

POLÍTICA DE CONSERVAÇÃO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA: ENTENDENDO OS DILEMAS

Philip M. Fearnside
Coordenação de Pesquisas em Ecologia-CPEC
Instituto Nacional de Pesquisas
da Amazônia-INPA
Av. André Araújo, 2936
C.P. 478
69011-970 Manaus-Amazonas

Fax: (92) 642-8909

Tel: (92) 643-1822

e-mail: pmfearn@inpa.gov.br

21 de janeiro de 2003

Resumo

A política de conservação na Amazônia brasileira está evoluindo rapidamente, a dinâmica de diferentes grupos de interesse afeta a economia política do uso da terra. Escolhas incluem a alocação de esforço entre áreas completamente e parcialmente protegidas e entre a criação de novas unidades de conservação e a consolidação de unidades existentes. Tensões são evidentes entre níveis diferentes de governo, grupos diferentes de organizações não-governamentais, e entre os setores público e privado. Ao mesmo tempo em que os interesses contraditórios desses setores apresentam muitas barreiras, eles também oferecem oportunidades para a conservação. Negociação com povos indígenas representa uma das áreas mais críticas para o futuro a longo prazo dos ecossistemas naturais da região.

PALAVRAS CHAVE: Amazônia, Biodiversidade, Conservação, Manejo florestal, Parques, Reservas

1. INTRODUÇÃO

Política de conservação na região da Amazônia Legal brasileira, de cinco milhões de km² (Figura 1) é assunto de muitas controvérsias. Decisões futuras são críticas para determinar os tipos de desenvolvimento que formam a paisagem em vastas áreas na região. A política de conservação na Amazônia enfrenta uma série de dilemas na alocação de recursos escassos nesta área. Desmatamento e degradação continuam a um ritmo rápido, assim fechando oportunidades para conservação e para desenvolvimento sustentável em geral. O presente trabalho tenta explicar algumas das controvérsias sobre o desenho de políticas de conservação para a região, que afetam terras dentro e fora das unidades de conservação. Com relação a virtualmente todos os assuntos existe uma gama de atores prontos para batalhar em nome dos seus interesses particulares. Por exemplo, grupos como fazendeiros de soja têm agendas que entram em conflito com as de organizações não-governamentais ambientalistas (ONGs). Cada organização apela para um bem maior, tal como a conservação da biodiversidade ou o alívio da pobreza. Estes apelos concorrentes criam dilemas para a formulação de políticas.

[Figura 1 aqui]

Neste trabalho as políticas e programas de conservação do Brasil são examinados à luz de uma teoria baseada em interesses da economia política da mudança do uso da terra na Amazônia (por exemplo, Rudel & Horowitz, 1993). Os interesses discrepantes de diferentes grupos ajudam a explicar a plethora de programas e de tipos de unidades de conservação na Amazônia. Decisões sobre a seleção de unidades de conservação e o processo de implementação são influenciadas pelos mesmos interesses e atores. Especialmente significativa é a importância dos povos indígenas nos esforços futuros de conservação. Este trabalho conclui enfatizando a necessidade de flexibilidade e as oportunidades apresentadas por estratégias para administração de conflito e negociação.

2. INTERESSES E A ECONOMIA POLÍTICA DE USO DE TERRA

(a) Governos ao Nível Federal, Estadual e Municipal

Governos ao nível federal, estadual e municipal (Figura 2) freqüentemente têm prioridades contraditórias para a criação de unidades de conservação. Essas contradições podem levar à perda de oportunidades para conservação e desenvolvimento sustentável. A solução prática pode ser de criar unidades federais, tais como Reservas Extrativistas (RESEX), Parques Nacionais (PNs) e Florestas Nacionais (FLONAs), quando a terra em questão pertence à União, e unidades estaduais, tais como Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS) e Florestas Estaduais, quando é terra dos governos estaduais. No caso da escolha entre RESEX e RDS, 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. Basear a escolha no nível de governo responsável pela terra resolveria este problema. Como é a política atual, devam ser ouvidos os

representantes dos governos estaduais quando são criadas unidades de conservação federais dentro de um estado, e devam ser ouvidas as autoridades ambientais federais quando são criadas unidades estaduais. Lapsos desta política podem ter resultados desastrosos, como no caso do anúncio em fevereiro de 2002 pelo governador do Pará que ele não permitiria a criação de nenhuma unidade de conservação federal adicional no seu Estado, após uma mobilização pelos prefeitos de municípios onde o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) pretendia criar 2,3 milhões de hectares de RESEX em terras confiscadas de grileiros (veja Pinto, 2002).

[Figura 2 aqui]

Alguns governos estaduais (tais como o do Pará) apóiam os governos municipais em não criar qualquer unidade de conservação que estes não querem. 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 passar tantas funções quanto possível (tais como, vigiar reservas) para os governos municipais. Comparado aos governos estaduais, os governos municipais normalmente estão mais sujeitos a pressões locais dos donos de serraria e outros grupos de interesse, diminuindo a prioridade para a conservação comparada a ganhos de curto prazo. Embora a contribuição dos governos municipais seja importante para tomada de decisões sobre unidades de conservação federais e estaduais, os governos municipais não deveriam ter poder de veto sobre a criação das unidades.

(b) *Política Partidária*

A política partidária é uma consideração onipresente em decisões sobre o estabelecimento de unidades de conservação. Particularmente ao nível estadual, as autoridades ambientais são atores diretos que gerem apoio político para os governadores que os designam, enquanto é provável que os políticos de partidos da oposição adotem posições adversárias sobre assuntos de conservação. Além disso, indivíduos chave nos órgãos federais e estaduais e em organizações não-governamentais (ONGs) freqüentemente têm ligações a partidos políticos e às vezes têm ambições eleitorais próprias. Cada unidade de conservação cria vencedores e perdedores, criando oportunidades para adquirir votos entre os grupos diferentes pelos políticos que apóiam não a qualquer determinada proposta de conservação. Dependendo da proposta, perdedores, tais como trabalhadores de serraria, podem ser mais numerosos e/ou ser mais prováveis a terem título eleitoral válido do que os vencedores, tais como extrativistas tradicionais e povos indígenas. Por exemplo, a demarcação da Área Indígena do Javari foi resistida pelos prefeitos dos municípios próximos e por representantes do Amazonas no Congresso Nacional (*Amazonas em Tempo*, 2000).

A relevância para as bases de apoio político é ilustrada pelas reservas de desenvolvimento sustentável como Mamirauá e Amanã (Figura 3) que são promovidas pelo governo do Estado do Amazonas no Corredor da Amazônia Central, que será implementado sob o Programa Piloto para Conservação das Florestas Tropicais do Brasil (PP-G7). Pode ser esperado que os residentes nas reservas que têm acesso preferencial aos recursos pesqueiros, além de receberem benefícios adicionais

modestos de programas sociais, tenham maior probabilidade de votar em candidatos apoiados pelo governador estadual que criou as reservas. Por outro lado, esforços mais antigos e geograficamente difundidos de organização social por parte da Igreja Católica e organizações associadas, tais como a Comissão Pastoral da Terra (CPT), freqüentemente aumentam a probabilidade de votos em candidatos da oposição. Isto pode levar pessoas que são ligadas a partidos políticos da oposição resistirem aos esforços de criação de reservas liderados pelo governo estadual no Corredor da Amazônia Central.

[Figura 3 aqui]

Além de oportunidades eleitoreiras entre as populações diretamente afetadas pela criação de uma unidade de conservação, vantagem política pode ser ganha também por meio de apelos a interesses mais universais na tentativa de influenciar eleitores em locais distantes (normalmente urbanos). Embora preocupações ambientais como biodiversidade e mudança de clima às vezes sejam enfatizadas por partidários de reservas, os oponentes freqüentemente se aproveitam da crença comum no Brasil de que o Mundo esteja comprometido em uma conspiração permanente para atacar a soberania brasileira sobre a Amazônia (por exemplo, Reis, 1982). Uma pesquisa sociológica da população na Amazônia brasileira revelou que 71% dos entrevistados concordaram com a afirmação “eu tenho medo que a Amazônia será internacionalizada” e 75% concordaram que “os estrangeiros estão tentando ocupar a Amazônia” (Barbosa, 1996). Isto cria uma tentação permanente para qualquer político denunciar ameaças reais ou imaginárias à soberania, já que dessa forma ele atrairia um número maior de eleitores. Gilberto Mestrinho é o mais conhecido por aplicação bem sucedida desta tática como uma base de apoio político (*A Crítica*, 1991a). Quando era governador do Amazonas, ele até ameaçou ordenar que a polícia militar metralhasse as equipes da Fundação Nacional do Índio (FUNAI) se elas tentassem demarcar terras indígenas no Estado (*A Crítica*, 1991b). Na condição de senador, ele 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). Recurso para a teoria de internacionalização aplica a todos os lados do espectro político, desde políticos conservadores como Mestrinho (do Partido do Movimento Democrático Brasileiro: PMDB) para os da esquerda política que, durante uma série de audiências públicas da Comissão sobre Meio Ambiente e Assuntos Amazônicos, da Assembléia Legislativa do Estado do Amazonas, em outubro de 1999, denunciou o projeto corredores ecológicos, do PP-G7, como um truque para internacionalizar a região.

Embora 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 de fracasso em conservar ecossistemas naturais são bastante reais. Não deve ser permitido que a política partidária impeça esforços para criar unidades de conservação enquanto oportunidades ainda existirem para fazer isto em grandes áreas.

