

The text that follows is a REPRINT
O texto que segue é uma SEPARATA

Please cite as:

Favor citar como:

**Fearnside, P.M. 2022. Política de
conservação na Amazônia brasileira:
Entendendo os dilemas. p. 213-237.
In: Fearnside, P.M. (ed.) *Destruição e
Conservação da Floresta Amazônica*.
Editora do INPA, Manaus. 356 p.**

ISBN: 978-85-211-0193-2.

Copyright: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

The original publication is available from:

A publicação original está disponível de:

<https://bit.ly/3Bw8lnU>

<http://philip.inpa.gov.br>

Esta é uma tradução de:

Fearnside, P.M. 2003. Conservation policy in Brazilian Amazonia:
Understanding the dilemmas. *World Development* 31(5): 757-
779. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(03\)00011-1](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(03)00011-1)

CAPÍTULO 12

Política de conservação na Amazônia brasileira: Entendendo os dilemas

Philip M. Fearnside

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA
Av. André Araújo, 2936 – CEP: 69.067-375, Manaus, Amazonas, Brasil.
E-mail: pmfearn@inpa.gov.br

Tradução de:

Fearnside, P.M. 2003. Conservation policy in Brazilian Amazonia: Understanding the dilemmas. *World Development* 31(5): 757-779. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(03\)00011-1](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(03)00011-1)

Tradução original:

Fearnside, P.M. 2011. Dilemas no campo. Políticas de conservação. p. 69-71, 88-91, 93-97, 125-128, 129-131, 153-155 & 138-139. In: I.S. Gorayeb (Ed.). *Amazônia Sustentável*. RM Graph, Belém, Pará. 188 p.

INTRODUÇÃO

A política de conservação na Amazônia Legal brasileira (Figura 1), é assunto de muitas controvérsias. As decisões tomadas em um futuro próximo serão críticas para determinar os tipos de desenvolvimento que moldarão a paisagem em grandes áreas nesta região de cinco milhões de km². A política de conservação na Amazônia enfrenta uma série de dilemas no que diz respeito à alocação dos recursos escassos para essa área. O desmatamento e a degradação continuam em um ritmo rápido, fechando, de forma geral, as oportunidades para a conservação e para o desenvolvimento sustentável.

O presente trabalho tenta explicar algumas das controvérsias no desenho das políticas de conservação para a região, as quais afetam terras dentro e fora das unidades de conservação. Com relação a praticamente todos os assuntos existe uma gama de atores prontos para batalhar em nome dos seus interesses particulares. Por exemplo, produtores de soja têm agendas que entram em

conflito com as de organizações não governamentais ambientalistas (ONGs). Cada grupo apela para um bem maior, como, a conservação da biodiversidade ou a redução da pobreza. Estes apelos concorrentes criam dilemas para a formulação de políticas que afetam a conservação na Amazônia.

Este artigo examina as políticas e programas de conservação no Brasil à luz de uma teoria baseada nos interesses da economia política da mudança do uso da terra na Amazônia (Rudel & Horowitz, 1993). Os interesses discrepantes de diferentes grupos ajudam a explicar a pletora de programas e de tipos de unidades de conservação na Amazônia. As decisões sobre a seleção de unidades de conservação e o processo de implementação são influenciadas pelos mesmos interesses e atores. A importância dos povos indígenas é especialmente significativa nos esforços futuros de conservação. E por fim, o artigo enfatiza a necessidade de flexibilidade e as oportunidades de estratégias de gerenciamento e de negociação de conflito.

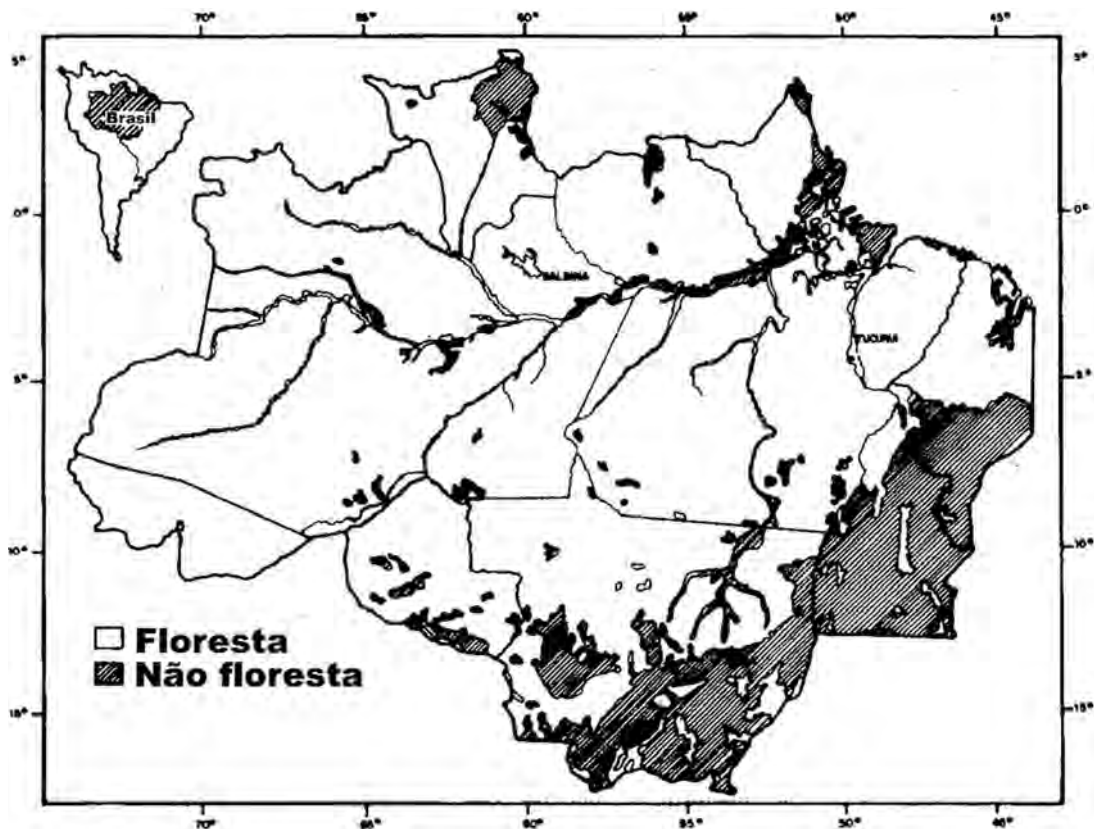


Figura 1. Floresta e áreas de não floresta na Amazônia Legal brasileira.

OS INTERESSES E A ECONOMIA POLÍTICA DE USO DE TERRA

Governos federal, estadual e municipal

Governos federal, estadual e municipal (Figura 2) frequentemente têm prioridades contraditórias com respeito à criação de unidades de conservação. Essas contradições podem levar à perda de oportunidades para conservação e desenvolvimento sustentável. A solução prática pode ser a criação de unidades federais, tais como Reservas Extrativistas (RESEX), Parques Nacionais (PNs) e Florestas Nacionais (FLONAs), quando a terra em questão pertence à União, ou criar unidades estaduais, tais como Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) e Florestas Estaduais, quando a terra for dos governos estaduais. No caso da escolha entre RESEX e RDS, o que é uma fonte de tensão no estado do Amazonas, as unidades de conservação são essencialmente equivalentes em termos de efeito no ambiente, entretanto, a exploração madeireira, permitida em projetos de manejo florestal comunitário

em RDS, representa um impacto maior na floresta do que a colheita de produtos florestais não madeireiros em RESEX.

Assim, basear a escolha em nível de governo responsável pela terra resolveria este problema. De acordo com a política atual, os representantes dos governos estaduais devem ser ouvidos quando são criadas unidades de conservação federais dentro de um estado e as autoridades ambientais federais devem ser ouvidas quando são criadas unidades estaduais. Lapsos desta política podem gerar resultados desastrosos.

Alguns governos estaduais apoiam os governos municipais na decisão de não criar nenhuma unidade de conservação que estes não queiram. Essa tendência é reforçada por restrições legislativas que limitam a fração dos orçamentos dos governos estaduais que pode ser usada para despesas de folha de pagamento, motivando os estados a repassar para os governos municipais o máximo de funções possível (tais como, vigiar reservas). Comparado aos governos estaduais, os governos municipais normalmente



Figura 2. Estados na Amazônia Legal brasileira e cidades mencionadas no texto.

estão mais sujeitos às pressões locais dos donos de serraria e outros grupos de interesse, diminuindo, portanto, a prioridade para a conservação comparada os ganhos a curto prazo. Assim, embora a contribuição dos governos municipais seja importante na tomada de decisões sobre unidades de conservação federais e estaduais, os governos municipais não deveriam ter poder de veto sobre a criação das mesmas.

POLÍTICA PARTIDÁRIA

A política partidária é uma consideração onipresente nas decisões sobre o estabelecimento de unidades de conservação. Particularmente em nível estadual, as autoridades ambientais são atores diretos que geram apoio político para os governadores que as indicaram, enquanto é provável que os políticos de partidos da oposição adotem posições contrárias nestas questões. Além disso, indivíduos-chaves nos órgãos federais e estaduais e em organizações não governamentais (ONGs) frequentemente têm ligações

com partidos políticos e, às vezes, têm suas próprias ambições eleitorais. Cada unidade de conservação cria vencedores e perdedores, criando assim oportunidades de obtenção de votos entre os diferentes grupos por políticos que apoiam ou não qualquer proposta de conservação. Dependendo da proposta, os perdedores, tais como os trabalhadores de serraria, podem ser mais numerosos e/ou serem mais prováveis de terem título eleitoral válido do que os vencedores, tais como extrativistas tradicionais e povos indígenas.

A relevância para as bases de apoio político é ilustrada pelas reservas de desenvolvimento sustentável como Maimirauá e Amanã (Figura 3), as quais são promovidas pelo governo do estado do Amazonas. Pode-se esperar que os residentes das reservas, que têm acesso preferencial aos recursos pesqueiros, além de receberem benefícios modestos adicionais de programas sociais, tenham maior probabilidade de votar em candidatos apoiados pelo governador estadual que criou as reservas. Por outro lado, esforços de organização social mais antigos e geograficamente

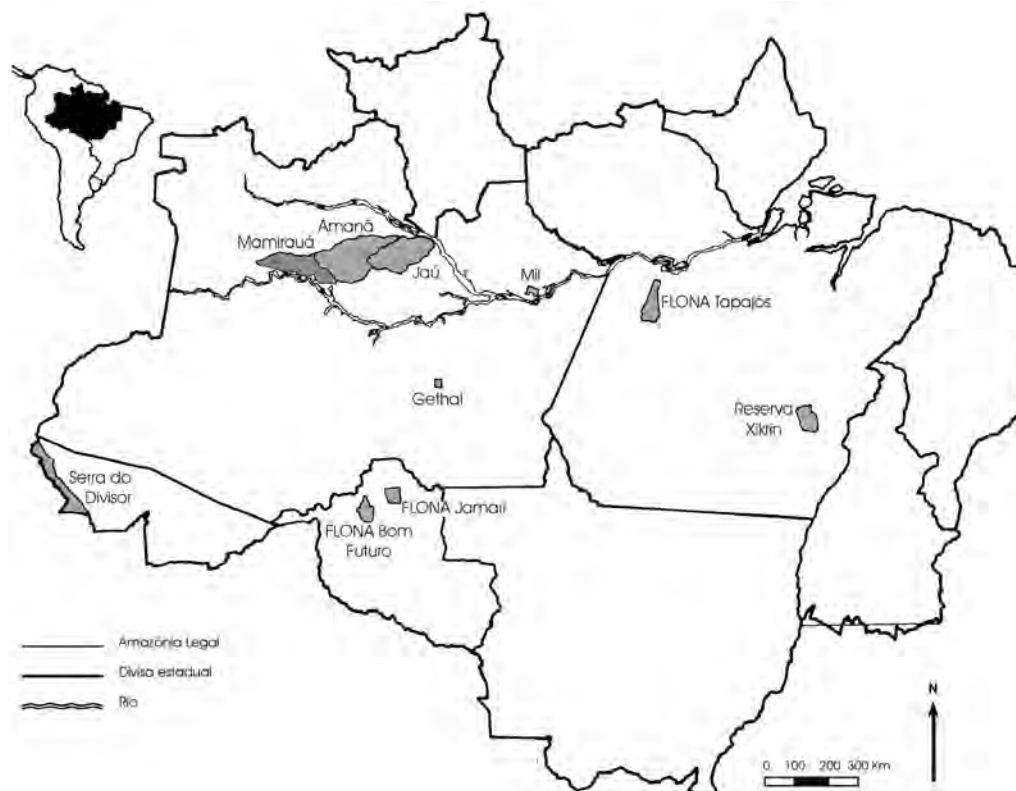


Figura 3. Projetos e reservas mencionados no texto.

difundidos por parte da Igreja Católica e organizações associadas, tais como a Comissão Pastoral da Terra (CPT), frequentemente aumentam a probabilidade de votos em candidatos da oposição. Isto pode levar as pessoas que são ligadas à partidos políticos da oposição a resistirem aos esforços de criação de reservas liderados pelo governo estadual no Corredor da Amazônia Central.

