240-241.
- Salati, E., Dall'Olio, A., Matusi, E. & Gat, J.R. (1979) Recycling of water in the Brazilian Amazon Basin: An isotopic study. Water Resources Research **15**: 1250-1258.
- Salati, E. & Vose, P.B. (1984) Amazon Basin: A system in equilibrium. Science **225**: 129-138.
- Sayer, J. (1991) Rainforest Buffer Zones: Guidelines for Protected Area Managers. Gland, Suíça: International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) Forest Conservation Program: 94 pp.
- Stirling, A. (1993) Environmental valuation: How much is the emperor wearing? The Ecologist **23**(3): 97-103.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker, T.A. & Moskowit, D.K. (1996) Neotropical Birds: Ecology and Conservation. Chicago, Illinois, EUA: University of Chicago Press: 481 pp.
- Swanson, T. (1997) Global Action for Biodiversity. London, UK: Earthscan: 191 pp.
- Traumann, T. (1998) "Os novos vilões: Ação dos sem-terra e de pequenos agricultores contribui para o desmatamento da Amazônia", Veja, 4 February 1998, pp. 34-35.
- Uhl, C. & Buschbacher, R. (1985) A disturbing synergism between cattle-ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. Biotropica **17**(4): 265-268.
- Uhl, C. & Kauffman, J.B. (1990) Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the Eastern Amazon. Ecology **71**(2): 437-449.

Uhl, C., Nepstad, D.C., Silva, J.M.C. & Vieira, I. (1991) Restauração da floresta em pastagens degradadas. Ciência Hoje 13(76): 23-31.

United States (U.S.) House of Representatives (1983) Environmental Impact of Multilateral Development Bank-Funded Projects. Hearings before the Subcommittee on International Development Institutions and Finance of the Committee on Banking, Finance and Urban Affairs, House of Representatives, 98th Congress, First Session, Junho 28 e 29, 1983, Serial No. 97-38. Washington, DC, EUA: Government Printing Office: 644 pp.

Vásquez, R. & Gentry, A.H. (1989) Use and misuse of forest-harvested fruits in the Iquitos area. Conservation Biology 3(4): 350-361.

Wells, M.P. & Brandon, K.E. (1993) The principles and practices of buffer zones and local participation in biodiversity conservation. Ambio 22(3): 157-172.

Whitehead, B.W. & Godoy, R. (1991) The extraction of rattan-like lianas in the new world tropics: A possible prototype for sustainable forest management. Agroforestry Systems 16: 247-255.

Wilson, E.O. (1992) The Diversity of Life. Cambridge, Massachusetts, EUA: Belknap/Harvard University Press: 424 pp.