(c) *O Setor Público versus o Setor Privado*

Tanto o setor público como o privado tem papéis na conservação amazônica. Alguns tipos de atividades, tais como operações de ecoturismo, são inerentemente mais eficientes se feitos pelo setor privado. Organizações não-governamentais têm se mostrado intermediários essenciais entre órgãos governamentais, tais como o IBAMA, e as comunidades locais em unidades de conservação. O Parque Nacional do Jaú (com um arranjo de co-gestão com o IBAMA e a Fundação Vitória Amazônica) e o Parque Nacional Serra do Divisor (com um arranjo semelhante com SOS Amazônia) são os melhores (e virtualmente os únicos) exemplos (Guazelli *et al.*, 1998; SOS Amazônia, 1998).

Concessões para exploração madeireira representam um assunto difícil em relações entre os setores público e privado. Argumentos para precaução são fornecidos pela experiência triste do sudeste asiático, onde companhias privadas de exploração madeireira destruíram ou severamente degradaram vastas áreas de floresta tropical nas terras públicas exploradas por meio de concessões (Repetto & Gillis, 1988).

3. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

(a) *Tipos de Unidades*

O Brasil tem uma ampla gama de tipos de unidades de conservação. Em muitos casos estes servem propósitos diferentes, enquanto em outros eles têm propósitos semelhantes, mas devem sua origem a órgãos governamentais diferentes. Áreas que são principalmente para manter ecossistemas naturais sem presença humana (com exceção de áreas pequenas designadas para pesquisa) foram classificadas antigamente como “áreas de uso indireto” na legislação brasileira, e a terminologia mudou recentemente 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. Em contraste, “áreas de uso sustentável” (antigamente chamadas de “áreas de uso direto”) promovem o uso de recursos naturais renováveis sob regimes de manejo que sustentam a produção enquanto mantendo as funções ecológicas principais do ecossistema natural. Estes incluem Florestas Nacionais (FLONAs) (Rankin, 1985; Reis, 1978), que são planejadas para “uso múltiplo”, mas predominantemente visam manejo para madeira, e Reservas Extrativistas (RESEX) (Allegretti, 1990; Fearnside, 1989a), que são planejadas para manejo de produtos não-madeireiros, tais como a seringa e a castanha do Pará. No Estado do Amazonas uma categoria nova de “Reserva de Desenvolvimento Sustentável” (RDS) foi criada em 1996, onde os residentes locais fazem o zoneamento da área, designando porções 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 que tem que permanecer sob cobertura florestal. Lutas legislativas estão em curso para definir 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 (Fearnside, 2000; ISA, 2001). Proprietários de terras privadas também podem manter áreas de terra para fins de conservação (assim isentando essas áreas do Imposto Territorial Rural-ITR),

registrando a terra, de forma irreversível, como uma “Área de Relevante Interesse Ecológico”. Além disso, podem ser designadas áreas como Áreas de Proteção Ambiental (APAs), onde a terra está sujeita a certos procedimentos de zoneamento projetados para limitar atividades prejudiciais mas onde há muitas formas de desenvolvimento (incluindo centros urbanos). Áreas indígenas, embora não 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.

(b) O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC)

O sistema de unidades de conservação no Brasil evoluiu rapidamente ao longo dos últimos 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). A lei foi aprovada depois de oito anos de deliberação face às diferenças intratáveis entre as várias partes interessadas. Desde a aprovação da lei, o processo de regulamentação se encontra em andamento em meio de várias lutas entre grupos de interesse diferentes (Bensusan, 2001). O processo de regulamentação define as regras específicas e procedimentos que governam como a lei será aplicada—um processo que é, freqüentemente, tal importante, na prática, quanto a própria lei. Enquanto isso, política de conservação está em um tipo de limbo, que está sendo aproveitado por vários grupos que estão ansiosos em apostar as suas reivindicações para tanto território amazônico quanto possível antes que a regulamentação esteja completa e o SNUC entrar em vigor. Por exemplo, em junho de 2001, o IBAMA obteve decretos apressadamente para novas florestas nacionais (FLONAs) (*Folha de São Paulo*, 2001), sem realizar as audiências públicas e outros passos que serão exigidos pelo SNUC. Esta é uma situação irônica, já que o IBAMA era um dos principais órgãos proponentes do SNUC. Tais inconsistências refletem as divisões profundas dentro do IBAMA, e entre todos os interessados no ambiente, sobre as políticas de conservação apropriadas para a Amazônia.

Vários grupos têm lutado para influenciar o SNUC, com o resultado que alguns dos alicerces mais básicos estão mal definidos ou incompatíveis. O mais fundamental é o que é conhecido com a questão de “as pessoas nos parques”, ou se deveriam ser permitidas populações humanas viver nos diferentes tipos de unidades de conservação. Um grupo de ONGs, chamado o “Grupo Pró-Unidades de Conservação” (liderado por FUNATURA e BIODIVERSITAS), apóia a visão de que deveria ser dada prioridade a unidades totalmente protegidas (unidades sem pessoas). O ponto de vista contrário é adotado por outro grupo que inclui tais organizações, tais como o Instituto Socio-Ambiental (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, inclusive uma Diretoria de Áreas Protegidas (DAP) dentro do Ministério do Meio Ambiente (MMA), e no IBAMA. Os chefes destes órgãos apóiam o lado “pessoas nos parques”, enquanto muitos dos funcionários que lidam com a questão na prática estão do outro lado da questão. Governos estaduais são universalmente a favor de unidades que mantêm populações

nelas, e freqüentemente querem um uso mais intensivo dos recursos naturais do que os seus equivalentes ao nível federal.

4. PROGRAMAS DE CONSERVAÇÃO

(a) Programa Piloto (PP-G7)

1.) Avaliação do PP-G7

O Programa Piloto para a Conservação das Florestas Tropicais do Brasil (PP-G7) foi anunciado pelos países G-7 na sua reunião em Houston em 1990, uma época em que a preocupação global com relação ao desmatamento amazônico atingiu em um ponto alto e a havia cobertura quase diária do assunto na imprensa internacional. Sob pressão dos seus eleitores, os líderes do G-7 (Canadá, França, Alemanha, Itália, Japão, Reino Unido e os E.U.A.) sinalizaram que eles 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. Quando o PP-G7 começou em 1993, os países G-7 só cometeram US\$250 milhões de fundos ao programa central, ou um sexto da quantia original, e até mesmo este valor teve de ser extraído dos países com um esforço considerável. Originalmente, esperava-se que o PP-G7 durasse três anos, mas demoras na iniciação de vários componentes, combinado com o desejo de todos os lados para continuar as atividades mais prósperas, resultado em extensão repetida do programa. É esperado que alguns componentes durem até 2010.

O PP-G7 é financiado pelos países de G-7 e administrado pelo Banco Mundial e o governo brasileiro. Componentes incluem o PD/A (projetos demonstrativos tipo “A”) para projetos de desenvolvimento sustentáveis em pequena escala levados a cabo por ONGs. Também são incluídos projetos para reservas extrativistas e terras indígenas. Um Sub-Programa dos Recursos Naturais (SPRN) inclui 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 promove iniciativas de manejo sustentável, incluindo projetos nas florestas nacionais (FLONAs). Outros componentes visam manejo das várzeas, ciência e tecnologia, e um programa especial para combater as queimadas. Podem ser encontradas informações sobre os vários componentes do Programa nos websites do Ministério do Meio Ambiente (Brasil, MMA, 2002), do Banco Mundial (World Bank, 2001), e Amigos da Terra-Amazônia Brasileira (2002).

2.) Sub-Programa dos Recursos Naturais (SPRN)

O Sub-Programa dos Recursos Naturais (SPRN) fortalece os órgãos estaduais de meio ambiente (OEMAs), incluindo atividades especiais dentro de Projetos de Gestão Ambiental Integrado (PGAIs) e um Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) de cada estado. O zoneamento foi um assunto particularmente controverso, com negociações entre autoridades federais e cada governo de estado, e que tem levado a demoras na implementação em alguns estados. Uma metodologia padrão (Becker & Egler, 1997) foi encorajada, embora cada estado tenha variações. Nitsch (1994) atacou o processo como sendo inerentemente inviável devido a contradições internas (veja refutações por da Costa, 1998; Schubart, 1997). Mahar (2000) revisou a experiência em

Rondônia, onde o governo do estado ordenou o zoneamento em lei, congelando o processo e complicando ajustes para aliviar problemas. Apesar de seu zoneamento, Rondônia continua sendo um dos estados mais ambientalmente destrutivos entre os nove estados da região (World Bank, 1997). Em contraste, o zoneamento exige maior proteção ambiental no Acre (Acre, Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, 2000) e Amapá (2000), que são os dois estados cujos governos favoreciam a conservação mais fortemente na época do zoneamento.

Embora o planejamento possa ser melhorado por esforços que usam o zoneamento para prever as futuras conseqüências de diferentes decisões de desenvolvimento, a realidade observada hoje é outra. O verdadeiro zoneamento está acontecendo (sem discussões de impactos) por grandes decisões, tais como a implantação dos eixos de desenvolvimento que fazem parte do programa Avança Brasil (Carvalho *et al.*, 2001; Fearnside, 2001a, 2002; Laurance *et al.*, 2001; Nepstad *et al.*, 2000). Estão sendo buscados bilhões de dólares em investimentos antes que sejam produzidos e debatidos os estudos ambientais, estudos de zoneamento e outras informações. O zoneamento está sendo feito, na prática, em grande escala, sem seguir quaisquer dos princípios que guiam o programa de zoneamento atualmente em andamento.

3.) Corredores Ecológicos

O projeto Corredores Ecológicos é projetado para promover uma administração coordenada dos diferentes tipos de unidades de conservação e terras indígenas em uma área contígua, inclusive a área intersticial que completa a paisagem dentro do corredor. Até agora apenas um corredor na Amazônia está sendo ativamente trabalhado (Corredor da Amazônia Central, centralizado nas Reservas de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá e Amanã e no Parque Nacional do Jaú). Quatro corredores adicionais foram esboçados nos primeiros planos para o projeto, que podem ser acrescentados a longo prazo. Ao contrário dos medos de alguns políticos, os corredores não congelam o desenvolvimento dentro dos seus limites; pelo contrário, eles podem facilitar a obtenção de ajuda para projetos de desenvolvimento sustentável destinadas a estas áreas.