Além das oportunidades para obtenção de votos das populações diretamente afetadas pela criação de uma unidade de conservação, a vantagem política também pode ser adquirida por meio de apelos aos interesses mais universais na tentativa de influenciar eleitores em locais distantes (normalmente urbanos). Embora as preocupações ambientais como a biodiversidade e mudanças climáticas sejam, às vezes, enfatizadas por partidários de reservas, os oponentes, por sua vez, frequentemente se aproveitam da crença comum no Brasil de que o mundo está comprometido em uma conspiração permanente para atacar a soberania brasileira sobre a Amazônia (e.g., Reis, 1982). Uma pesquisa sociológica na população da Amazônia brasileira revelou que 71% dos entrevistados concordaram com a afirmação “eu tenho medo de que a Amazônia seja internacionalizada” e 75% concordaram que “os estrangeiros estão tentando ocupar a Amazônia” (Barbosa, 1996). Este fato cria uma tentação permanente para qualquer político denunciar ameaças reais ou imaginárias à soberania brasileira, já que dessa forma ele atrairia um número maior de eleitores. Gilberto Mestrinho foi o político mais conhecido em aplicar esta tática com sucesso (*A Crítica*, 1991a). Quando foi governador do estado do Amazonas ele ameaçou ordenar que a polícia militar metralhasse as equipes da Fundação Nacional do Índio (FUNAI) caso elas tentassem demarcar terras indígenas no estado (*A Crítica*, 1991b). Na condição de senador, Mestrinho declarou no plenário do senado que o projeto corredores ecológicos, do PP-G7, ia “engessar a Amazônia. Por que eles fazem isto? Esvaziar [a Amazônia] faz com que seja mais fácil dominar [a região]. [É] usado como uma estratégia para a invasão futura de nossa soberania” (Adolfo, 1999). O uso da teoria de internacionalização se aplica

a todos os lados do espectro político, desde políticos conservadores como Mestrinho (do Partido do Movimento Democrático Brasileiro: PMDB) até os da esquerda política que, durante uma série de audiências públicas da Comissão sobre Meio Ambiente e Assuntos Amazônicos, da Assembleia Legislativa do Estado do Amazonas, em outubro de 1999, denunciou o projeto Corredores Ecológicos do PP-G7 como sendo uma artimanha para internacionalizar a região.

Embora as lutas relacionadas à política partidária estejam por trás de muitas controvérsias sobre unidades de conservação que são debatidas com apelos ao patriotismo e altos princípios, os custos ambientais do fracasso na conservação dos ecossistemas naturais são bastante reais. Não se deveria permitir que a política partidária impedisse os esforços para criar unidades de conservação enquanto ainda existem oportunidades para se fazer isto em grandes áreas.

O setor público versus o setor privado

Tanto o setor público quanto o setor privado desempenham papéis importantes para a conservação amazônica. Algumas atividades, como ecoturismo, são inerentemente mais eficientes se conduzidas pelo setor privado. Organizações não governamentais têm se mostrado intermediários essenciais entre os órgãos governamentais, tais como o IBAMA, e as comunidades locais em unidades de conservação. O Parque Nacional do Jaú (cogestão IBAMA [hoje ICMBio] e a Fundação Vitória Amazônica) e o Parque Nacional Serra do Divisor (cogestão IBAMA [hoje ICMBio] e SOS Amazônia) são os melhores (e praticamente os únicos) exemplos (Guazelli *et al.*, 1998; SOS Amazônia, 1998).

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Tipos de unidades

O Brasil tem uma ampla variedade de tipos de unidades de conservação. Em muitos casos elas servem para propósitos diferentes, enquanto em outros, elas têm propósitos semelhantes, mas devem sua origem a órgãos

governamentais diferentes. Áreas voltadas principalmente para manter ecossistemas naturais sem presença humana (com exceção de áreas pequenas designadas para pesquisa) foram classificadas antigamente na legislação brasileira como “áreas de uso indireto”, com uma mudança na terminologia para “áreas de proteção integral” sob o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Unidades de conservação federais nesta categoria incluem Parques Nacionais, Reservas Ecológicas (antigamente Estações Ecológicas) e Reservas Biológicas. Por outro lado, “áreas de uso sustentável” (antigamente chamadas de “áreas de uso direto”) promovem o uso de recursos naturais renováveis em regimes de manejo que sustentam a produção enquanto mantém as funções ecológicas principais do ecossistema natural. Essas incluem as Florestas Nacionais (FLONAs), que são planejadas para “uso múltiplo”, mas predominantemente visam manejo para madeira, e as Reservas Extrativistas (RESEX), que são planejadas para manejo de produtos não madeireiros, tais como a seringa e a castanha-do-Brasil. No estado do Amazonas, em 1996, foi criada, pelo governo do estado, uma categoria de “Reserva de Desenvolvimento Sustentável” (RDS), na qual os residentes locais fazem o zoneamento da região designando as áreas para manejo comunitário de recursos como peixes e madeira, e uma área núcleo que deve permanecer intacta.

As propriedades privadas são obrigadas a manter uma porcentagem específica da sua área como uma “reserva legal”, onde podem ser empreendidas atividades de manejo aprovadas, mas, com a permanência da cobertura florestal. Lutas legislativas estão em curso para definir questões como: a porcentagem requerida como reserva legal, se são contadas plantações silviculturais como “cobertura florestal” e se um sistema de troca de reservas legais entre propriedades é permitido (Vieira & Becker, 2010; Fearnside, 2010a). Proprietários de terras privadas também podem manter áreas de terra para fins de conservação, registrando a terra, de forma irreversível, como uma “Área de Relevante Interesse Ecológico”

(isentando, assim, essas áreas do Imposto Territorial Rural-ITR). Além disso, também podem ser designadas áreas como Áreas de Proteção Ambiental (APAs), na qual a terra está sujeita a certos procedimentos de zoneamento projetados para limitar atividades prejudiciais, mas onde muitas formas de desenvolvimento (incluindo centros urbanos) são permitidas. As áreas indígenas, embora não sejam classificadas como “unidades de conservação”, são, talvez, as mais críticas de todas as designações de uso da terra para manter blocos significativos de ecossistemas naturais na Amazônia brasileira.

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC)

O sistema de unidades de conservação no Brasil evoluiu rapidamente ao longo dos anos, assim como, também, tem evoluído a força dos processos destrutivos, tais como, desmatamento, exploração madeireira e incêndios florestais. Uma lei nova que cria um Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) foi aprovada pelo Congresso Nacional em julho de 2000 (Lei No. 9985/2000). Até sua aprovação foram oito anos de deliberação face às diferenças intratáveis entre as várias partes interessadas. E mesmo após a sua aprovação, um processo de regulamentação demorado seguiu-se em meio às várias lutas entre grupos de interesse diferentes. O processo de regulamentação define as regras específicas e os procedimentos que direcionam como a lei será aplicada - um processo que, na prática, é frequentemente tão importante quanto a própria lei.

Vários grupos lutaram para influenciar o SNUC, evidenciando que alguns de seus alicerces mais básicos estão mal definidos ou são incompatíveis. O mais fundamental dele é a questão “as pessoas nos parques”, ou seja, se deveriam ser permitidas populações humanas viverem nos diferentes tipos de unidades de conservação. Um grupo de ONGs chamado “Grupo Pró-Unidades de Conservação” (liderado por FUNATURA e BIODIVERSITAS) apoia a visão de que deveria ser dada prioridade às unidades

totalmente protegidas (unidades sem pessoas). O ponto de vista contrário é adotado por outro grupo que inclui organizações como o Instituto Socioambiental (ISA), o Instituto de Pesquisa Ambiental na Amazônia (IPAM), o Instituto do Homem e do Meio-Ambiente na Amazônia (IMAZON) e o Grupo de Trabalho Amazônico (GTA).

Os órgãos do governo envolvidos têm divisões semelhantes, incluindo a Diretoria de Áreas Protegidas (DAP) dentro do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e no IBAMA. Os chefes destes órgãos apoiam o lado “pessoas nos parques”, enquanto muitos dos servidores que lidam com a questão, na prática, estão do outro lado da questão. Governos estaduais são universalmente a favor de unidades que mantenham populações humanas nelas e, frequentemente, querem um uso mais intensivo dos recursos naturais do que os seus equivalentes ao nível federal.

DILEMAS NA ESCOLHA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Novas unidades de conservação versus consolidação das unidades existentes

Apesar da sabedoria convencional de que os “parques de papel” representam um grande mal, sabe-se que eles desempenham, na realidade, um importante papel no processo de conservação da Amazônia. Decretar áreas como reservas de vários tipos, antes do governo liberar os fundos adequados para “implantar” tais unidades, faz com que se inicie processos que podem resultar na obtenção de recursos. Se fosse esperar a aquisição de verbas adequadas para a implantação antes de decretar a reserva, o resultado prático seria que pouquíssimas reservas seriam criadas, uma vez que os órgãos do governo raramente têm verbas adequadas para esses fins, e até mesmo para as suas próprias despesas operacionais. O custo para a criação de reservas aumenta dramaticamente na medida em que se aproxima da fronteira do desmatamento e, as invasões, tornam politicamente impossível a criação dessas reservas. Frequentemente (mas não sempre) a simples

existência de um parque de papel intimida as invasões dessas áreas.

Ao mesmo tempo em que o sistema de unidades de conservação deve ser ampliado rapidamente, com devida atenção para providências de consulta pública e outras exigências do SNUC, deve-se cumprir a responsabilidade do governo para defender e manter as unidades existentes. O estado de degradação sério e a invasão ilegal de algumas unidades existentes indica a necessidade de uma ação energética por parte das autoridades governamentais para evitar a destruição completa destas unidades (Rosa & Ferreira, 2000). Entre os exemplos estão as FLONAs Jamarí e Bom Futuro, em Rondônia e o Parque Nacional Serra do Divisor, no Acre.

Unidades de conservação bem financiadas versus unidades baratas

Considerando a natureza sempre inadequada de verbas de pessoal necessário para criação de reservas, existe um dilema sempre presente: usar os recursos disponíveis para criar poucas reservas bem financiadas ou criar muitas unidades baratas. A ideia de evitar estimular a criação de novas unidades de conservação até que mais recursos estejam disponíveis, evitando, assim, a criação de expectativas irreais por parte das populações locais, é uma fórmula certa para não fazer nada. Só o estímulo da demanda pelas populações locais leva os vários órgãos governamentais envolvidos a criar as áreas para, posteriormente, fornecer a infraestrutura e os programas necessários para melhorar o padrão de vida das populações residentes.

Um caso ilustrativo dessa questão é o corredor da Amazônia Central, onde, a várzea, compõe a maior parte da área “intersticial” (*i.e.*, a área entre as unidades de conservação estabelecidas). Existe uma demanda muito mais forte para o estabelecimento de Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS), como Mamirauá e Amanã, para o manejo da pesca na várzea do que para as áreas de terra firme ou, até mesmo, para o manejo florestal nas próprias áreas de várzea. O simples ato de criar a RDS e cercar os lagos de várzea contra a entrada de “peixeiros”

(grandes barcos de pesca vindo de fora da área) tem o apoio imediato da população local. Isto pode ser usado para alavancar o apoio para a RDS, como um todo, até mesmo se nenhum financiamento seja oferecido para a extensa lista de programas associados a uma reserva como Mamirauá. Assim, atividades novas RDS iniciar com atividades de pesca, evoluindo, posteriormente, para o uso dos outros recursos da várzea e, finalmente, para os da terra firme. Se menos for prometido o risco de levantar esperanças pode ser reduzido enquanto se permanece incapaz de entregar resultados. O custo pode ser modesto: Amanã tem somente oito funcionários para uma área de 2,35 milhões de hectares área maior que o estado de Sergipe.