4.) Reservas Extrativistas (RESEX)

As Reservas Extrativistas (RESEX), originaram de uma proposta feita em 1985 pelo Conselho Nacional dos Seringueiros, sob a liderança de Chico Mendes, e 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 agora totaliza mais de três milhões de hectares, e são propostas unidades adicionais. Foram criticadas as reservas extrativistas como condenando os seus residentes à pobreza e como financeiramente inviáveis, devido ao baixo preço dos produtos extrativistas, tais como a seringa e a castanha do Pará (Homma, 1996). No entanto, é importante perceber que a razão para criar reservas extrativistas é ambiental, ao invés de ser um meio barato de produzir borracha ou de sustentar uma população humana grande (Fearnside, 1997a). Isto é por que as reservas extrativistas são criadas como unidades de conservação pelo Ministério do Ambiente, em vez 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 originaram dos próprios extrativistas, e não das autoridades

governamentais. Em vez de condenar os residentes à pobreza, as reservas lhes oferecem uma renda melhor e mais estável que eles poderiam realisticamente esperar obter na ausência das reservas (Allegretti, 1996). A idéia de que os residentes foram enganados por ecologistas para renunciar a uma vida como fazendeiros prósperos (por exemplo, Benchimol, 1992) é completamente fictícia. Ao invés disso, eles seriam mais 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 ajudou com a comercialização e facilitou o acesso à saúde, educação e outros serviços.

5.) Terras Indígenas (PPTAL)

O Projeto Integrado para Proteção de Populações e Terras Indígenas na Amazônia Legal (PPTAL) produziu realizações concretas que afetam grandes áreas da região. Até agora, 29 milhões de hectares foram demarcados em 53 reservas, entre um total de 45 milhões de hectares em 160 reservas (Figura 4). O processo de demarcação nas terras indígenas restantes não incluídas no PPTAL tem sido muito mais lento do que as demarcações no PPTAL, e incluem praticamente todas as terras nos Estados de Mato Grosso e Rondônia. Esses estados, ironicamente, foram excluídos do PPTAL com base do argumento de que estes estados já tiveram financiamento para demarcação pelos empréstimos do Banco Mundial PRODEAGRO e PLANAFORO, respectivamente. A metodologia de demarcação participativa desenvolvida sob o PPTAL, com os próprios povos indígenas fazendo a demarcação em vez de ter o trabalho feito por uma empresa contratada, teve êxito tanto na execução a custo mínimo da tarefa e 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 resistir e enfraquecer a supervisão indígena da demarcação têm levado a um processo de aprendizagem para fortalecer a aplicação da metodologia ao longo do curso do PPTAL (de Oliveira, 2001). As 160 reservas no programa PPTAL tem uma população indígena de 62.000; encorajar esta população a resolver os seus próprios problemas com um mínimo de dependência em recursos e iniciativa externas é uma realização importante para a conservação.

[Figura 4 aqui]

O PPTAL ilustra o papel do Programa Piloto em alcançar uma meta que teria sido impossível para financiadores em potencial realizar 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 a povos indígenas provoca uma reação virtualmente alérgica em diplomatas e oficiais brasileiros. Qualquer país que oferecesse fundos para demarcar reservas indígenas seria rechaçado imediatamente como ofendendo a soberania brasileira. O componente indígena do Programa Piloto encontrou resistência deste tipo ao longo dos primeiros anos do Programa, mas soluções negociadas foram encontradas que permitiram o Brasil fazer muito progresso em direção a completar a sua meta anunciada de demarcar todas as terras indígenas, embora não antes de 1993, como requerido pela Constituição.

(b) ARPA: O “Projeto dos 10%”

Em 29 de abril de 1998, o presidente Fernando Henrique Cardoso anunciou um compromisso para criar áreas totalmente protegidas para aumentar a porcentagem de ecossistemas de floresta amazônica com este nível de proteção para 10% até 2004. Este esforço foi promovido pelo Fundo Mundial para a Natureza (WWF) e o Banco Mundial, como parte da campanha do WWF “florestas para a vida”. Até 2001, áreas totalmente protegidas que não sobrepõem com áreas indígenas respondiam por 3,6% do bioma amazônico, enquanto áreas de uso sustentável representavam 9,0% e terras indígenas 22,5% (Ferreira, 2001). O Projeto Áreas Protegidas da Amazônia – ARPA (também designado o Programa para Ampliar Áreas de Proteção Ambiental-PROAPAM), melhor conhecido como o “Projeto dos 10%”, foi criado dentro do Ministério do Meio Ambiente para alcançar esta meta.

(c) Agendas Positivas

As “Agendas Positivas”, ou uma série de prioridades para desenvolvimento e conservação que são negociadas entre os atores diferentes em cada estado, estão em andamento desde 1999. Este sistema foi criado pelo Ministro do Meio Ambiente em resposta ao aumento nas taxas de desmatamento desde 1999, e se tornou o principal determinante de prioridades para a Secretaria Especial da Amazônia (SCA), começando em abril de 2000 (Menezes, 2001). As agendas positivas são traçadas por consensos de 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 coleção de castanha do Pará nas ilhas no reservatório de Tucuruí é visto como uma grande realização para a abordagem das agendas positivas. Pelo fato que qualquer participante nas reuniões tem poder de veto efetivo sobre a inclusão de qualquer item na agenda, os resultados são freqüentemente fracos em medidas ambientais. A sua vantagem se encontra no amplo apoio para a implementação das recomendações que elas fazem.

5. DILEMAS DE MANEJO FLORESTAL

(a) Certificação versus Boicotes

Poucos debates são tão polarizados quanto os que cercam a questão de manejo e certificação florestal como uma medida de conservação, com visões que variam desde este uso sendo a “última chance” para a biodiversidade (por exemplo, Rainforest Alliance, 2001) até um “golpe ambiental” (e.g., Laschefski & Ferris, 2001). Certificação florestal, organizado pelo Conselho para Zelar pelas Florestas (FSC, 2001), é apoiado através de 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 minimizar impacto ambiental e pode causar dano significativo aos ecossistemas florestais (Bawa & Seidler, 1998; Bowles *et al.*, 1998; Robinson *et al.*, 1999). 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 com exploração descontrolada (Johns *et al.*, 1996). Se o cenário de referência que se vê como a 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 sendo “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 na região sob regimes diferentes de política, incluindo regimes com manejo florestal, poderiam ajudar em reduzir a disparidade entre as conclusões sobre as perdas ou benefícios que o manejo florestal traz para a biodiversidade.

Operações certificadas de manejo florestal têm aumentado rapidamente: Mil Madeireira (com operações florestais e serraria localizadas em Itacoatiara, Amazonas) foi certificado em 1997, GETHAL (com as operações florestais em Manicoré e a serraria de laminados em Itacoatiara, Amazonas) em 2000, e CIKEL (com operações florestais em Paragominas e serraria de laminados em Belém, Pará) em 2001. Embora o aumento em operações certificadas de manejo na Amazônia seja uma mudança significativa, a maioria 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 (Cotton & Romine, 1999; Eve *et al.*, 2000). A demanda para 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 ter destinos internacionais. Em 1997, foram consumidos dentro do país 86-90% da madeira colhida na Amazônia brasileira, e foram exportados apenas 10-14% (Smeraldi & Veríssimo, 1999, p.16). A demanda para madeira certificada na Europa e na América do Norte é, então, menos importante que a demanda dentro do Brasil. Os consumidores brasileiros são menos exigentes de produtos certificados do que as suas contrapartes na Europa e na América do Norte. O encorajamento de uma aliança entre ONGs estimulou um mercado doméstico pequeno, que tem crescido a partir de praticamente zero em 1997 (Smeraldi & Veríssimo, 1999; Amigos da Terra-Amazônia Brasileira, 2001).

O mogno representa uma exceção importante a generalizações sobre o peso relativo dos mercados domésticos e estrangeiros. O mogno fica em uma classe de preço aparte: US\$900/m³ de madeira serrada no portão da serraria, ou 3-6 vezes o preço de outras espécies comerciais (Smeraldi & Veríssimo, 1999), 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). Porque o mogno justifica a abertura de estradas madeireiras em áreas remotas, ele desempenha um papel catalítico no desmatamento na região (Fearnside, 1997b). A colheita ilegal desta espécie também está causando grande impacto sobre áreas indígenas e protegidas. Esforços para garantir a origem certificada desta espécie, e para boicotar produtos não-certificados, têm potencial alto para benefícios de conservação.

Boicotar a madeira tropical indiscriminadamente teria o efeito negativo de remover a razão financeira principal por pôr de lado áreas significativas de floresta manejada. No entanto, é a real ameaça 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 seja focalizada a ameaça de boicote somente sobre as operações que não se unem ao sistema.

(b) *Manejo Florestal versus Plantações Silviculturais*

Dentro do Brasil, a demanda para madeira de todos os tipos gera a pressão de exploração madeireira em florestas amazônicas. Ao contrário da convicção popular, a madeira de floresta tropical não é usada apenas, ou mesmo principalmente, para produtos de alto valor, tais como mobília e instrumentos musicais. O Brasil usa madeira tropical para praticamente tudo, inclusive azimbre, paletas, caixotes, construção, aglomerados e compensados. Substituir esta demanda com madeira de plantações somente acontecerá se madeira barata não for mais disponível a partir da colheita destrutiva das florestas amazônicas. No momento, 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). Esta situação poderia mudar se fossem implementadas políticas que criassem os mesmos tipos de limitações sobre o acesso livre aos recursos madeireiros que são necessárias para motivar o manejo florestal sustentável.

(c) *Sustentabilidade versus Lucros Financeiros*

O manejo florestal sustentável tem se tornado uma exigência da legislação brasileira e um objetivo que é endossado, pelo menos nominalmente, por todos. No entanto, o manejo enfrenta contradições fundamentais entre restringir a intensidade da colheita a níveis que permitirão a floresta regenerar e a maximização dos lucros financeiros aos madeireiros. Os madeireiros destruirão o recurso e investirão os lucros obtidos em outro lugar, se fazer assim resultaria em um retorno melhor sobre os seus investimentos, independente de qualquer promessa feita às autoridades governamentais sobre seguimento de um sistema de manejo sustentável. Porque as florestas tropicais crescem a uma taxa aproximadamente três vezes menor que os lucros que podem ser obtidos sobre capital investido em atividades concorrentes, o manejo sustentável permanecerá ilusório, a menos que sejam mudados os critérios de decisões econômicas (Fearnside, 1989b; também veja Clark, 1976).

O primeiro ciclo sempre produzirá mais madeira valiosa do que os ciclos subsequentes porque quem maneja a floresta pode vender as árvores grandes que levaram séculos para crescer. Aparte do custo inicial muito baixo da compra de terra, estas árvores grandes estão disponíveis sem nenhum custo fora da despesa de extração, enquanto que em ciclos futuros a operação terá que sofrer uma transição à venda apenas da quantidade de madeira que cresceu enquanto o investidor esperou e manteve a operação. Kageyama (2000) questiona a sustentabilidade de operações de manejo, na base da biologia populacional das árvores. Além disso, cálculos de sustentabilidade invariavelmente ignoram a probabilidade que 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 e a carga de combustível aumenta, e o sub-bosque fica mais seco, aumentando o risco de fogos futuros mais prejudiciais e da degradação completa da floresta (Cochrane & Schultz, 1999; Cochrane *et al.*, 1999; 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 valor é derivado, já que as taxas de crescimento das árvores das espécies de madeira de lei que são colhidas no primeiro ciclo são inerentemente muito baixas. Isto pode

incluir uma troca para espécies de crescimento rápido, assim como também para outras fontes potenciais de renda. Estas outras fontes de renda podem ser um fator fundamental no planejamento ao longo prazo de projetos de manejo florestal sustentável e do interesse de certos grupos em investir em “hedges” (tampões) contra futuras mudanças econômicas e ambientais.

A lógica para um projeto de manejo florestal sustentável (GETHAL) é descrito da seguinte maneira pelo seu originador (J. Forgach, comunicação pessoal, 2001). Se uma pessoa for cruzar um deserto, então a pessoa tem que saber quanta água, comida e outros materiais para levar para poder completar a viagem. No caso de 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 na floresta (complementado por alguma renda de fontes adicionais, tais como o ecoturismo). Se a intensidade de colheita adotada mantém a viabilidade financeira do projeto ao longo deste período de tempo, então o projeto emergirá no 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 pode ser alcançável naquela época a partir de benefícios de carbono e da vontade para pagar pelo valor de existência da biodiversidade. Isto seria completado por qualquer renda que poderia ser ganha de manejo das espécies de madeira “branca” (molhe) na 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 em curto prazo de biodiversidade são improváveis, devido, em parte, à sabedoria de esperar pelo governo brasileiro definir as suas políticas sobre o uso da biodiversidade. Atualmente, as políticas operacionais são fixas 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. Também, 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 temporariamente o interesse empresarial nestes recursos. A BIOAMAZONIA é 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 a liderança futura da BIOAMAZONIA permanece indefinida.

A lógica de “cruzar o deserto” se aplica aos benefícios para mudanças climáticas de maneira semelhante, até certo ponto, à lógica com relação à biodiversidade. O interesse em investimento em carbono, visando lucros a curto prazo, provavelmente será limitado, devido ao fato que o acordo sobre o Protocolo de Kyoto alcançado em Bonn em julho de 2001 exclui crédito para manutenção de floresta, no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, durante o primeiro período de compromisso do Protocolo (2008-2012). No entanto, a longo prazo, pode se esperar que as lutas políticas que estão por trás desta decisão mudem. A “quantidade atribuída” (cota nacional de emissões) de cada parte é renegociada para cada período de compromisso sucessivo, assim removendo a vantagem para os atores chaves (especialmente na Europa) de forçar certas partes (especialmente os Estados Unidos) a satisfazerem quase completamente por medidas domésticas relativamente caras os compromissos

assumidos em Kyoto (Fearnside, 2001b). As negociações ao longo do período de 3 ½ anos entre a conferência de Kyoto em 1997 e o acordo de Bonn em 2001 foram únicas porque os países industrializados já haviam aceitado quantidades atribuídas (cotas) específicas para o primeiro período de compromisso antes que as regras sejam definidas sobre tais questões como a inclusão do desmatamento evitado no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo. Para períodos de compromisso futuros, ajudaria incluir o desmatamento evitado para 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 inegável benefício líquido para o clima. O acordo de Bonn representa uma quebra com o padrão anterior de paralisia, podendo contribuir para convencer investidores importantes, tais como fundos de pensão, a iniciarem ou aumentarem investimentos em projetos de carbono a longo prazo. Na medida em que o efeito estufa piora e os esforços para combatê-lo ficam mais fortes e mais universais, pode ser esperado que o valor do carbono das florestas tropicais aumentasse dramaticamente. É provável que isto aconteça antes do final de um ciclo de 30 anos de manejo florestal iniciado agora.

(d) Valor agregado versus matérias primas

Uma pergunta periódica é até que ponto as operações de manejo florestal na Amazônia deveriam se esforçar para prover produtos de valor agregado (tais como laminados ou mobília), contra matérias primas como madeira bruta serrada ou, no extremo, 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 fiquem na região (por exemplo, Goodland & Daly, 1996). Analistas empresariais freqüentemente se opõem a isto porque mais dinheiro pode ser ganho exportando as matérias primas, já que as serrarias no estrangeiro desperdiçam menos madeira e produzem mercadorias com melhor qualidade e uniformidade, assim obtendo 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, é feito também o argumento que a expansão de manejo florestal de baixo impacto certificado está limitada pela quantidade de capital disponível para este propósito, e que o dinheiro “verde” disponível para este tipo de investimento seria usado melhor para maximizar a área sob manejo, ao invés de usá-lo para construir e manter as operações industriais muito caras que são necessárias para transformar a produção em mercadorias de valor agregado. Caso contrário, o resultado seria que o mercado de madeira seria abastecido pelas operações predatórias de exploração madeireira que dominam a cena hoje.

O emprego e renda de produtos de valor agregado são a razão pela qual o Brasil proíbe, desde 1965, a exportação de toras brutas. Embora a atratividade reduzida para o capital de investimento para operações de valor agregado seja evidente, 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 de se os cálculos do dano sejam 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 são incluídos

indicadores sociais e ambientais, assim dependendo do peso dado a estas outras considerações.

[Tabela 1 aqui]

No exemplo na Tabela 1, o valor do dano ambiental é crítico: se for menos que US\$650/ha, então a estratégia de matéria prima dá 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, então a estratégia de valor agregado é preferível. Qual caso reflete a realidade depende do cenário de referência: a orientação “copo meio-vazio” ou “copo meio-cheio” do observador. Se a operação é vista como tendo economizado o hectare manejado do desmatamento, então o “custo ambiental” é negativo (*i.e.*, há um benefício ambiental) e a estratégia de matéria prima é preferível. No entanto, se os impactos simplesmente são totalizados sem este benefício presumido (*i.e.*, o cenário de referência é floresta inalterada), então o custo ambiental excederá US\$650/ha e a estratégia de valor agregado é 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), a emissão em 1990 da exploração madeireira na Amazônia Legal era de 61 milhões de t C, da colheita de 24,6 milhões de m³ de toras (Fearnside, 1997c), 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 que se presume 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, p. 316) com 38 m³/ha colhidos ao longo de um ciclo de 30 anos, o estoque de carbono em equilíbrio presente sob manejo sustentável corresponde a uma perda de 14,9 tC/ha manejado (incluindo áreas em regeneração) quando comparado à floresta não explorada, um ganho de 18,0 tC/ha quando comparado à floresta explorada de forma predatória (caso que presume-se que não haja degeneração subsequente à exploração madeireira), e um ganho de 187,6 tC/ha quando comparado às áreas desmatadas. A US\$20/tC, estes valores de carbono correspondem a -US\$298, +US\$360, e +US\$3.752, respectivamente, por hectare. A vontade para pagar para manutenção de floresta seria mais alto se forem incluídos os benefícios da biodiversidade, além dos benefícios do carbono (veja Fearnside, 1997b, 1999b). Se um valor monetário fosse atribuído à criação de emprego, então o valor crítico mudaria para favorecer mais a estratégia de valor agregado.

(e) *Propriedades Privadas versus Concessões Florestais*

Iniciativas privadas são cada vez mais proeminentes em discussões sobre a política de conservação na Amazônia. Embora a criação de unidades de conservação pode ser proposta para algumas áreas, as vastas áreas de floresta restante fora de qualquer unidade existente sempre deixa a pergunta de 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 unidades de conservação, já que o baixo preço de madeira representa um fator fundamental que desencoraja investimento no manejo sustentável. O preço só aumentará quando a oferta diminuir comparada à demanda. Madeira de manejo

sustentável estará em desvantagem enquanto houver fornecimento de toras baratas colhidas de forma insustentável. Isto pode ser mudado através da criação de unidades de conservação para tornar grandes áreas de floresta indisponíveis à exploração, e pela aplicação rígida dos regulamentos florestais já existentes no Brasil. 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 conseqüente 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 a partir do manejo sustentável nestas áreas. Mais da metade dos 15,2 milhões de hectares de FLONAs na Amazônia sobrepõem com áreas indígenas, assim reduzindo a área disponível para manejo para 8 milhões de hectares. O PNF espera ter 20 milhões de hectares sob manejo dentro de 10 anos, e seria esperado que a área em FLONAs totalizasse 50 milhões de hectares para alcançar a meta de suprir o mercado (Deusdará Filho, 2001, p. 395). Um total de 115 milhões de hectares, ou 23% da Amazônia Legal, são 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 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 ao outro lado. Efeitos que contrapõem esta desvantagem, do ponto de vista do investidor, são a liberação da necessidade para comprometer capital para comprar a terra e a expectativa da proteção do governo para defender a terra contra invasão.