Local perto ou longe da fronteira de desmatamento

A escolha dos locais para a criação de unidades de conservação influencia fortemente o custo de se estabelecer e manter as unidades. Locais próximos às áreas de desmatamento ativo são, normalmente, de alto custo, além da provável resistência política à criação de reservas. No que diz respeito ao estabelecimento de áreas significativas de unidades de conservação, é sábio, então, dar prioridade às reservas longe das fronteiras do desmatamento. Por outro lado, um fator a favor do estabelecimento de reservas perto da frente de desmatamento é a raridade de unidades de conservação que existem nessas regiões, as quais protegem amostras de vários tipos de vegetação ao longo da transição entre floresta e cerrado, local atual do “arco de desmatamento”. Um segundo fator é a probabilidade de que, num futuro próximo, essas florestas sejam derrubadas na ausência das unidades de conservação, contribuindo, assim, para a “adicionalidade” de desmatamento evitado nessas áreas como uma contribuição para reduzir as emissões de gases de efeito estufa. Além disso, a atratividade política de distribuir os recursos o mais uniformemente possível entre estados tenderia a desestimular a concentração de recursos em certos estados, tais como o Amazonas, onde vastas áreas potencialmente aproveitáveis para unidades de conservação ficam

situadas longe da atual fronteira. No computo geral, deveria ser colocada prioridade para a expansão rápida de unidades de conservação em áreas relativamente pouco ameaçadas, longe das fronteiras de desmatamento.

Distribuição do esforço entre áreas completamente e parcialmente protegidas

O debate sobre “pessoas nos parques” é central à pergunta de quanto esforço deva ser alocado entre áreas completamente e parcialmente protegidas. Em um extremo do espectro, os que argumentam a favor da concentração dos esforços em algumas áreas bem protegidas vêem o futuro como uma marcha inexorável rumo a degradação ambiental, com reservas habitadas adiando apenas ligeiramente a hora quando essas áreas chegarão ao seu ponto final de desolação completa (Terborgh, 1999). Já os que estão a favor de priorizar as áreas habitadas vêem a criação de áreas grandes sob proteção total como sendo politicamente inviável, tendendo a causar injustiças para as populações tradicionais que já vivem nas áreas e oferecendo menos proteção, no final das contas, para natureza devido à falta de apoio popular dos habitantes locais que podem defender as florestas contra invasores de forma mais eficiente do que os guardas pagos pelo governo (Schwartzman *et al.*, 2000). Embora a caça e outras atividades dos povos tradicionais possam reduzir a biodiversidade de unidades de conservação quando comparadas às com as florestas despovoadas, a convergência de muitos objetivos entre os que buscam assegurar os direitos de posse da terra aos povos tradicionais e aqueles que estão principalmente interessados na conservação da biodiversidade, o que oferece um grande campo para alianças com ganhos para ambos os grupos de interesse (Redford & Stearman, 1993).

Uma certa tensão é evidente entre vários atores governamentais e não governamentais com relação às suas prioridades para criar áreas de uso sustentável, como RESEX, FLONA e RDS *versus* áreas totalmente protegidas, tais como parques nacionais, reservas

biológicas e reservas ecológicas (antigamente estações ecológicas). O objetivo de aumentar a porcentagem de floresta amazônica com proteção seria alcançado muito mais facilmente se fossem criadas novas unidades de conservação de uso sustentável, cada uma com um processo participativo de zoneamento que incluía a delimitação de uma área núcleo totalmente protegida, cercada por zonas nas quais várias formas de extração sustentável seriam feitas pelas comunidades locais. Essa estratégia ajuda a ganhar o apoio das comunidades locais e a conter o temor de alguns governos estaduais de que a conservação inibe o desenvolvimento e que seria feita de forma de “criar unidades de conservação apenas por criar”.

Peso relativo dos fatores na seleção dos locais para as reservas

O peso relativo dos fatores a serem considerados na seleção dos locais para as reservas pode afetar fortemente as escolhas feitas. Um dos conjuntos de fatores é biológico, por exemplo, a representatividade dos ecossistemas incluídos em uma unidade proposta e a contribuição que isso faz aos objetivos gerais de proteger pelo menos alguma área de cada um dos tipos de vegetação existentes (Fearnside & Ferraz, 1995; Ferreira *et al.*, 2001). Em 1990, a Conservação Internacional (CI) organizou um evento em Manaus, conhecido como “Workshop 90”, para aplicar a informação sobre diversidade e endemismo de diferentes grupos taxonômicos de plantas e animais, solos, assim como o nível de conhecimento biológico das diferentes regiões, para localizar áreas prioritárias para conservação. O problema é que muitas partes da região são pobremente conhecidas, e as que são bem conhecidas por causa de proximidade aos principais institutos de pesquisa em Manaus e Belém são apontadas como sendo mais diversas simplesmente pelo artefato de serem melhor estudadas. O cruzamento do esparsa conhecimento com a alta diversidade resulta, portanto, em que quase toda região amazônica seja identificada como de alta prioridade (Veríssimo, 2001).

Quando o grau de ameaça é acrescentado como um critério, as grandes áreas restantes de floresta levam a Amazônia receber uma avaliação mais baixa do que as áreas altamente ameaçadas em outros lugares no Brasil, como, por exemplo, as áreas de mata Atlântica e o resquícios do Cerrado (Dinerstein *et al.*, 1995). A lógica de “triagem” pode resultar em pouco ou nenhum esforço alocado para proteger áreas longe das fronteiras atuais. Os “hotspots” (pontos quentes) de endemismo na Mata Atlântica e nas encostas dos Andes também conduzem a dar maior prioridade a estas áreas do que para a Amazônia brasileira.

Usando a meta de obter proteção de, pelo menos, 10% de cada tipo de paisagem (baseando-se na vegetação e no solo) com uma priorização baseada em vulnerabilidade (uma função de distância de estradas, áreas de assentamento e desmatamento existente) e conectividade (inclusive proximidade com áreas indígenas e áreas de uso sustentável), Ferreira *et al.* (2001) desenvolveram um procedimento para identificar as áreas prioritárias para o estabelecimento de novas unidades de conservação. Critérios sociais adicionais (junto com prioridades biológicas semelhantes às do Workshop 90) foram aplicados durante um workshop realizado em Macapá, em 1999, resultando na identificação de 265 áreas de “extrema” prioridade e 105 áreas de “alta” prioridade para conservação. Isso se tornou a base do sistema usada pelo Programa Nacional de Diversidade Biológica (PRONABIO) no estabelecimento das prioridades para a criação de reservas.

Outros fatores pertinentes incluem a existência de povos tradicionais, o nível de organização comunitária e a defensabilidade das áreas propostas como resultado dos limites naturais e de barreiras naturais contra a invasão (Peres *et al.*, 1995). Um conjunto adicional de fatores pode ser chamado de “fatores oportunistas”. Esses incluem as oportunidades para criação de reservas que frequentemente surgem independente de fatores biológicos e sociais. A habilidade de Paulo Nogueira Neto de aproveitartais oportunidades desempenharam um papel fundamental na criação do sistema brasileiro de estações ecológicas nos anos setenta e oitenta.

DILEMAS NO PROCESSO DE IMPLANTAÇÃO DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Políticas sobre a remoção e compensação dos ocupantes e invasores

O pensamento sobre o estabelecimento e gerenciamento das unidades de conservação evoluiu nos últimos anos, com crescente aceitação de que as populações tradicionais devem continuar vivendo dentro das unidades de conservação que são criadas nas áreas por elas habitadas. No entanto, isso não resolve o problema de lidar com os invasores que entram posteriormente nestas unidades. Se estes invasores são recompensados com acesso especial aos assentamentos pelo governo e programas de ajuda, acaba-se criando um incentivo perverso que encoraja invasões ilegais futuras. É indicado, então, uma mão firme com os invasores, além da manutenção de uma distinção clara entre os “ocupantes” que estavam na área antes da criação da unidade de conservação e os “invasores” que chegam depois. Situações mais delicadas surgem quando os habitantes das unidades de conservação prósperas convidam os seus parentes e amigos de áreas de fora da reserva (frequentemente só uma questão de mudar de um lado de um rio para o outro).

A remoção de residentes de áreas destinadas as unidades de conservação, para a qual o governo dá o termo Orwelliano de “desintrusão”, é controversa devido à necessidade de sustentar a população removida e pela falta crônica de verbas nos órgãos responsáveis pelos diferentes tipos de reservas. A política de reassentamento do Banco Mundial é mais rígida do que as que se aplicam aos programas financiados completamente por fontes brasileiras, resultando no fato de que os esforços para criação de reservas, os quais, frequentemente, incluem financiamento do Banco Mundial, excluem qualquer caso para o qual a remoção de invasores seria necessária. Por exemplo, a área indígena Raposa Serra do Sol, em Roraima, só foi decretada em 2005 e homologada em 20 de março de 2009, após quase duas décadas de postergação. Nos anos de 1990, essa região foi tirada da lista das áreas a serem

demarcadas sob o PPTAL do programa PP-G7 porque o cumprimento das políticas do Banco Mundial sobre reassentamento tornaria a demarcação inviável e, assim, bloquearia o PPTAL como um todo.

PROGRAMAS DE CONSERVAÇÃO

Fundo Amazônia

Hoje, discussões sobre programas ambientais na Amazônia focalizam o futuro do Fundo Amazônia, o qual foi criado em 2008 pelo governo brasileiro para receber doações de outros países interessados em ajudar o Brasil na redução de suas emissões de gases de efeito estufa. O desmatamento na Amazônia ainda é o maior componente das emissões brasileiras, mesmo com a redução das taxas de desmatamento desde 2004. O Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), oficializado em 2009, visa reduzir as emissões com benefícios de redução de emissão que seriam ligados às doações para o fundo (Brasil, MMA. 2008; mas ver Fearnside, 2010b).

O Fundo Amazônia é foco de controvérsias por ser administrado pelo Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES). O BNDES não é uma entidade ambiental. Muito pelo contrário, é a principal fonte de financiamento das grandes obras do Programa de Aceleração do Crescimento (PAC), com impactos ambientais imensos na Amazônia brasileira. O BNDES também financia uma larga gama de hidrelétricas e rodovias em países vizinhos, como Bolívia e Peru, onde as leis ambientais são mais fracas do que as leis no Brasil. As decisões do comitê que definem as diretrizes do Fundo são, geralmente, descritas como “não transparentes” (De olho no Fundo Amazônia, 2010). Isso gera uma crescente preocupação na opinião pública da Noruega e no meio político desse país (Amazônia.org.br, 2010), colocando em risco uma fonte potencial e muito importante para melhorar a situação ambiental na Amazônia.

Lições úteis para a aplicação dos recursos do Fundo Amazônia podem ser tiradas do Programa Piloto para a Conservação das

Florestas Tropicais do Brasil (PP-G7), o qual foi um dos principais financiadores de programas ambientais na Amazônia até a sua finalização em 2008.

Programa Piloto (PP-G7)

Avaliação do PP-G7

O Programa Piloto para a Conservação das Florestas Tropicais do Brasil (PP-G7) foi anunciado pelos países do G-7 na reunião em Houston, em 1990, numa época em que a preocupação global com relação ao desmatamento amazônico atingiu seu auge, havendo cobertura quase que diária sobre o assunto na imprensa internacional. Os líderes do G-7 (Canadá, França, Alemanha, Itália, Japão, Reino Unido e E.U.A.), pressionado por seus eleitores, sinalizaram que repassariam US\$ 1,5 bilhões ao Programa. No entanto, com o fim da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED, ou ECO-92), em junho de 1992, a atenção da mídia sobre Amazônia desapareceu abruptamente. Em 1993, no início do PP-G7, os países do G-7 destinaram apenas US\$ 250 milhões de fundos ao programa central, ou seja, 1/6 da quantia original, além disso, esse valor teve que ser extraído dos países com um esforço considerável. Originalmente, esperava-se que o PP-G7 durasse três anos, entretanto, as demoras na iniciação de vários componentes, combinado com o desejo geral para continuar as atividades mais bem sucedidas, foi prorrogado repetidamente até 2008.