Um 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 por um período de cinco anos a CEMEX, uma companhia com uma serraria de laminados em Santarém (84 km por estrada asfaltada da área). A companhia paga R\$6/m³ de toras (equivalente a US\$2,40 em julho de 2001), com o direito de colher 30 m³/ha. O custo para a serraria é, então, 30 X R\$6 = R\$180/ha, ou aproximadamente seis vezes o preço de compra de áreas de floresta, com 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 quantia de madeira de alta qualidade destas espécies é insuficiente para ser fornecida pelos 30 m³/ha permitidos de colheita total, assim levando à tentação para invadir áreas vizinhas na FLONA para remover madeira valiosa. Devem ser projetados sistemas de concessão com os ciclos completos de manejo e de atividades econômicas incluídos. Concessões devem ser de longo prazo para dar a motivação para usar métodos sustentáveis, preferivelmente sujeito a inspeções periódicas e renovações no decorrer do termo da concessão (Poore *et al.*, 1989, p. 197-202).

6. DILEMAS NA ESCOLHA DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

(a) *Novas Unidades de Conservação versus Consolidação de Unidades Existentes*

Apesar da sabedoria convencional de que “parques de papel” representam um grande mal, eles desempenham, na realidade, um papel importante no processo de conservação na Amazônia. Decretar áreas como reservas dos vários tipos antes de ter fundos adequados do governo para “implantar” as unidades, inicie um processo que pode conduzir a obter os recursos. Se fosse esperar ter verbas adequadas para implantação antes de decretar a reserva, o resultado prático seria que muito poucas reservas seriam criadas porque o governo raramente tem verbas adequadas, até mesmo para as suas próprias despesas operacionais. Na medida em que se aproxima à fronteira de desmatamento, o custo aumenta dramaticamente, e as invasões tornam a criação de reservas politicamente impossível. Frequentemente (mas não sempre) apenas a presença do parque de papel intimida muitos invasores.

A FLONA Tapajós oferece um exemplo: a porção menos-afetada da área é a porção sul, onde não houve quase nenhum investimento pelo governo em vigilância, pesquisa, manejo florestal e programas de desenvolvimento comunitário. A mera existência de uma unidade de conservação tem um efeito significativo na inibição do desmatamento.

Ao mesmo tempo em que o sistema de unidades de conservação deve ser ampliado rapidamente, com atenção devida para providências para consulta pública e outras exigências do SNUC, deve ser cumprida a responsabilidade do governo para defender e manter unidades existentes. O sério estado de degradação e invasão ilegal de algumas unidades existentes indica a necessidade de ação forte por parte das autoridades governamentais para evitar a destruição completa destas unidades (por exemplo, Fearnside & Ferreira, 1985; Rosa & Ferreira, 2000). Exemplos destes incluem as FLONAs Jamarí e Bom Futuro, em Rondônia, e o Parque Nacional Serra do Divisor, no Acre.

(b) Unidades de Conservação Bem Financiadas versus Unidades Baratas

Dado a natureza sempre-inadequada de verbas e pessoal para criação de reservas, o dilema sempre está presente: ou usar os recursos disponíveis para criar poucas reservas bem financiadas ou muitas unidades baratas. A idéia de evitar estimular uma demanda para unidades de conservação até que mais recursos estejam disponíveis, assim evitando a criação de expectativas irreais por parte das populações locais, é uma fórmula certa para não fazer nada. Só estimulando a demanda das populações locais leva os vários órgãos governamentais envolvidos a criar as áreas e depois fornecer infra-estrutura e programas para melhorar o padrão de vida das populações residentes.

Um caso ilustrativo é o corredor da Amazônia Central, onde várzea compõe a maior parte da área “intersticial” (*i.e.*, a área entre as unidades de conservação estabelecidas). Uma demanda muito mais forte existe para estabelecimento de Reservas de Desenvolvimento Sustentável (RDS), tais como Mamirauá e Amanã, para manejo da pesca na várzea do que é o caso para áreas de terra firme, ou até mesmo para 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 apoio imediato da população local. Isto pode ser usado para alavancar apoio para a RDS como um todo, até mesmo se nada esteja oferecida para a gama extensiva de programas associada a uma reserva como Mamirauá. Atividades em reservas de RDS novas nestas áreas poderiam começar com a pesca e somente evoluir posteriormente para uso de outros recursos na várzea, depois seguido

pela terra firme. O risco de levantar esperanças enquanto permanecendo incapaz de entregar resultados pode ser reduzido se menos é prometido. O custo pode ser modesto: Amanã tem somente oito funcionários para uma área de 2,35 milhões de hectares, maior que o Estado de Sergipe.

(c) Local Perto ou Longe da Fronteira de Desmatamento

A escolha de locais para criação de unidades de conservação influencia fortemente o custo de estabelecer e manter as unidades. Locais próximos às áreas de desmatamento ativo são normalmente de alto custo, além da provável resistência política contra criação de reservas. Em termos de estabelecer áreas significativas de unidades de conservação, é então sábio dar prioridade às reservas longe da fronteira. Um fator a favor de reservas perto da frente de desmatamento é a raridade de unidades existentes que protegem amostras de vários tipos de vegetação ao longo da transição entre floresta e cerrado, que é o local atual do “arco de desmatamento”. Um segundo fator é a probabilidade que estas áreas seriam derrubadas no futuro próximo na ausência das unidades de conservação, assim contribuindo para a “adicionalidade” de desmatamento evitado nestas áreas como contribuição para reduzir as emissões de gases de efeito estufa (Fearnside, 1999a). Além disso, a atratividade política de espalhar os recursos do PP-G7 tão uniformemente quanto 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. Deveria ser colocada prioridade na expansão rápida de unidades de conservação em áreas relativamente pouco ameaçadas, longe da frente de desmatamento.

(d) Distribuição de Esforço entre Áreas Completamente e Parcialmente Protegidas

O debate sobre “pessoas nos parques” é central à pergunta de como o esforço é alocado completamente e parcialmente entre áreas protegidas. Em um extremo do espectro, argumentos a favor de concentrar os 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 estas áreas chegarão ao seu ponto final de desolação praticamente completa (por exemplo, Terborgh, 1999). Os que estão a favor de colocar prioridade em 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 porque falta o apoio popular de habitantes locais que possam defender as florestas mais efetivamente contra invasores do que guardas pagos pelo governo (Schwartzman *et al.*, 2000a; veja críticas por Terborgh, 2000 e por Redford & Sanderson, 2000 e a resposta de Schwartzman *et al.*, 2000b). Embora a caça e outras atividades dos povos tradicionais podem reduzir a biodiversidade em comparação com a floresta despovoada, a convergência de muitos objetivos entre os que buscam assegurar os direitos de posse da terra aos povos tradicionais e os que estão principalmente interessados na conservação da biodiversidade oferece um grande campo para alianças com ganhos para ambos os grupos de interesse (Redford & Stearman, 1993). São colecionados debates sobre este tópico controverso em Kramer *et al.* (1997) e Brandon *et al.* (1998).

Uma certa tensão é evidente entre vários atores governamentais e não-governamentais nas suas prioridades para criar áreas de uso sustentável, tais como RESEX, FLONA e unidades de RDS, versus áreas totalmente protegidas, tais como parques nacionais, reservas biológicas e reservas ecológicas (antigamente estações ecológicas). A promessa do Presidente Fernando Henrique Cardoso de aumentar a porcentagem de floresta amazônica sob proteção total para 10% da sua extensão original até 2004 seria alcançada facilmente criando novas unidades de conservação de uso sustentável, cada um 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. As áreas centrais intocáveis podem contar para a meta de 10% (a estratégia atual da ARPA). Esta estratégia ajuda, em ganhar o apoio comunidades locais e em conter o temor de alguns governos estaduais de que a conservação inibisse o desenvolvimento e que seria feita de forma de “só criar unidades de conservação para os criar”.

(e) *Peso Relativo de Fatores na Seleção de Locais para Reservas*

O peso relativo de fatores considerados na seleção de locais para reservas pode afetar fortemente as escolhas feitas. Um conjunto de fatores é biológico, por exemplo a representatividade dos ecossistemas incluídos em uma unidade proposta e a contribuição que isto faz aos objetivos gerais de proteger pelo menos alguma área de cada um dos tipos de vegetação existentes (por exemplo, Fearnside & Ferraz, 1995; Ferreira, 2001; Ferreira *et al.*, 2001). Em 1990, Conservação Internacional (CI) organizou um evento em Manaus conhecido como “Workshop 90” para aplicar informação sobre diversidade e endemismo em diferentes grupos taxonômicos de plantas e animais, solos, e o nível de conhecimento biológico dos diferentes regiões para localizar áreas de prioridade para conservação (Rylands, 1990). Um 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 apontados como sendo mais diversos simplesmente como um artefato de ser estudado melhor (Nelson *et al.*, 1990). O cruzamento de conhecimento pobre com diversidade alta resulta, então, em quase a região inteira sendo identificada como sendo de prioridade alta (Veríssimo *et al.*, 2001: 450-455).

Quando o grau de ameaça é acrescentado como um critério, as grandes áreas de floresta restante na Amazônia brasileira levam esta área a receber uma avaliação mais baixa do que as áreas altamente ameaçadas em outros lugares no Brasil, assim como na mata Atlântica e nos restos do cerrado (Dinerstein *et al.*, 1995). A lógica de “triagem” pode resultar em pouco ou nenhum esforço sendo 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 prioridade mais alta a estas áreas do que para a Amazônia brasileira (Myers *et al.*, 2000).