O PP-G7 foi financiado pelos países do G-7 e administrado pelo Banco Mundial e o governo brasileiro. Os componentes incluíam o PD/A (projetos demonstrativos tipo "A") para os projetos de desenvolvimento sustentáveis em pequena escala conduzidos por ONGs. Também foram incluídos projetos para reservas extrativistas e terras indígenas. Um Sub-Programa dos Recursos Naturais (SPRN) incluiu o zoneamento ecológico-econômico (ZEE) e o fortalecimento dos órgãos estaduais do meio-ambiente (OEMAs) em cada um dos nove estados da Amazônia Legal brasileira. O projeto PROMANEJO, que promoveu iniciativas de manejo sustentável,

incluiu projetos nas florestas nacionais (FLONAs). Outros componentes visavam a ciência e tecnologia, o manejo das várzeas e havia também um programa especial para combater as queimadas.

Sub-Programa dos Recursos Naturais (SPRN)

O Sub-Programa dos Recursos Naturais (SPRN) fortaleceu os órgãos estaduais de meio ambiente (OEMAs), incluindo as atividades especiais dentro dos Projetos de Gestão Ambiental Integrado (PGAIs) e um Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) em cada estado. O zoneamento foi um assunto particularmente controverso, com negociações prolongadas entre autoridades federais e cada governo de estado resultando em atraso de sua implementação em alguns estados. Uma metodologia padrão foi encorajada, mas houve variações de suas aplicações entre os estados. Em Rondônia, por exemplo, onde o governo do estado ordenou o zoneamento em lei, houve um engessamento do processo, complicando ajustes que poderiam amenizar os problemas (Mahar, 2000). Apesar de seu zoneamento, Rondônia continuava sendo um dos estados mais destrutivos ambientalmente entre os nove estados da região amazônica. Em contraste, o zoneamento exigiu maior proteção ambiental no Acre e Amapá, que eram os dois estados cujos governos favoreciam a conservação mais fortemente na época do zoneamento.

Embora o planejamento possa ser aprimorado por esforços que usem o zoneamento para prever consequências das diferentes decisões de desenvolvimento, a realidade observada atualmente é outra. O verdadeiro zoneamento está acontecendo (sem discussões de impactos) por meio de grandes decisões, tais como a implantação dos eixos de desenvolvimento que fazem parte de programas como o Avança Brasil e o Programa de Aceleração do Crescimento-PAC (Fearnside, 2002). Bilhões de dólares em investimentos estão sendo buscados antes que os estudos ambientais, estudos de zoneamento e outras informações sejam realizados e debatidos. Assim, o zoneamento está

sendo feito, na prática, em grande escala, sem seguir quaisquer um dos princípios que guiam o programa de zoneamento.

Corredores Ecológicos

O projeto Corredores Ecológicos foi projetado para promover uma administração coordenada dos diferentes tipos de unidades de conservação e terras indígenas em uma área contígua, incluindo a área intersticial que completa a paisagem dentro do corredor. Apenas um corredor na Amazônia acabou sendo trabalhado ativamente (o Corredor da Amazônia Central, centralizado nas Reservas de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá e Amanã e no Parque Nacional do Jaú). Quatro corredores adicionais para o projeto foram esboçados nos primeiros planos. Apesar dos medos de alguns políticos, os corredores não paralisam o desenvolvimento dentro dos seus limites, pelo contrário, podem facilitar a obtenção de ajuda para projetos de desenvolvimento sustentável destinados a estas áreas.

Reservas Extrativistas (RESEX)

As Reservas Extrativistas (RESEX) se originaram de uma proposta feita em 1985 pelo Conselho Nacional dos Seringueiros, sob a liderança de Chico Mendes. Elas têm sido criadas pelo governo federal como uma forma de unidade de conservação desde fevereiro de 1988. A área sob esta forma de uso da terra totaliza, atualmente, mais de doze milhões de hectares. As reservas extrativistas foram criticadas por condenar os seus residentes à pobreza e por serem financeiramente inviáveis devido ao baixo preço dos produtos extrativistas, tais como a seringa e a castanha-do-Brasil (Homma, 1996). No entanto, é importante observar que a razão para criação das reservas extrativistas é ambiental, ao invés de ser um meio barato de produzir borracha ou de sustentar uma grande população humana (Fearnside, 1997a). As reservas extrativistas são criadas como unidades de conservação pelo Ministério do Ambiente, ao invés de serem criadas como assentamentos pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), no Ministério do Desenvolvimento

Agrário. Também é significativo que as propostas para reservas extrativistas se originaram dos próprios extrativistas, e não das autoridades governamentais. Ao contrário de condenar os seus residentes à pobreza, as reservas lhes oferecem uma renda melhor e mais estável do que eles poderiam, realisticamente, esperar obter na ausência das reservas (Allegretti, 1996). A ideia de que os residentes foram enganados por ecologistas ao renunciar a uma vida como fazendeiros prósperos é completamente fictícia. Ao invés disso, eles seriam, provavelmente, obrigados a se mudarem para favelas urbanas ou a se juntarem às fileiras de pobres sem-terras nas áreas rurais da região. Sob o PP-G7, o projeto RESEX fortaleceu as comunidades de extrativistas nas reservas, assim como, também, ajudou na comercialização da produção local? e facilitou o acesso à saúde, educação e outros serviços.

Terras Indígenas (PPTAL)

O Projeto Integrado para Proteção de Populações e Terras Indígenas na Amazônia Legal (PPTAL) obteve realizações concretas que englobam grandes áreas da região. Até o momento, 29 milhões de hectares foram demarcados em 53 reservas, de um total de 45 milhões de hectares e 160 reservas (Figura 4). O processo de demarcação das terras indígenas restantes não incluídas no PPTAL foi muito mais lento do que as demarcações no PPTAL, e incluíam, praticamente, todas as terras nos estados de Mato Grosso e Rondônia. Esses estados, ironicamente, foram excluídos do PPTAL com base no argumento de que eles já tiveram financiamento de empréstimos do Banco Mundial PRODEAGRO e PLANAFLORO para demarcação. A metodologia de demarcação participativa desenvolvida sob o PPTAL, onde os próprios povos indígenas faziam a demarcação ao invés do trabalho ser feito por uma empresa contratada, teve êxito tanto na execução da tarefa a custo mínimo quanto na geração de experiência organizacional e de atitudes de responsabilidade entre os membros dos grupos indígenas. Esses benefícios servirão as tribos na defesa dos seus territórios e na implementação de atividades sustentáveis dentro deles. Problemas com empresas contratadas que resistem e comprometem a

supervisão indígena na demarcação de terras têm levado a um processo de aprendizagem para fortalecer a aplicação da metodologia ao longo da existência do PPTAL. As 160 reservas no programa PPTAL têm uma população indígena de 62.000 habitantes. A demarcação pelos próprios indígenas encoraja esta população a resolver os seus próprios problemas com um mínimo de dependência de recursos e iniciativa externas, e é uma realização importante para a conservação.

O PPTAL ilustra o papel do Programa Piloto para alcançar uma meta que seria impossível para possíveis financiadores realizarem através de projetos bilaterais. Apesar da demarcação das terras indígenas ser exigida pela Constituição Brasileira de 1988 (Artigo 67), o governo brasileiro, na realidade, tem gastado praticamente nada dos seus próprios recursos para esse fim. Além disso, o envolvimento de países estrangeiros em assuntos ligados à povos indígenas provoca uma

reação praticamente alérgica em diplomatas e oficiais brasileiros. Qualquer país que oferecesse fundos para demarcar reservas indígenas seria rechaçado imediatamente por ofender a soberania brasileira. O componente indígena do Programa Piloto encontrou resistências desse tipo ao longo dos primeiros anos do Programa, entretanto, foram encontradas soluções negociadas permitiram ao Brasil fazer muito progresso no cumprimento de sua meta de demarcar todas as suas terras indígenas, embora não antes de 1993, como requerido pela Constituição.

ARPA: O "Projeto dos 10%"

Em 29 de abril de 1998, o presidente Fernando Henrique Cardoso anunciou um compromisso de criar áreas totalmente protegidas para aumentar a porcentagem de floresta amazônica totalmente protegidas para 10% até 2004. Este esforço foi promovido pelo Fundo Mundial para a Natureza (WWF) e o

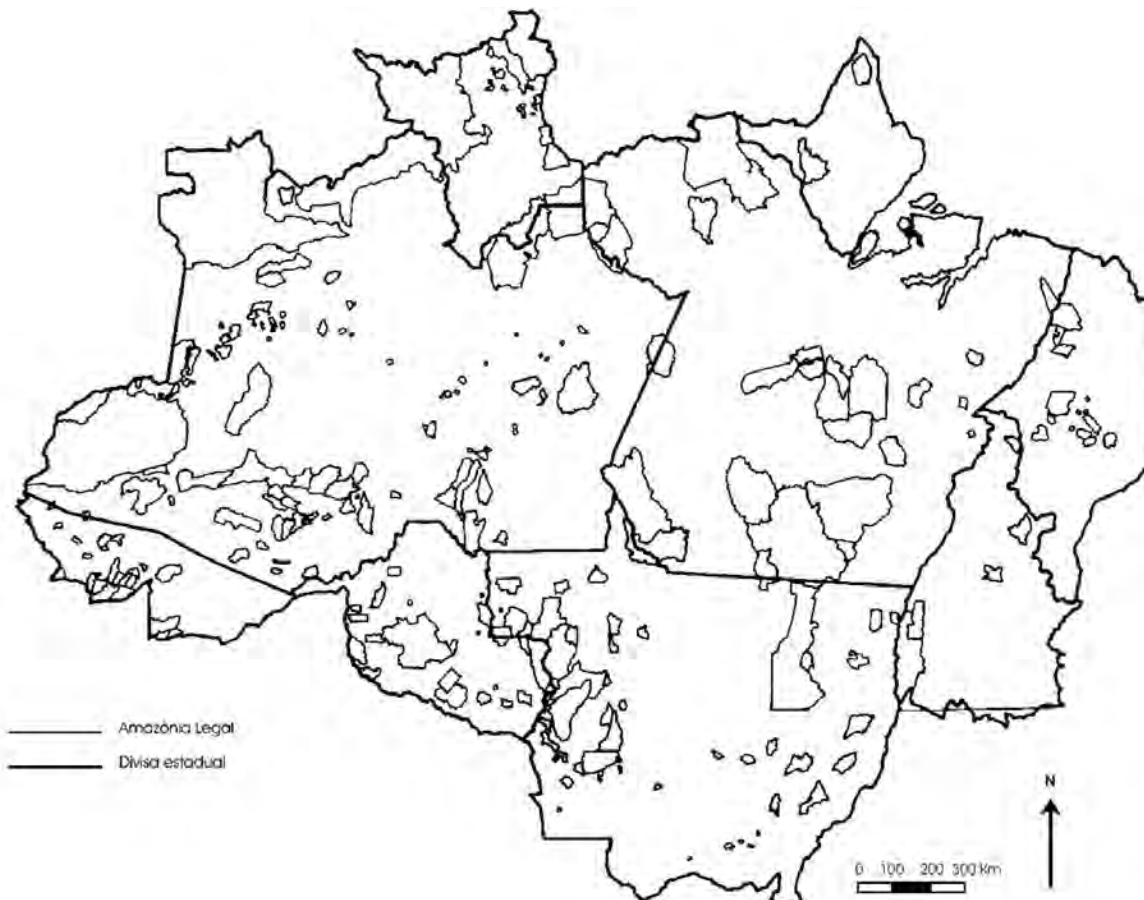


Figura 4. Áreas indígenas na Amazônia Legal brasileira.

Banco Mundial, como parte da campanha do WWF “florestas para a vida”. Até 2001, áreas totalmente protegidas que não eram sobrepostas com áreas indígenas correspondiam a 3,6% do bioma amazônico, enquanto as áreas de uso sustentável representavam 9,0% e as terras indígenas 22,5% (Ferreira, 2001). O Programa para Ampliar Áreas de Proteção Ambiental (PROAPAM, também chamado ARPA), mais conhecido como o “Projeto dos 10%”, foi criado dentro do Ministério do Meio Ambiente para atingir esse objetivo.

Agendas Positivas

As “Agendas Positivas” - uma série de prioridades para desenvolvimento e conservação negociadas entre os diferentes atores de cada estado - estão em andamento desde 1999. Este sistema foi criado pelo Ministério do Meio Ambiente em resposta ao aumento das taxas de desmatamento em 1999, e se tornou o principal determinante de prioridades para a Secretaria Especial da Amazônia (SCA), tendo início em abril de 2000. As agendas positivas são elaboradas pelos consensos dos participantes em reuniões que duram vários dias em cada capital estadual. O uso desta técnica em 1999 para solucionar uma disputa intratável sobre a criação de uma reserva extrativista para coleta de castanha-do-Brasil nas ilhas do reservatório de Tucuruí foi visto como uma grande conquista na abordagem das agendas positivas. Como qualquer participante nas reuniões tem poder de veto efetivo sobre a inclusão de qualquer item na agenda, os resultados em medidas ambientais são, frequentemente, fracos. A sua vantagem se encontra no amplo apoio para a implementação das recomendações que elas fazem.

DILEMAS DO MANEJO FLORESTAL

Certificação *versus* boicotes

Poucos debates são tão polarizados quanto aqueles que envolvem a questão do manejo e certificação florestal como uma medida de conservação, com visões que variam desde o seu uso como sendo a “última chance” para a biodiversidade (Rainforest Alliance, 2001) para,

até mesmo, um “golpe ambiental” (Laschefski & Freris, 2001). A certificação florestal, organizada pelo Conselho para Zelar pelas Florestas (FSC, 2001), é apoiada por organizações de conservação internacionais, tais como WWF, Amigos da Terra (FOE) e Greenpeace, assim como, também, por organizações brasileiras, tais como IMAZON, ISA e IPAM. Manejo sustentável não é sinônimo de minimização do impacto ambiental, podendo causar danos significativos aos ecossistemas florestais (Bawa & Seidler, 1998). No entanto, biodiversidade significativa pode sobreviver em áreas manejadas (Johns, 1997), e os métodos de baixo impacto exigidos em áreas certificadas reduzem bastante o dano em comparação à exploração descontrolada (Johns *et al.*, 1996). Se o cenário de referência que se vê como alternativa for floresta intacta, então o manejo é desastroso para a biodiversidade, enquanto se a alternativa for considerada uma pastagem, então o manejo é muito melhor. Se este copo é visto como “meio cheio” ou “meio vazio” é, atualmente, uma questão de orientação pessoal, com pouca base em informações quantitativas. Cenários mais realísticos de como a mudança do uso da terra progrediria numa região sob diferentes regimes de política, incluindo regimes relacionados ao manejo florestal, poderiam ajudar na redução da disparidade entre as conclusões sobre as perdas ou benefícios que o manejo florestal traz para a biodiversidade.

Operações certificadas de manejo florestal aumentaram rapidamente: Mil Madeireira (com operações florestais e serraria localizadas em Itacoatiara, Amazonas) foi certificada em 1997, a GETHAL (com as operações florestais em Manicoré e a serraria de laminados em Itacoatiara, Amazonas) foi certificada em 2000 (mas, posteriormente desativado), e a CIKEL (com operações florestais em Paragominas e serraria de laminados em Belém, Pará) foi certificada em 2001. Embora o aumento de operações certificadas de manejo na Amazônia tenha tido uma mudança significativa, a maior parte da exploração madeireira na região ainda é predatória. Até mesmo operações com Planos de Manejo Florestal (PMFs) aprovados pelo IBAMA têm impacto pesado e prospectos pobres para sustentabilidade (Eve *et al.*, 2000). A demanda por madeira certificada é pequena,

mas crescente. Ao contrário da percepção popular, a grande maioria da madeira colhida na Amazônia é consumida no mercado doméstico, ao invés de serem exportadas para destinos internacionais. Em 1997, por exemplo, 86-90% da madeira colhida na Amazônia brasileira foram consumidas dentro do país, sendo exportadas apenas 10-14%. A demanda por madeira certificada na Europa e na América do Norte é, portanto, menos importante do que a demanda dentro do Brasil. Os consumidores brasileiros são menos exigentes por produtos certificados do que os da Europa e da América do Norte. O encorajamento de uma aliança entre ONGs estimulou um mercado doméstico pequeno, que cresceu praticamente do zero em 1997.

O mogno representa uma exceção importante à generalizações sobre o peso relativo dos mercados domésticos e estrangeiros. O mogno está em uma classe de preço a parte: US\$ 900/m³ de madeira serrada no portão da serraria (3-6 vezes o preço de outras espécies comerciais), e a maioria é exportada. Importações dos E.U.A. representam 60% do comércio global; os E.U.A., sozinhos, importaram 120.000 m³ da América Latina em 1998, equivalente a 57.000 árvores (Robbins, 2000). Considerando que o mogno justifica a abertura de estradas madeireiras em áreas remotas, ele desempenha um papel catalisador no desmatamento na região (Fearnside, 1997b). A colheita ilegal desta espécie também está causando grande impacto nas áreas indígenas e protegidas. Esforços para garantir a origem certificada desta espécie e para boicotar produtos não-certificados têm potencial particularmente alto para conservação desta e de outras espécies.

Boicotes indiscriminados sobre a madeira tropical teriam um efeito negativo de remover a razão financeira principal para pôr de lado áreas substanciais de floresta manejada. No entanto, é a ameaça real de boicotes deste tipo que fornece a motivação crítica aos governos e à indústria madeireira para procurar a certificação e para reduzir o impacto e aumentar a sustentabilidade das operações de manejo. A existência de um sistema de certificação permite que a ameaça de boicote seja focalizada somente sobre as operações que não se unem ao sistema.

Manejo florestal versus plantações silviculturais

No Brasil, a demanda por madeira, seja de qual tipo for, gera uma pressão para a exploração madeireira em florestas amazônicas. Ao contrário da convicção popular, a madeira de florestas tropicais não é usada apenas, nem mesmo principalmente, em produtos de alto valor, tais como mobília e instrumentos musicais. O Brasil utiliza madeira tropical para praticamente tudo, inclusive azimbre, paletas, caixotes, construções, aglomerados e compensados. Substituir esta demanda por madeira de plantações somente acontecerá se a madeira barata, produto da destrutiva colheita na floresta amazônica, não estiver mais disponível. Atualmente, as grandes áreas de plantações brasileiras são quase todas manejadas para celulose e carvão vegetal, em vez de serem manejadas para madeira serrada (Fearnside, 1998). Essa situação poderia mudar se fossem implementadas políticas que criassem os mesmos tipos de limitações no acesso livre aos recursos madeireiros, as quais são necessárias para motivar o manejo florestal sustentável.

Sustentabilidade versus lucros financeiros

O manejo florestal sustentável tem se tornado uma exigência da legislação brasileira, além de ser um objetivo endossado, pelo menos nominalmente, por todos. No entanto, o manejo enfrenta contradições fundamentais entre restringir a intensidade da colheita aos níveis que permitirão a regeneração da floresta e a maximização dos lucros financeiros aos madeireiros. Os madeireiros destruirão o recurso e investirão os lucros obtidos em outro lugar, caso isso resulte em um retorno melhor aos seus investimentos, independente de qualquer promessa feita às autoridades governamentais sobre o seguimento de um sistema de manejo sustentável. Uma vez que as florestas tropicais crescem a uma taxa aproximadamente três vezes menor do que os lucros que podem ser obtidos sobre o capital investido em atividades concorrentes, o manejo sustentável permanecerá ilusório, a menos que os critérios

de decisões econômicas sejam mudados (Fearnside, 1989; Clark, 1976).

O primeiro ciclo sempre produzirá madeira mais valiosa do que os ciclos subsequentes porque quem maneja a floresta pode vender as árvores grandes que levaram séculos para crescer. Além do custo inicial muito baixo de compra da terra, estas árvores grandes estão disponíveis sem nenhum custo fora da despesa de extração, enquanto que nos ciclos futuros a operação terá que passar por uma transição para vender apenas a quantidade de madeira que cresceu enquanto o investidor esperou e manteve a operação. Kageyama (2000) questionou a sustentabilidade das operações de manejo com base na biologia populacional das árvores. Além disso, cálculos de sustentabilidade invariavelmente ignoram a probabilidade de que os fogos entrarão em uma área de manejo florestal. A exploração madeireira aumenta a suscetibilidade da floresta para entrada de incêndios, e uma vez que fogo entra, árvores são mortas, a carga de combustível aumenta e o sub-bosque fica mais seco, aumentando o risco de futuros incêndios mais prejudiciais e de degradação completa da floresta (Cochrane & Schulze, 1999; Cochrane *et al.*, 1999a; Nepstad *et al.*, 1999a,b).

Manter o manejo florestal como uma operação economicamente viável além do primeiro ciclo requer uma mudança, com o passar do tempo, nos produtos dos quais o valor é derivado, já que as taxas de crescimento das árvores das espécies de madeira de lei colhidas no primeiro ciclo são inerentemente muito baixas. Isto pode incluir uma troca para espécies de crescimento rápido, assim como, também, para outras fontes de renda potenciais. Estas outras fontes de renda podem ser um fator fundamental no planejamento à longo prazo de projetos de manejo florestal sustentável e do interesse de certos grupos em investir em “hedges” (tampões) contra mudanças econômicas e ambientais futuras.

A lógica do (já extinto) projeto de manejo florestal sustentável GETHAL foi descrita pelo seu originador (J. Forgach, comunicação pessoal, 2001) da seguinte maneira: se uma pessoa for cruzar um deserto ela precisa saber quanta água, comida e outros

materiais precisa levar para poder completar a viagem. No caso do manejo florestal, a pessoa está embarcando em uma viagem de 25 anos (no caso de áreas de várzea) ou de 30 anos (no caso de terra firme), e o recurso que está sendo gasto é a madeira de lei da floresta (complementado por alguma renda de fontes adicionais, tais como o ecoturismo). Se a intensidade da colheita adotada mantém a viabilidade financeira do projeto ao longo deste período de tempo, o projeto emergirá do outro lado com uma floresta em pé (menos as grandes árvores de madeira de lei). Depois do primeiro ciclo, a floresta pode ser usada para produtos farmacêuticos e, possivelmente, para renda que poderia ser alcançada, naquela época, a partir de benefícios de carbono e da vontade para pagar pelo valor de existência da biodiversidade. Isto seria complementado por qualquer renda que poderia ser obtida com manejo das espécies de madeira “branca” (macia) da floresta, ecoturismo, etc. A taxa interna de retorno (IRR) exigida é bastante alta (20-25%/ano) para impedir que a operação canibalize a sua base de capital.

Investimentos para ganhos de biodiversidade em curto prazo são improváveis, devido, em parte, à sabedoria de esperar o governo brasileiro definir as suas políticas sobre o uso da biodiversidade. Atualmente, as políticas operacionais são definidas por “medidas provisórias”, ou seja, decretos presidenciais temporários que devem ser renovados a cada quatro meses e que podem mudar facilmente de um dia para o outro. Além disso, um escândalo em 2000 (Adolfo, 2000) sobre um contrato assinado entre a Associação Brasileira para o Uso Sustentável da Biodiversidade da Amazônia (BIOAMAZONIA) e Novartis, uma empresa farmacêutica baseada na Suíça, afastou, pelo menos temporariamente, o interesse empresarial nesses recursos. A BIOAMAZONIA era uma “organização social” formada para realizar a bioprospecção e atividades relacionadas sob o Programa Brasileiro de Ecologia Molecular para o Uso Sustentável de Biodiversidade de Amazônia (PROBEM). A Novartis se retirou do contrato e o projeto acabou.

A lógica de “cruzar o deserto” se aplica aos benefícios das mudanças climáticas de maneira semelhante à biodiversidade. O

interesse do investimento em carbono, visando lucros a curto prazo, foi limitado nos últimos anos pelo fato de que o acordo sobre o Protocolo de Kyoto alcançado em Bonn, em julho de 2001, excluiu o crédito para a manutenção de floresta, no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, durante o primeiro período de compromisso do Protocolo (2008-2012). No entanto, a longo prazo, espera-se que as lutas políticas que estão por trás desta decisão mudem. A “quantidade atribuída” (cota nacional de emissões) à cada parte é renegociada a cada período de compromisso sucessivo, removendo, assim, a vantagem dos atores-chaves (especialmente na Europa) de forçar certas partes (especialmente os Estados Unidos) a cumprirem os compromissos assumidos em Kyoto quase completamente com medidas domésticas relativamente caras (Fearnside, 2001). As negociações ao longo de um período de três anos e meio entre a conferência de Kyoto em 1997 e o acordo de Bonn em 2001 foram únicas porque os países industrializados já haviam aceitado as quantidades atribuídas (cotas) específicas para o primeiro período de compromisso antes que as regras sobre tais questões fossem definidas, como a inclusão do desmatamento evitado no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo. Para períodos de compromisso futuros, a inclusão do desmatamento evitado ajudaria a induzir os países a aceitarem compromissos maiores do que eles aceitariam na ausência de uma provisão desse tipo, e, portanto, a inclusão das florestas teria um benefício líquido inegável para o clima. À medida em que o efeito estufa piora e os esforços para combatê-lo ficam mais fortes e mais universais, pode-se esperar que o valor do carbono das florestas tropicais aumente dramaticamente. É provável que isto aconteça antes do fim de um ciclo de manejo florestal de 30 anos iniciado agora.