Usando a meta de obter proteção de pelo menos 10% de cada tipo de paisagem (baseado em vegetação e solo) com uma priorização baseada em vulnerabilidade (uma função de distância de estradas, áreas de assentamento e desmatamento existente), conectividade (inclusive proximidade com áreas indígenas e áreas de uso sustentável), Ferreira (2001) desenvolveu um procedimento para identificar áreas de prioridade para estabelecimento de novas unidades de conservação. Critérios sociais adicionais (junto com prioridades biológicas semelhantes às do Workshop 90) foi aplicado em

um seminário realizado em Macapá em 1999, resultando na identificação de 265 áreas de prioridade “extrema” e 105 áreas de prioridade “alta” (ISA *et al.*, 1999). Este é atualmente a base do sistema usada pelo Programa Nacional de Diversidade Biológica (PRONABIO) para estabelecer 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 que resulta de limites naturais e em barreiras naturais contra a invasão (Peres & Terborgh, 1995). Um conjunto adicional de fatores pode ser chamado de “fatores oportunistas”. Estes incluem oportunidades para criação de reservas que freqüentemente surgem, independente de fatores biológicos e sociais. A habilidade de Paulo Nogueira Neto (1991) capitalizar em tais oportunidades desempenham um papel fundamental na criação do sistema brasileiro de estações ecológicas nos anos setenta. Um exemplo de uma oportunidade contemporânea é a abolição da Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM) em 2001, que levanta a pergunta do futuro da área experimental de 72.000 ha de manejo florestal daquele órgão em Curuá-Una (por exemplo, Dubois, 1971). A área aparentemente já está ameaçada com invasão por madeireiros ilegais. Considerando que esta é terra federal, poderia ser convertida em uma FLONA com relativa facilidade.

7. DILEMAS NO PROCESSO DE IMPLANTAÇÃO

(a) Políticas sobre Remoção e Compensação de Ocupantes e Invasores

O pensamento sobre estabelecimento e gerencia de unidades de conservação evoluiu muito nos anos recentes, com aceitação crescente da continuação da presença das populações tradicionais vivendo dentro das unidades de conservação que são criadas nas áreas por eles habitadas. No entanto, isto não resolve o problema de lidar com os invasores que entram nestas unidades depois. Se estes invasores são recompensados com acesso especial a assentamento pelo governo e a programas de ajuda, um incentivo perverso é criado que encoraja invasões ilegais adicionais. Uma mão firme com invasores é indicada então, e uma distinção clara deve ser mantida entre “ocupantes” que estavam na área antes da criação da unidade de conservação e “invasores” que chegam depois. Situações mais delicadas surgem onde os habitantes de unidades de conservação prósperas convidam os seus parentes e amigos de áreas fora da reserva (freqüentemente só uma questão de mudar de um lado de um rio para o outro).

A remoção de população, para a qual IBAMA dá o termo Orwelliano de “desintrusão”, é controversa devido à necessidade de sustentar a população removida e a falta crônica de verbas nas agências responsáveis pelos diferentes tipos de reservas. Políticas de re-assentamento do Banco Mundial são mais rígidas do que as que se aplicam a programas financiados completamente por fontes brasileiras, resultando no fato que esforços para criação de reserva, que freqüentemente incluem financiamento do Banco Mundial, excluem qualquer caso onde a remoção de invasores seria necessária. Por exemplo, a área indígena Raposa Serra do Sol, em Roraima, foi tirada da lista das áreas a serem demarcadas sob o PPTAL do programa PP-G7 porque cumprir com as políticas do Banco Mundial sobre re-assentamento tornaria a demarcação inviável e assim bloquearia o PPTAL como um todo. Ironicamente, as políticas de re-assentamento do Banco Mundial tinham sido

fortalecidas devido à crítica (bem merecida) sobre a falta de provisão adequada para populações, na sua maioria tribais, que foram deslocadas pelas represas do rio Narmada, na Índia (por exemplo, Morse *et al.*, 1992), mas teve o resultado não intencional de negar aos povos indígenas na Amazônia a proteção contra invasão das suas terras.

(b) 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. Ambos os governos britânico e alemão têm políticas firmes quanto aos esforços de conservação que eles financiam para 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 poderia delimitar alguns hectares de área de favela em uma grande cidade, como Manaus e poderia prover esta área com programas para saúde, educação, e geração de renda em pequena escala a muito menor custo 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 aliviaria 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 de alívio da pobreza em áreas urbanas são pequenos ou até mesmo negativos. A pergunta “desenvolvimento sustentável para quem?” sempre deve ser a respondida, e quando lidando com política de conservação a resposta sempre deve ser “Para aqueles que protegem o meio ambiente”.

Na alocação de dinheiro para alívio da pobreza em unidades de conservação, a pergunta invariavelmente surge 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 em degraus: todos os residentes em uma unidade de conservação deveriam ser trazidos primeiro até 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 que é excluída das unidades de conservação. Um exemplo é fornecido pelos recursos pesqueiros em 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 de Manaus, Manacapuru e Tefé que são excluídos? Embora é frequentemente alegado que há peixe suficiente para todo mundo, é preciso dizer que haverá uma perda para as pessoas excluídas. “Peixeiros” (barcos de pesca grandes de fora da área) são inerentemente predatórios porque este tipo de colheita é economicamente racional em uma situação de acesso aberto (*i.e.*, a “Tragédia dos Comuns”, *sensu* Hardin, 1968). A captura total de peixes dos lagos protegidos melhorará porque a produtividade aumenta sob manejo comunitário e

porque a alternativa de acesso aberto não é sustentável (McGrath, 2000; McGrath *et al.*, 1994; Pires *et al.*, 1996).

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

Os pescadores que são excluídos 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, isto representa uma redução no saldo líquidos de benefícios de alívio de pobreza.

(c) 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 freqüentemente discutida (por exemplo, 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 freqüentemente 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 no caso das áreas de assentamento ao longo de dois lados da FLONA Tapajós. Nestes casos, fornecer serviços à zona tampão representaria um “buraco negro” para fundos, já que as populações são grandes e os fundos são limitados. Ao mesmo tempo, há exige demandas que excedem em muito a capacidade financeira para assistir as pessoas que já estão na FLONA Tapajós, tanto em áreas tradicionais ao longo do rio Tapajós como em um enclave de assentamento dentro da reserva (Comunidade de São Jorge). Em geral a presença das pessoas em unidades de conservação faz a administração da zona tampão menos crítica na Amazônia do que em outras partes do Mundo.

A colocação de áreas totalmente protegidas adjacente a assentamentos, e vice-versa, aumenta o risco das áreas protegidas serem invadidas. Uma maneira para evitar isto é a colocação de FLONAs ou outras áreas de uso sustentável para servir como tampões entre áreas de assentamento e reservas. O Estado do Acre está seguindo esta estratégia ao longo do lado sul da rodovia BR-364 entre Rio Branco e Cruzeiro do Sul. Infelizmente, o Estado do Amazonas, no outro lado da rodovia, não adotou medidas semelhantes para conter a expansão da frente de desmatamento da BR-364.

8. NEGOCIAÇÃO COM POVOS INDÍGENAS

Negociação com povos indígenas é uma área crucial para política de conservação amazônica que hoje é quase inexistente. As terras indígenas representam áreas de ecossistemas naturais muito maiores do que todos os tipos de unidades de conservação juntos, e o destino futuro das terras indígenas será, portanto, um fator

dominante no destino destes ecossistemas. De longe, os povos indígenas tiveram um histórico muito melhor de manter os ecossistemas naturais em volta deles do que as outras populações na Amazônia. No entanto, é importante entender que povos indígenas não são inerentemente conservacionistas, como às vezes é presumido, e que pode ser esperado que eles respondam aos mesmos estímulos econômicos que induzem os outros atores a destruir e degradar as florestas. Este seria um grande erro 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 para defender e manter as florestas deles que os dão um papel, até agora não remunerado, no fornecimento de serviços ambientais. Para planejar o seu futuro, os povos indígenas precisam ver que o seu papel conservacionista é valioso e também é a fonte de sustentação.

Até agora foram restringidas as recompensas deste papel aos benefícios modestos de programas especiais, assim como o PP-G7. Estes incluem o programa PPTAL para demarcação de terras indígenas. O programa de PROMANEJO financiou um projeto de manejo florestal certificado para a tribo Xikrin que teve sua primeira colheita em 2000. Os Projetos Demonstrativos para Povos Indígenas (PDPI) esperam aplicar o modelo dos Projetos Demonstrativos Tipo “A” (PD/A) aos projetos de desenvolvimento sustentável em áreas indígenas no futuro próximo. Projetos comunitários sustentáveis como estes precisam ser encorajados em uma escala mais ampla. Entretanto, como também é o caso de projetos semelhantes em todo o programa PP-G7, falta uma compreensão pelos recipientes que a razão pelo qual eles recebem estes benefícios é ambiental, e, portanto, que eles precisam manter e fortalecer a habilidade deles para prover serviços ambientais.

9. CONCLUSÕES

A necessidade de flexibilidade para lidar com os numerosos dilemas na definição da política de conservação na Amazônia é evidente. Envolvimento dos povos locais está se mostrando cada vez mais ser uma chave ao sucesso de esforços de conservação, inclusive a definição e defesa de zonas totalmente protegidas dentro das unidades de conservação que incluem usos de recursos renováveis. O equilíbrio de responsabilidade e autoridade entre os níveis diferentes de governo é uma fonte de tensão sobre a criação de novas unidades de conservação. Conflitos inerentes de interesse entre estes e outros atores são inevitáveis, portanto fazendo com que seja fundamental para a política de conservação fazer uma negociação efetiva e administrar os conflitos. 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 apropriados para estes povos serão críticos para o futuro, em longo prazo destes povos e das florestas deles. O ritmo rápido do desmatamento e das outras formas de destruição está fechando as oportunidades para conservação e para uso sustentável tanto dentro como fora das unidades de conservação. Isto significa que o Brasil tem que agir para definir prioridades e proceder com a expansão e fortalecimento do seu sistema de unidades de conservação na Amazônia agora.