Valor agregado versus matérias-primas

Uma pergunta recorrente é “até que ponto as operações de manejo florestal na Amazônia deveriam se esforçar para fornecer produtos de valor agregado (tais como laminados ou mobília) ao invés de matérias-primas como

madeira bruta serrada ou, em extremos, troncos sem beneficiamento?”. Um lado deste debate afirma que somente produtos de valor agregado deveriam ser produzidos para que a quantidade máxima de emprego e dos ganhos financeiros permaneçam na região (Goodland & Daly, 1996). Analistas empresariais frequentemente se opõem a isto porque mais dinheiro pode ser ganho exportando as matérias-primas, já que as serrarias no exterior desperdiçam menos madeira e produzem mercadorias com melhor qualidade e uniformidade, obtendo-se, assim, preços substancialmente mais altos do que os produtos das serrarias amazônicas. Repetto (1988) mostrou a lógica financeira desta posição com exemplos do Sudeste da Ásia. No contexto amazônico argumenta-se também que a expansão do manejo florestal certificado de baixo impacto está limitada pela quantidade de capital disponível para este propósito, e que o dinheiro “verde” disponível para este tipo de investimento seria usado melhor na maximização da área sob manejo, ao invés de usá-lo para construir e manter operações industriais muito caras que são necessárias para transformar a produção em mercadorias de valor agregado. De outra maneira, um mercado de madeira seria abastecido pelas operações predatórias de exploração madeireira que dominam a cena hoje.

O emprego e renda dos produtos de valor agregado são a razão pela qual o Brasil proíbe, desde 1965, a exportação de toras brutas. Embora seja evidente a atratividade reduzida para o capital de investimento da perspectiva de operações de valor agregado, existe um raciocínio ambiental (assim como também um social) para favorecer investimentos deste tipo. Este é o efeito do dano ambiental do aumento da exploração madeireira, independente dos cálculos do dano serem feitos por unidade de investimento absorvido, por unidade de emprego criado, ou na forma de uma porcentagem de lucro que inclui os efeitos monetários e ambientais. Uma ilustração hipotética é apresentada na Tabela 1. Embora uma estratégia de matéria-prima seja mais lucrativa em termos puramente financeiros, a opção de valor agregado pode ser preferível se forem incluídos indicadores sociais e ambientais, dependendo do valor atribuído a essas outras considerações.

Tabela 1. Comparação hipotética entre manejo florestal para produtos de valor acrescentado e produtos de matéria prima

| Item | Unidades | Produtos de valor agregado | Matérias primas | Fonte |
|--|--|----------------------------|-----------------|-------|
| INDICADORES FINANCEIROS | | | | |
| Área explorada | ha | 1 | 1 | (a) |
| Despesa monetária | US\$/ha colhido | 4.264 | 1.315 | (b) |
| Volume explorado | m ³ /toras/ha colhido | 30 | 30 | (c) |
| Volume vendido | m ³ de produto/ha | 5,25 | 10,5 | (d) |
| Preço | US\$/m ³ de produto | 1.074 | 215 | (e) |
| Retorno total | US\$/ha | 5.639 | 2.255 | (f) |
| Retorno líquido monetário | US\$/ha | 1.374 | 941 | (f) |
| Lucro | % retorno sobre investimento monetário | 32 | 72 | (f) |
| INDICADORES SOCIAIS | | | | |
| Emprego local | empregos/100 ha degradados/ano | 0,58 | 0,12 | (g) |
| INDICADORES AMBIENTAIS | | | | |
| Impacto ambiental de investimento | ha explorados / US\$1.000 investidos | 0,2 | 0,8 | (f) |
| Impacto ambiental por emprego criado | ha explorados / emprego | 1,7 | 8,6 | (f) |
| Dano ambiental | US\$/ha | 650 | 650 | (h) |
| Custo (monetário + ambiental) | US\$/ha | 4.914 | 1.965 | (f) |
| Retorno líquido (monetário + ambiental) | US\$/ha | 724 | 291 | (f) |
| Lucro (% retorno sobre investimento monetário + ambiental) | % | 15 | 15 | (f) |

- (a) Presume-se 1 ha (igual para ambos os sistemas) para propósitos de comparação.
- (b) Todos os custos de: Schneider et al. (2000, p. 39). Para matérias-primas, custo variável de extração US\$ 7,59/m³, presumindo que toda a madeira colhida é usada; custo variável do beneficiamento das toras US\$ 24,58/m³; Transporte em área explorada US\$ 1,3/km, média presumida 2,5 km (i.e., concessão de 2.500 ha em formato de quadrado); Transporte em estrada asfaltada US\$0,10/m³, presumido 84 km distância (i.e., FLONA Tapajós); Valor agregado custo de beneficiamento.
- (c) Volume permitido (e.g., contrato da FLONA Tapajós).
- (d) Troncos para madeira serrada (matérias-primas): conversão 35% (Schneider et al., 2000, p. 38.); valor agregado assumido 50% do valor da matéria prima.
- (e) Preços de Schneider et al. (2000, p. 39) para madeira serrada (US\$/m³ de produto): valor alto 280, valor médio 239, valor baixo 158; presume-se proporções da colheita do primeiro ciclo de 30 m³ de toras/ha como 20% para valor alto, 40% para valor médio e 40% para valor baixo; preços para valor agregado presumidos serem cinco vezes mais alto.
- (f) Calculado acima.
- (g) Emprego da matérias-primas baseado em 258 m³ de toras/ano/emprego sob manejo sustentável (Schneider et al., 2000, p. 44, baseado em Barreto et al., 1998 e Veríssimo et al., 1992); presume-se que a quantidade de emprego na estratégia de valor acrescentado é cinco vezes maior.
- (h) Para os parâmetros usados aqui, US\$ 650/ha é o valor crítico ao qual uma troca acontece entre as duas estratégias, a estratégia de valor agregado é preferível se o dano ambiental excede US\$650/ha. Por exemplo, a US\$ 1.000/ha, o lucro (% retorno sobre o investimento monetário + ambiental) é 7% para a estratégia de valor agregado contra 3% para a estratégia de matérias-primas, enquanto que a níveis de custo ambientais que excedem US\$ 1.400/ha ambas as estratégias são negativas, com a estratégia de matérias-primas sendo mais negativa.

No exemplo da Tabela 1, o valor do dano ambiental é crítico: se for menor que US\$ 650/ha, a estratégia de matéria-prima fornecerá um resultado melhor em termos de lucro calculado como a porcentagem de retorno em relação ao investimento monetário e ambiental. Mas, se o dano for maior que US\$ 650/ha, a estratégia de valor agregado será preferível. O caso que reflete a realidade depende do cenário de referência: a orientação do “copo meio-vazio” ou do “copo meio-cheio” do observador. Se a operação é vista como tendo salvado o hectare manejado do desmatamento, então o “custo ambiental” é negativo (i.e., há um benefício ambiental) e a estratégia da matéria-prima é preferível. No entanto, se os impactos simplesmente são totalizados sem presumir este benefício (i.e., o cenário de referência é uma floresta inalterada), então, o custo ambiental excederá US\$ 650/ha e a estratégia do valor agregado será a preferível. Algumas indicações do valor monetário do dano ambiental da exploração madeireira sugerem valores acima de US\$ 650/ha. Considerando somente a colheita (não o manejo ao longo do ciclo inteiro), em 1990 a emissão da exploração madeireira na Amazônia Legal foi de 61 milhões de t C, da colheita de 24,6 milhões de m³ de toras (Fearnside, 1997c), o que corresponde a 2,48 t C/m³ de toras, ou 74,4 tC de emissão/ha com exploração na intensidade de 30 m³/ha (i.e., US\$ 1.488/ha colhido, caso fosse presumido que a vontade para pagar pelo valor do carbono é de US\$ 20/tC). Para floresta sob manejo, considerando os parâmetros de emissão por exploração madeireira que prevalecem na região (Fearnside, 1995) de 38 m³/ha colhidos ao longo de um ciclo de 30 anos, o estoque de carbono em equilíbrio sob manejo sustentável corresponde a uma perda de 14,9 tC/ha manejado (incluindo áreas em regeneração) quando comparada à floresta não explorada, a um ganho de 18,0 tC/ha quando comparada à floresta explorada de forma predatória (presumindo-se que não haverá degeneração subsequente à exploração madeireira), e a um ganho de 187,6 tC/ha quando comparada às áreas desmatadas. A US\$ 20/tC, estes valores de carbono correspondem a - US\$ 298, + US\$ 360 e + US\$ 3.752 por hectare,

respectivamente. A disposição de pagar pela manutenção da floresta seria maior se os benefícios da biodiversidade fossem incluídos além dos benefícios do carbono (Fearnside, 1997b, 1999). Se um valor monetário fosse atribuído à criação de emprego, então o valor crítico mudaria para favorecer ainda mais a estratégia de valor agregado.

PROPRIEDADES PRIVADAS VERSUS CONCESSÕES FLORESTAIS

Iniciativas privadas são cada vez mais proeminentes nas discussões sobre a política de conservação na Amazônia. Embora a criação de unidades de conservação possa ser proposta para algumas áreas, as vastas áreas de floresta restantes, fora de qualquer unidade existente, sempre deixam a pergunta do que fazer com o resto. Eficiência é uma preocupação: em comparação com o governo, as operações privadas são mais eficientes em muitas das tarefas envolvidas. Claro que a supervisão é necessária para garantir que as operações privadas de manejo florestal desempenhem o papel esperado delas na conservação. A viabilidade de iniciativas privadas tem uma relação com as unidades de conservação, já que o preço baixo da madeira representa um fator fundamental que desencoraja o investimento no manejo sustentável. O preço só aumentará quando a oferta em relação à demanda diminuir. Madeira de manejo sustentável estará em desvantagem enquanto houver o fornecimento de toras baratas colhidas de forma insustentável. Isto pode mudar através da criação de unidades de conservação para tornar áreas grandes de floresta indisponíveis à exploração e através da aplicação rígida dos regulamentos florestais já existentes no Brasil. Essas unidades devem ser iniciadas agora para evitar a alternativa de esperar até que a floresta esteja quase totalmente destruída, levando à escassez de madeira e ao consequente aumento dos preços, motivando, assim, a conservação dos fragmentos restantes.

O Programa Nacional das Florestas (PNF) foi decretado em 22 de abril de 2000, em comemoração aos 500 anos da “descoberta”

do Brasil por Portugal. Este programa inclui uma meta de aumentar, em muito, a área de FLONAs para suprir os mercados interno e de exportação de madeira a partir do manejo sustentável nestas áreas. Mais da metade dos 15,2 milhões de hectares de FLONAs da Amazônia se sobrepõem áreas indígenas, reduzindo para 8 milhões de hectares a área disponível para manejo. O PNF espera ter 20 milhões de hectares sob manejo em 10 anos, e a área em FLONAs deverá totalizar 50 milhões de hectares para alcançar a meta de suprir o mercado (Deusará Filho, 2001). Um total de 115 milhões de hectares, ou 23% da Amazônia Legal, estão aptos para a criação de FLONAs onde não há terras indígenas, unidades de conservação, desmatamento, ou falta de acessibilidade (Veríssimo *et al.*, 2000).

Em comparação com o manejo em terras privadas, concessões florestais em terras públicas, tais como FLONAs, oferecem ao proprietário da concessão a “viagem pelo deserto”, mas não a recompensa ao chegar do outro lado. Efeitos que contrapõem esta desvantagem, do ponto de vista do investidor, são a liberação da necessidade de comprometer capital para comprar a terra e a expectativa de proteção do governo para defender a terra contra invasão. No entanto, concessões para exploração madeireira representa um assunto difícil em relações aos setores público e privado. Argumentos para precaução são fornecidos pela experiência triste do sudeste asiático, onde companhias privadas de exploração madeireira destruíram ou degradaram severamente vastas áreas de floresta tropical nas terras públicas exploradas por meio de concessões (Repetto & Gillis, 1988).