10. GLOSSÁRIO

ARPA: Projeto Áreas Protegidas da Amazônia

BIOAMAZONIA: Associação Brasileira para o Uso Sustentável da Biodiversidade da Amazônia

CI: Conservação Internacional

EIA/RIMA: Estudo de Impacto Ambiental / Relatório sobre Impactos no Meio Ambiente

IBAMA: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

FLONA: Floresta Nacional

FOE: Amigos da Terra

FUNAI: Fundação Nacional do Índio

INPA: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia

ISA: Instituto Socio-Ambiental

ITTO: Organização Internacional de Madeira Tropical

OEMA: Órgão Estadual Ambiental

ONG: Organização Não-Governamental

PD/A: Projetos Demonstrativos Tipo “A”

PDPI: Projetos Demonstrativos para Povos Indígenas

PGAI: Projeto de Gestão Ambiental Integrado

PP-G7: Programa Piloto para a Conservação das Florestas Tropicais do Brasil

PPTAL: Projeto para Proteção de Populações e Terras Indígenas na Amazônia Legal

PROAPAM: Programa para Expansão e Consolidação de um Sistema de Áreas Protegidas na Região Amazônica

PROBEM: Programa Brasileiro de Ecologia Molecular para o Uso Sustentável de Biodiversidade de Amazônia

PROMANEJO: Projeto Pró-Manejo

PRONABIO: Programa Nacional de Diversidade Biológica

RDS: Reservas de Desenvolvimento Sustentável

RESEX: Reserva Extrativista

SNUC: Sistema Nacional das Unidades de Conservação

SPRN: Sub-Programa dos Recursos Naturais

SUDAM: Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia

TNC: The Nature Conservancy

WWF: Fundo Mundial para a Natureza

ZEE: Zoneamento Ecológico-Econômico

LITERATURA CITADA

Acre, Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. 2000. *Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre. 1ª Fase*. Secretaria de Estado de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente-SECTMA, Rio Branco, AC. 3 vols.

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. 1990. Extractive reserves: An alternative for reconciling development and environmental conservation in Amazonia. In A. B. Anderson (Ed.), *Alternatives to Deforestation: Steps toward Sustainable Use of Amazonian Rain Forest*. Columbia University Press, New York, E.U.A. p. 252-264.

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.

Amapá. 2000. *Atlas - Zoneamento Ecológico Econômico da Área Sul do Estado do Amapá*. Ministério do Meio Ambiente-MMA, Brasília, DF & Governo do Amapá, Macapá, Amapá.

Amazonas em Tempo [Manaus]. 2000. “Javari pode ganhar reserva”, 13 de maio de 2000. p. A-8.

Amigos da Terra-Amazônia Brasileira. 2001. Políticas Públicas. Programa Piloto. http://www.amazonia.org.br/guia/index.cfm?cat_id=9&subcat_id=43. Amigos da Terra-Amazônia Brasileira, São Paulo, SP.

- 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.
- Becker, B. K., & Egler, C. A. G. 1997. *Detalhamento da Metodologia para Execução do Zoneamento Ecológico-Econômico pelos Estados da Amazônia Legal*. Ministério do Meio-Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal-MMA & Secretaria de Assuntos Estratégicos-SAE, Brasília, DF.
- Benchimol, S. 1992. *Amazônia: A Guerra na Floresta*. Civilização Brasileira, Rio de Janeiro, RJ.
- Bensusan, N. 2001. Notas sobre o processo participativo de regulamentação do SNUC. Instituto Socioambiental, Brasília, DF.
- Bowles, I., Rice, R. E., Mittermeier, R. A., & Fonseca, G. A. B. 1998. Logging and tropical forest conservation. *Science* 280: 1899-1900.
- Brandon, K., Redford, K., & Sanderson, S. (Eds.). 1998. *Parks in Peril: People, Politics and Protected Areas*. Island Press, Covelo, California, E.U.A.
- Brasil, MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2002. Programa Piloto para Proteção das Florestas Tropicais do Brasil--PPG – 7. <http://www.mma.gov.br/port/sca/fazemos/ppg7/apresent.html>. MMA, Brasília, DF.
- Carvalho, G., Barros, A. C., Moutinho, P., & Nepstad, D. 2001. Sensitive development could protect Amazonia instead of destroying it. *Nature* 409: 131.
- 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.
- Cotton, C., & Romine, T. 1999. Facing destruction: A Greenpeace briefing on the timber industry in the Brazilian Amazon. Greenpeace International: Amsterdam, Paises Baixos.

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.

da Costa, W. M. 1998. Ofício SCA/MMA/No. 084/98. [carta a Christoph Diewald, Banco Mundial, Brasília, março de 1998]. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, Secretaria de Coordenação da Amazônia, Brasília, DF.

de Oliveira, J. P. 2001. As demarcações participativas e o fortalecimento das organizações indígenas. Museu Nacional, Rio de Janeiro, RJ.

Deusará Filho, R. 2001. “Programa Nacional de Florestas”, in V. Fleischresser (Ed.) *Causas e Dinâmica do Desmatamento na Amazônia*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. p. 389-396.

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..

Dubois, J. L. C. 1971. *Silvicultural Research in the Amazon*, Food and Agricultural Organization of the United Nations (FAO) Technical Report No. 3. (FAO:SF/BRA 4). FAO, Roma, Itália.

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. 1989a. Extractive reserves in Brazilian Amazonia: An opportunity to maintain tropical rain forest under sustainable use. *BioScience* 39: 387-393.

Fearnside, P. M. 1989b. 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.

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. 1999a. Forests and global warming mitigation in Brazil: Opportunities in the Brazilian forest sector for responses to global warming under the 'Clean Development Mechanism'. *Biomass and Bioenergy* 16: 171-189.
- Fearnside, P. M. 1999b. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: Risks, value and conservation. *Environmental Conservation* 26: 305-321.
- Fearnside, P. M. 2000. Código florestal: O perigo de abrir brechas. *Ciência Hoje* 28(163): 62-63.
- Fearnside, P. M. 2001a. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation* 28: 23-38.
- Fearnside, P. M. 2001b. 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(5)(no prelo).
- Fearnside, P. M., & Ferraz, J. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. *Conservation Biology* 9: 1134-1147.
- Fearnside, P. M., & de Lima Ferreira, G. 1985. Roads in Rondonia: Highway construction and the farce of unprotected reserves in Brazil's Amazonian forest. *Environmental Conservation* 11: 358-360.
- 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 Ph.D. em ecologia. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia & Universidade 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.

Folha de São Paulo. 2001. "Amazônia ganha duas novas Flonas", 07 de junho de 2001, p. A-18.

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.

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.) *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. 35-61.

ISA (Instituto Socioambiental). 2001. Florestas e cerrados brasileiros de novo sob a ameaça das motosserras. <http://www.codigoflorestal.com.br/index.asp>. ISA. São Paulo, SP.

ISA (Instituto Socioambiental), IMAZON (Instituto do Homem e do Meio Ambiente da Amazônia), IPAM (Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia), ISPN (Instituto Sociedade, População e Natureza), GTA (Grupo de Trabalho Amazônico) & CI (Conservation International). 1999. Seminário Consulta de Macapá 99: Avaliação e identificação das ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade da Amazônia. (<http://www.isa.org.br/bio/index.htm>). ISA, São Paulo, SP.

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.

Kramer, R., van Schaik, C., & Johnson, J. (Eds.). 1997. *Last Stand: Protected Areas and the Defense of Tropical Biodiversity*. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.

Laurance, W. F., Cochrane, M. A., Bergen, S., Fearnside, P. M., Delamônica, P., Barber, C. D'Angelo, S., & Fernandes, T. 2001. The Future of the Brazilian Amazon. *Science* 291: 438-439.

Laschefski, 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.

Menezes, M. A. 2001. O controle qualificado do desmatamento e o ordenamento territorial na região amazônica. In: V. Fleischesser (Ed.) *Causas e Dinâmica do Desmatamento na Amazônia*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. p. 103-151.

Morse, B., Berger, T., Gamble, D., & Brody, H. 1992. *Sardar Sarovar: Report of the Independent Review*. Resources Futures International, Ottawa, Canadá.

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.

Myers, N., Mittermeier, C. G., Mittermeier, R. A., da Fonseca, G.A.B., & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Nelson, B. W., Ferreira, C. A. C., da Silva, M. F., & Kawasaki., M. L. 1990. Endemism centres, refugia and botanical collection density in Brazilian Amazonia. *Nature* 345: 714-716.

Nepstad, D. C., Moreira, A. G., & Alencar, A. A. 1999a. *A Floresta em Chamas: Origens, Impactos e Prevenção de Fogo na Amazônia*. International Bank for Reconstruction and Development -World Bank, Brasília, DF.

Nepstad, D. C., Alencar, A., Nobre, C. V., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M., & Brooks, V. 1999b. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508.

Nepstad, D., Capobianco, J. P., Barros, A. C., Carvalho, G., Moutinho, P. Lopes, U., & Lefebvre, P. 2000. Avança Brasil: Os Custos Ambientais para Amazônia.

(<http://www.ipam.org.br/avanca/politicas.htm>). Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia-IPAM, Belém, PA.

Nitsch, M. 1994. Riscos do planejamento regional na Amazônia brasileira: Observações relativas à lógica complexa do zoneamento. In M. A. D’Incao & I. M da Silveira (Eds.). *A Amazônia e a Crise da Modernização* Museu Paraense Emílio Goeldi-MPEG. Belém, PA. p. 501-512.

Nogueira-Neto, P. 1991. *Estações Ecológicas: uma Saga de Ecologia e Política Ambiental*. Empresa das Artes: São Paulo, SP.

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.

Pinto, L. F. 2002. Intolerância na selva. *O Paraense*. 11 de março 2002. <http://www.oparaense.com/carta-21.htm>.

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.

Rainforest Alliance. 2001. Smartwood: Practical Conservation through Certified Forestry. <http://www.smartwood.org/>. Rainforest Alliance, New York, NY, E.U.A.

Rankin, J. M. 1985. Forestry in the Brazilian Amazon. In G. T. Prance & T. E. Lovejoy (Eds.) *Key Environments: Amazonia*. Pergamon, Oxford, Reino Unido. p. 369-392.

Reis, M. S. 1978. Uma definição técnico-política para o aproveitamento racional dos recursos florestais da Amazônia brasileira. Projeto de Desenvolvimento & Pesquisa Florestal-PRODEPEF/Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal-IBDF. Brasília, DF.

Redford, K. H., & Sanderson, S. E. 2000. Extracting humans from nature. *Conservation Biology* 14: 1362-1364.

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.

Robinson, J. G., Redford, K. H., & Bennett, E. L. 1999. Wildlife harvest in logged tropical forests. *Science* 284: 595-596.

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.

Rylands, A. 1990. Priority areas for conservation in the Amazon. *Trends in Ecology and Evolution* 5: 240-241.

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.

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.

Schubart, H. O. R. 1997. Comentários sobre o relatório 'Planejamento sem Rumo-Avaliação Crítica da Metodologia do 'Zoneamento Ecológico-Econômico' nos Estados da Amazônia Brasileira elaborado pelo Prof. Dr. Manfred Nitsche como parecer para a Secretaria de Planejamento do Estado de Rondônia, Projeto de Cooperação Técnica PNUD/PLANAFLORO (BRA/94/007). Secretaria de Assuntos Estratégicos, Subsecretaria de Programas e Projetos, Brasília, DF. Manuscrito

Schwartzman, S., Moreira, A., & Nepstad, D. 2000a. Rethinking tropical forest conservation: Perils in parks. *Conservation Biology* 14: 1351-1357.

Schwartzman, S., Moreira, A., & Nepstad, D. 2000b. Arguing tropical forest conservation: People versus parks. *Conservation Biology* 14: 1370-1374.

Smeraldi, R., & Veríssimo, A. 1999. *Hitting the Target: Timber Consumption in the Brazilian Market and Promotion of Forest Certification*, Amigos da Terra-Programa Amazônia, São Paulo, SP; Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola-IMAFLORA Piracicaba, SP & 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.

Terborgh, J. 2000. The fate of tropical forests: A matter of stewardship. *Conservation Biology* 14: 1358-1361.

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.

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.

World Bank. 1997. Report on Progress Review of Implementation of Brazil: Rondônia Natural Resources Management (Loan 3444-BR). Inspection Panel, International Bank for Reconstruction and Development -World Bank, Washington, DC, E.U.A.

World Bank. 2002. Pilot Program to Conserve the Brazilian Rain Forest. <http://www.worldbank.org/html/extdr/offrep/lac/ppg7/> International Bank for Reconstruction and Development -World Bank, Brasília, DF.

LEGENDAS DAS FIGURAS

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

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

Figura 3. Projetos e reservas mencionados no texto.

Figura 4. Áreas indígenas na Amazônia Legal brasileira.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao pessoal da RDS Mamirauá, RDS Amanã, FLONA Tapajós, Ministério do Meio Ambiente (Brasília), IBAMA (Manaus e Santarém), Fundação Vitória Amazônica (Manaus), IPAAM (Manaus), INPA (Manaus), ISA (Brasília), WWF (Brasília), TNC (Brasília), CI (Brasília), SECTAM (Belém), Banco Mundial (Brasília), FUNAI (Brasília), e especialmente os outros membros do Grupo Aconselhador Internacional (IAG) do PP-G7 para valiosas discussões sobre as controvérsias apresentadas aqui. Agradeço ao INPA PPI 1-3160 e CNPq AI 350230/97-8; AI 465819/00-1; 470765/2001-1 pelo apoio financeiro. W. Magnussen, R.I. Barbosa, N. Hamada e dois árbitros anônimos fizeram comentários úteis no manuscrito. M.S. Moura e E.B.B. Martins ajudaram com as figuras. Todas as opiniões expressadas são do autor. Esta é uma tradução de: Fearnside (2003). Conservation policy in Brazilian Amazonia: Understanding the dilemmas. *World Development* 31(5)(no prelo).

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	4.264	1.315	(b)
Volume explorado	m ³ /toras/ha	30	30	(c)
Volume vendido	m ³ de produto/ha	5,25	10,5	(d)
Preço	Produto de US\$/m ³	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: 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 presumido cinco vezes maiores, outros custos assumidos a serem iguais entre os dois cenários.

(c) Volume permitido (por exemplo, pelo contrato da FLONA Tapajós).

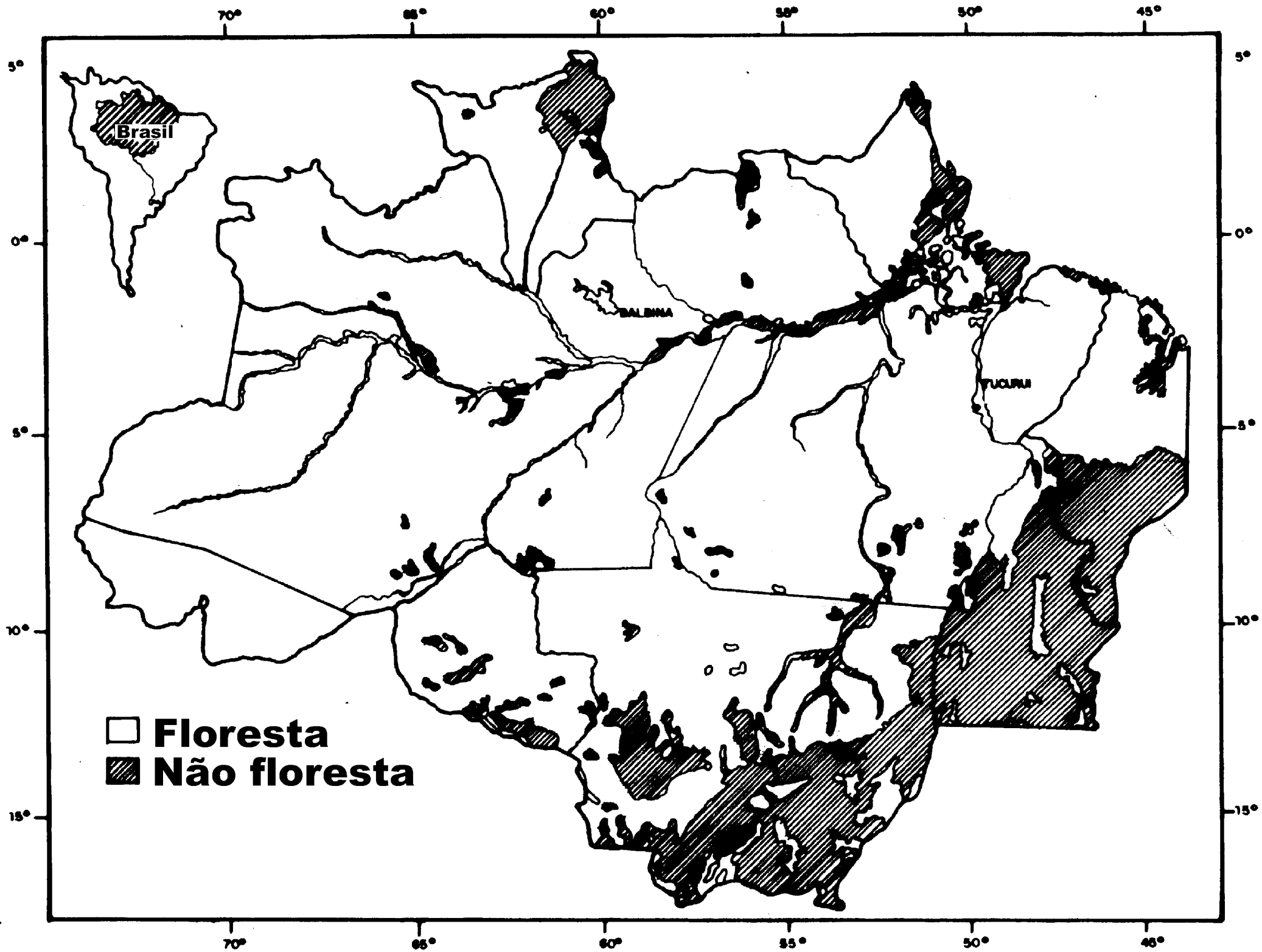
(d) Troncos para madeira serrada (matérias-primas) conversão 35% (Schneider *et al.*, 2000: 38); valor agregado assumido 50% do valor da matéria prima

(e) Preços de Schneider *et al.*, 2000: 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 a serem cinco vezes mais alto.


(f) Calculado acima

(g) Emprego para matérias-primas baseado em 258 m³ de toras/ano/emprego sob manejo sustentável (Schneider *et al.*, 2000: 44, baseado em Barreto *et al.*, 1998, Veríssimo *et al.*, 1992); é presumido que a quantidade de emprego na estratégia de valor acrescentado é 5 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 a níveis de custo ambientais que excedem US\$1.400/ha ambas as estratégias são negativas, com a estratégia de matérias primas sendo mais negativo.





-  Amazônia Legal
-  Divisa estadual
-  Rodovia
-  Rio
-  Cidade

0 100 200 300 Km