Outro arranjo é a venda de madeira no lugar de uma concessão. Na FLONA Tapajós, uma experiência de 2.700 ha de manejo florestal iniciada pela Organização Internacional de Madeira Tropical (ITTO) foi concedida à CEMEX, uma companhia com uma serraria de laminados em Santarém (84 km por estrada asfaltada da área), por um período de cinco anos. A companhia paga R\$ 6/m³ de toras e tem o direito de colher 30 m³/ha. O custo para a serraria é, então, 30 × R\$ 6 = R\$ 180/ha, ou aproximadamente seis vezes o preço de compra de áreas de

floresta, com um acesso apenas ligeiramente menos favorável, ao longo da rodovia BR-163 entre Rurópolis e a divisa entre Pará e Mato Grosso. Já que a serraria só usa três espécies de árvore, a quantidade de madeira de alta qualidade destas espécies é insuficiente para ser fornecida pelos 30 m³/ha permitidos da colheita total, levando à tentação de invadir áreas vizinhas à FLONA para remover madeira valiosa. Devem ser projetados sistemas de concessão com os ciclos de manejo completos e atividades econômicas incluídas. Concessões devem ser de longo prazo para motivar o uso métodos sustentáveis, preferivelmente sujeitos a inspeções periódicas e renovações no decorrer do termo da concessão (Poore *et al.*, 1989).

RELAÇÃO ENTRE O ALÍVIO DA POBREZA E A CONSERVAÇÃO

O alívio da pobreza tem um papel importante na política de conservação, mas é importante definir claramente a relação entre os dois para fins de alocação de recursos financeiros. Os governos britânico e alemão têm políticas firmes de que todos os esforços de conservação que eles financiam devem incluir o alívio da pobreza.

Se o alívio da pobreza fosse o critério exclusivo para julgar o sucesso de projetos, então, estabelecer e apoiar unidades de conservação não seria a atividade de escolha. Sempre se pode delimitar alguns hectares de área de favela em uma grande cidade, como Manaus ou Belém, e beneficiar essa área com programas para saúde, educação, e geração de renda em pequena escala a um custo muito menor por família salva da pobreza do que no caso de fornecer serviços semelhantes às comunidades distantes em unidades de conservação na Amazônia. A mesma quantidade de dinheiro sempre aliviará mais pobreza em um projeto urbano. A razão para gastar o dinheiro em unidades de conservação é ambiental: o alívio da pobreza em unidades de conservação pode ter benefícios ambientais grandes, enquanto os benefícios ambientais do alívio da pobreza em áreas urbanas são pequenos (ou até mesmo negativos devido ao aumento do consumo).

A questão do “desenvolvimento sustentável para quem?” sempre deve ser respondida e, ao lidar com política de conservação, a resposta sempre deve ser “para aqueles que protegem o meio ambiente”. Evidentemente, aliviar a pobreza é, também, um papel importante, e os grupos beneficiados por verbas com esse fim seriam outros.

Na alocação de dinheiro para alívio da pobreza em unidades de conservação, invariavelmente surge a questão sobre se deveria ampliar áreas tão rápido quanto possível, com investimento mínimo em serviços sociais e atividades geradoras de renda, ou se um nível melhor de serviços deveria ser provido a uma população menor. Como mencionado anteriormente, a justificativa ambiental das reservas faz com que a maximização da área seja uma meta melhor. Em lugar de concentrar quantidades grandes de recursos em algumas comunidades selecionadas, seria melhor elevar os padrões de vida gradativamente: todos os residentes de uma unidade de conservação deveriam ser trazidos primeiro para um nível de subsistência antes de promover atividades de renda mais alta.

Uma questão que deve ser enfrentada de frente é os efeitos sobre a população excluída das unidades de conservação. Um exemplo é fornecido pelos recursos pesqueiros das unidades de RDS no estado do Amazonas, tais como Mamirauá e Amanã. Até que ponto as verbas destinadas à criação de reservas deveriam ser usadas para aliviar o impacto em pescadores excluídos de Manaus, Manacapuru e Tefé? Embora seja frequentemente alegado que há peixe suficiente para todo mundo, é preciso dizer que haverá perda para as pessoas excluídas. “Peixeiros” (barcos de pesca grandes de fora da área) são inerentemente predatórios porque este tipo de exploração é economicamente racional em uma situação de acesso aberto, ou seja, a “Tragédia dos Comuns”, *sensu* Hardin (1968). A captura total de peixes dos lagos protegidos melhorará porque aumenta a produtividade sob manejo comunitário e porque a alternativa de livre acesso não é sustentável (McGrath, 2000; McGrath *et al.*, 1994; Pires *et al.*, 1996).

A quantidade de peixe que pode ser retirada dos ecossistemas naturais na Amazônia é limitada, enquanto a demanda é, para propósitos práticos, infinita, já que existe na região uma população humana de 20 milhões e existe transporte refrigerado para os peixes até os mercados do todo o Brasil e do Mundo. A pergunta, então, é “para quem este recurso será usado?”. Argumentos para dar os direitos aos residentes locais incluem o papel deles na proteção do ambiente, além dos princípios comuns de autodeterminação.

Em via inversa, os pescadores que são excluídos da pesca em áreas de unidades de conservação tirarão empregos de outras pessoas em lugares distantes quando eles competirem pelo número limitado de empregos em tarefas manuais disponíveis em Manaus e em outros centros urbanos. Portanto, em termos de alívio da pobreza, isso representa uma redução no saldo líquido dos benefícios do alívio de pobreza.

PRIORIDADE DE AÇÕES EM ZONAS TAMPÃO VERSUS AÇÕES EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

A prioridade relativa a ser dada às ações em zonas tampão *versus* ações dentro das próprias unidades de conservação é discutida frequentemente (Sayer, 1991). Unidades de conservação na Amazônia diferem significativamente do estereótipo de uma reserva de natureza primitiva como uma ilha cercada por um mar de pobreza. Em vez disso, as unidades de conservação contêm populações tradicionais que, frequentemente, não diferem muito das populações em áreas adjacentes fora das reservas. No entanto, em alguns casos, populações não-tradicionais densas ficam situadas adjacente às reservas, como é caso das áreas de assentamento ao longo dos dois lados da FLONA Tapajós. Nesses casos, fornecer serviços à zona tampão representaria um “buraco negro” para os fundos, já que as populações são grandes e os fundos são limitados. E, ao mesmo tempo, existem demandas que excedem em muito a capacidade financeira para auxiliar as pessoas que já estão na FLONA do Tapajós, tanto em áreas tradicionais ao longo do rio Tapajós, quanto

em um enclave de assentamento dentro da reserva (Comunidade de São Jorge). No geral, a presença das pessoas em unidades de conservação faz a administração da zona tampão ser menos crítica na Amazônia do que em outras partes do Mundo.

A colocação de áreas totalmente protegidas adjacente aos assentamentos, e vice-versa, aumenta o risco de as áreas protegidas serem invadidas. Uma maneira de se evitar isso é designar as FLONAs, ou outras áreas de uso sustentável, para servir como tampões entre áreas de assentamento e reservas. O estado do Acre está seguindo essa estratégia ao longo do lado sul da rodovia BR-364 entre Rio Branco e Cruzeiro do Sul. Já no estado do Amazonas, no outro lado da rodovia (pela divisão territorial reivindicada pelo Amazonas), não adotou medidas semelhantes para conter a expansão da frente de desmatamento da BR-364.

NEGOCIAÇÃO COM POVOS INDÍGENAS

Negociação com povos indígenas é uma área crucial na política de conservação amazônica e, atualmente, é quase inexistente. As terras indígenas representam áreas de ecossistemas naturais muito maiores do que todos os tipos de unidades de conservação juntas, e o destino futuro das terras indígenas será, portanto, um fator determinante no destino destes ecossistemas. De longe, os povos indígenas tiveram um histórico muito melhor na manutenção dos ecossistemas naturais em seu entorno do que as outras populações na Amazônia. No entanto, é importante entender que os povos indígenas não são inerentemente conservacionistas, como às vezes se é presumido, e que se pode esperar que eles respondam aos mesmos estímulos econômicos que induzem os outros atores a destruir e degradar as florestas. Isso seria um erro grande do ponto de vista do bem-estar dos próprios grupos indígenas, além do seu impacto sobre problemas ambientais globais como biodiversidade e clima. É precisamente a habilidade dos povos indígenas em defender e manter as florestas de suas terras que dão a estes um papel importante, ainda não remunerado, no fornecimento de serviços

ambientais (Fearnside, 1997d). Para planejar o seu futuro, os povos indígenas precisam entender que o seu papel conservacionista é valioso e, também, é a fonte de sustentação.

Até o momento as recompensas deste papel foram restringidas aos benefícios modestos de programas especiais, tais como o apoio que tem sido dado às reservas extrativistas, como pagamentos por serviços ambientais pelo Ministério do Meio Ambiente nos 11 pólos pilotos do programa PROAMBIENTE, e o programa Bolsa Floresta, do governo do estado do Amazonas em reservas estaduais desse estado. Projetos comunitários sustentáveis como esses precisam ser encorajados numa escala mais ampla. Entretanto, falta a compreensão pelos receptores de que a razão pela qual eles recebem esses benefícios é ambiental, e, portanto, eles precisam manter e fortalecer a sua habilidade em prover serviços ambientais.

CONCLUSÕES

É evidente a necessidade de flexibilização para lidar com os numerosos dilemas na definição da política de conservação na Amazônia. O envolvimento dos povos locais está cada vez mais se mostrando uma chave para o sucesso dos esforços de conservação, incluindo a definição e defesa de zonas totalmente protegidas dentro das unidades de conservação que incluem o uso de recursos renováveis. O equilíbrio de responsabilidade e autoridade entre os diferentes níveis de governo é uma fonte de tensão na criação de novas unidades de conservação. Conflitos de interesse inerentes entre esses e outros atores são inevitáveis, fazendo a negociação efetiva e a administração dos conflitos serem fundamentais para a política de conservação. A administração dos conflitos pode criar oportunidades para aumentar a biodiversidade. Povos indígenas desempenham um papel crítico mantendo áreas significativas de ecossistemas amazônicos, e negociações e programas de desenvolvimento a longo prazo, apropriados para estes povos, serão críticos para o futuro dos mesmos e das florestas deles. O ritmo rápido de desmatamento e das outras formas de destruição está fechando as

oportunidades para a conservação e para o uso sustentável tanto dentro quanto fora das unidades de conservação. Isso significa que o Brasil tem que agir rapidamente para definir prioridades e proceder com a expansão e fortalecimento do seu sistema de unidades de conservação na Amazônia.

AGRADECIMENTOS

As pesquisas do autor são financiadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA (PRJ13.03) e pelo Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq (305880/2007-1; 573810/2008-7). Este texto é atualizado de Fearnside (2011), uma tradução parcial de Fearnside (2003).

REFERÊNCIAS

- Adolfo, M. 1999. "Mestrinho: Trama para engessar Amazônia é velha", *Amazonas em Tempo* [Manaus]. 10 de novembro de 1999, p. A-3.
- Adolfo, M. 2000. "As contradições do PROBEM" *Amazonas em Tempo* [Manaus], 24 de maio de 2000. p. A-3.
- Allegretti, M.H. 1996. Políticas para o uso dos recursos naturais renováveis: A região amazônica e as atividades extrativistas. In: M. Clüsener-Godt & I. Sachs (Eds.) *Extractivismo na Amazônia Brasileira: Perspectivas sobre o Desenvolvimento Regional*, Compêndio MAB 18. United Nations Educational and Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Regional Office for Science and Technology for Latin America and the Caribbean. Montevideo, Uruguai. p. 14-34.
- Amazônia.org.br. 2010. Fundo Amazônia é tema de debate em Oslo. Amigos da Terra Amazônia Brasileira, São Paulo, SP. <http://www.amazonia.org.br/noticias/noticia.cfm?id=356825>
- Barbosa, L.C. 1996. The people of the forest against international capitalism. *Sociological Perspectives* 39(2): 317-332.
- Barreto, P., Amaral, P., Vidal, E. & Uhl, C. 1998. Costs and benefits of forest management for timber production in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 108: 9-26.
- Bawa, K.S. & Seidler, R. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* 12: 46-55.

- Brasil, MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2008. Plano Nacional sobre Mudança do Clima-Brasil. MMA, Brasília, DF, 129 p.
- Clark, C.W. 1976. *Mathematical Bioeconomics: The Optimal Management of Renewable Resources*. Wiley-Interscience, New York, NY, E.U.A.
- Cochrane, M.A., Alencar, A., Schulze, M.D., Souza Jr., C.M., Nepstad, D.C. Lefebvre, P. & Davidson, E.A. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1832-1835.
- Cochrane, M.A. & Schulze, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31: 2-16.
- A Crítica [Manaus]. 1991a. "Defesa da Amazônia dá a Mestrinho 1º lugar", 21 de setembro de 1991, p. 6.
- A Crítica [Manaus]. 1991b. "Mestrinho ameaça mandar metralhar equipe da Funai", 14 de dezembro de 1991, p. 1.
- De olho no Fundo Amazônia. 2010. Documento de recomendações ao Fundo Amazônia é atualizado por organizações da sociedade civil. De olho no Fundo Amazônia. Controle social dos recursos, Instituto Socioambiental (ISA), Brasília, DF. <http://deolhonofundoamazonia.ning.com/forum/topics/documento-de-recomendacoes-ao>
- Deusdará Filho, R. 2001. "Programa Nacional de Florestas", in V. Fleischesser (Ed.) *Causas e Dinâmica do Desmatamento na Amazônia*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. p. 389-396. (p. 395).
- Dinerstein, E., Olson, D.M., Graham, D.J., Webster, A.L., Primm, S.A., Bookbinder, M.P. & Ledec, G. 1995. *A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean*. International Bank for Reconstruction and Development -The World Bank, Washington, DC, E.U.A.
- Eve, E., Arguelles, F.A. & Fearnside, P.M. 2000. How well does Brazil's environmental law work in practice? Environmental impact assessment and the case of the Itapiranga private sustainable logging plan. *Environmental Management* 26: 251-267.
- Fearnside, P.M. 1989. Forest management in Amazonia: The need for new criteria in evaluating development options. *Forest Ecology and Management* 27: 61-79.
- Fearnside, P.M. 1995. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. *Biomass and Bioenergy* 8: 309-322. (p. 316).
- Fearnside, P.M. 1997a. Human carrying capacity estimation in Brazilian Amazonia as a basis for sustainable development. *Environmental Conservation* 24: 271-282.
- Fearnside, P.M. 1997b. Protection of mahogany: A catalytic species in the destruction of rain forests in the American tropics. *Environmental Conservation* 24: 303-306.
- Fearnside, P.M. 1997c. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change* 35: 321-360.
- Fearnside, P.M. 1997d. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20: 53-70.
- Fearnside, P.M. 1998. Plantation forestry in Brazil: Projections to 2050. *Biomass and Bioenergy* 15: 437-450.
- Fearnside, P.M. 1999. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: Risks, value and conservation. *Environmental Conservation* 26: 305-321.
- Fearnside, P.M. 2001. Saving tropical forests as a global warming countermeasure: An issue that divides the environmental movement. *Ecological Economics* 39: 167-184.
- Fearnside, P. M. 2002. Avança Brasil: Environmental and social consequences of Brazil's planned infrastructure in Amazonia. *Environmental Management* 30(6): 748-763
- Fearnside, P.M. 2003. Conservation policy in Brazilian Amazonia: Understanding the dilemmas. *World Development* 31: 757-779. [https://doi.org/10.1016/S0305-750X\(03\)00011-1](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(03)00011-1)
- Fearnside, P. M. 2010a. Código Florestal: As perdas invisíveis. *Ciência Hoje* 46(273): 66-67.
- Fearnside, P.M. 2010b. Consequências do desmatamento da Amazônia. *Scientific American Brasil Especial Biodiversidade*, pp. 54-59.
- Fearnside, P.M. 2011. Dilemas no campo. Políticas de conservação. p. 69-71, 88-91, 93-97, 125-128, 129-131, 153-155 & 138-139. In: I.S. Gorayeb (Ed.). *Amazônia Sustentável*. RM Graph, Belém, Pará. 188 p.
- Fearnside, P.M. & Ferraz, J. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. *Conservation Biology* 9: 1134-1147.
- Ferreira, L.V. 2001. *A representação das Unidades de Conservação no Brasil e a Identificação de Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade nas Ecorregiões do Bioma Amazônia*, Tese de doutorado em ecologia. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia & Universidade Federal do Amazonas, Manaus, AM.
- Ferreira, L.V., de Sá, R.L., Buschbacher, R., Batmanian, G., da Silva, J.M.C., Arruda, M.B., Moretti, E., de Sá, L.F.S.N., Falcomer, J. & Bampi, M.I. 2001. Identificação de áreas prioritárias para a conservação

- de biodiversidade por meio da representatividade das unidades de conservação e tipos de vegetação nas ecorregiões da Amazônia brasileira. In: A. Veríssimo, A. Moreira, D. Sawyer, I. dos Santos, L.P. Pinto & J.P.R. Capobianco (Eds.). *Biodiversidade na Amazônia Brasileira: Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios*. Instituto Socioambiental & Estação Liberdade, São Paulo, SP. p. 268-286.
- FSC (Forest Stewardship Council). 2001. Forest Stewardship Council United States. <http://fscus.org/html/index.html>. FSC. New York, NY, E.U.A.
- Goodland, R. & Daly, H. 1996. If tropical log export bans are so perverse, why are there so many? *Ecological Economics* 18: 189-196.
- Guazelli, A.C., Rebêlo, J.H., Benatti, J.H., Pinheiro, M.R., Chaves, M.P.S.R., Saragoussi, M., da Silva, R. O., Borges, S. & Barreto, H. 1998. *A Gênese de um Plano de Manejo: O Caso do Parque Nacional do Jaú*. Fundação Vitória Amazônica, Manaus, AM. 113 p.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162: 1243-1248.
- Homma, A.K.O. 1996. Extrativismo vegetal na Amazônia: Limites e possibilidades. In: M. Clüsener-Godt & I. Sachs (Eds.) *Extrativismo na Amazônia Brasileira: Perspectivas sobre o Desenvolvimento Regional*, Compêndio MAB 18. United Nations Educational and Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Regional Office for Science and Technology for Latin America and the Caribbean. Montevideo, Uruguai. p. 35-61.
- Johns, A.G. 1997. *Timber Production and Biodiversity Conservation in Tropical Rain Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Johns, J.S., Barreto, P. & Uhl, C. 1996. Logging management in planned and unplanned logging operations and its implications for sustainable timber production in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89: 59-77.
- Kageyama, P. 2000. Uso e conservação de florestas tropicais: Qual a paradigma? In: S. Watanabe (Ed.) *Anais do V Simpósio de Ecossistemas Brasileiros: Conservação. 10 a 15 de outubro de 2000, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, ES. Vol. IV*, Publ. ACIESP No. 109-IV. Academia de Ciências do Estado de São Paulo-ACIESP. São Paulo, SP. p. 72-82.
- Laschewski, K. & Freris, N. 2001. Saving the wood from the trees. *The Ecologist* 31(6): 40-43, 66.
- Mahar, D.J. 2000. Agro-ecological zoning in Rondônia, Brazil: What are the lessons?. In: A. Hall (Ed.) *Amazonia at the Crossroads: The Challenge of Sustainable Development*. University of London, Institute of Latin American Studies-ILAS. London, Reino Unido. p. 115-128.
- McGrath, D.G. 2000. Avoiding a tragedy of the commons: Recent developments in the management of Amazonian fisheries. In: A. Hall (Ed.) *Amazonia at the Crossroads: The Challenge of Sustainable Development*. University of London, Institute of Latin American Studies-ILAS, London, Reino Unido. p. 171-187.
- McGrath, D.G., Castro, F. & de Fudemma, C. 1994. Reservas de lago e o manejo comunitário de pesca no baixo Amazonas: Uma avaliação preliminar. In M.A. D'Incao & I. M da Silveira (Eds.). *A Amazônia e a Crise da Modernização*. Museu Paraense Emílio Goeldi-MPEGj, Belém, PA. p. 389-402.
- Nepstad, D.C., Moreira, A.G. & Alencar, A.A. 1999a. *A Floresta em Chamas: Orígens, Impactos e Prevenção de Fogo na Amazônia*. International Bank for Reconstruction and Development -World Bank, Brasília, DF.
- Nepstad, D.C., 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.
- 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: 34-46.
- Pires, A., Lima, D.M., Masterson, D., Moura, E. A., Queiroz, H., Ayres, J. M., Reis, M. & Marmontel, M. 1996. *Mamirauá Management Plan*. Sociedade Civil Mamirauá-SCM, Tefé, Amazonas, Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq, Brasília, DF & Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas-IPAAM, Manaus, AM.
- Poore, D., Burgess, P., Palmer, J., Rietbergen, S. & Synott, T. 1989. *No Timber without Trees: Sustainability in the Tropical Forest*. Earthscan, London, Reino Unido. (p. 197-202).
- Rainforest Alliance. 2001. Smartwood: Practical Conservation through Certified Forestry. <http://www.smartwood.org/>. Rainforest Alliance, New York, NY, E.U.A.
- 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: 248-255.
- Reis, A.C.F. 1982. *A Amazônia e a Cobiça Internacional*, 5th. ed. Civilização Brasileira, Rio de Janeiro, RJ.
- Repetto, R.C. 1988. *The Forest for the Trees?: Government Policies and the Misuse of Forest Resources* World Resources Institute, Washington, DC, E.U.A.
- Repetto, R.C. & Gillis, M. (Eds.). 1988. *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

- Robbins, C.F. 2000. *Mahogany Matters: The U.S. Market for Big-leafed Mahogany and its Implications for the Conservation of the Species*. <http://www.worldwildlife.org/forests/attachments/mahogany.pdf>. TRAFFIC-North America, Washington, DC, E.U.A.
- Rosa, M.O. & Ferreira, L. 2000. Áreas protegidas ou espaços ameaçados: O grau de implementação e a vulnerabilidade das unidades de conservação federais brasileiras de uso indireto. Série Técnica III, WWF-Brasil, Brasília, DF.
- Rudel, T.K. & Horowitz, B. 1993. *Tropical Deforestation: Small Farmers and Land Clearing in the Ecuadorian Amazon*. Columbia University Press, New York, NY, E.U.A.
- Sayer, J. 1991. *Rainforest Buffer Zones: Guidelines for Protected Area Managers*. Forest Conservation Program, International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources-IUCN, Gland, Suíça.
- Schwartzman, S., Moreira, A. & Nepstad, D. 2000. Rethinking tropical forest conservation: Perils in parks. *Conservation Biology* 14: 1351-1357.
- Schneider, R.R., Arima, E., Veríssimo, A., Barreto, P. & Souza Junior, C. 2000. *Amazônia Sustentável: Limitantes e Oportunidades para o Desenvolvimento Rural*. International Bank for Reconstruction and Development -World Bank, Brasília, DF & Instituto para o Homem e o Meio Ambiente na Amazônia-IMAZON, Belém, PA.
- SOS Amazônia. 1998. *Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Divisor (PNSD)*. SOS Amazônia & IBAMA, Rio Branco, AC.
- Terborgh, J. 1999. *Requiem for Nature*. Island Press, Washington, DC, E.U.A.
- Veríssimo, A., Barreto, P., Mattos, M., Tarifa, R. & Uhl, C. 1992. Logging impacts and prospects for sustainable forest management in an old Amazonian frontier: The case of Paragominas. *Forest Ecology and Management* 55: 169-199.
- Veríssimo, A., Moreira, A. Sawyer, D., dos Santos, I., Pinto L.P. & Capobianco, J.P.R. (Eds.). 2001. *Biodiversidade na Amazônia Brasileira: Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios*. Instituto Socioambiental & Estação Liberdade, São Paulo, SP. p. 450-455.
- Veríssimo, A., Souza Jr., C., Salomão, R. & Barreto, P. 2000. *Identificação de Áreas com Potencial para a Criação de Florestas Públicas de Produção na Amazônia Legal*. Ministério do Meio Ambiente-MMA & Food and Agriculture Organization of the United Nations-UN-FAO. Brasília, DF.
- Vieira, I.C.G. & Becker, B.K. 2010. A revisão do Código Florestal e o desenvolvimento do país. *Ciência Hoje* 46(274): 64-67.