



**A FLORESTA
AMAZÔNICA**
NAS
MUDANÇAS GLOBAIS

Philip M. Fearnside

PRESIDENTE DA REPÚBLICA

Luiz Inácio Lula da Silva

MINISTRO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA

Sérgio Machado Rezende

DIRETOR DO INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA- INPA

Adalberto Luis Val

EDITORES

Niro Higuchi

Isolde Dorothea Kossmann Ferraz

EDITORIAÇÃO ELETRÔNICA

Denis Maerlant

EQUIPE EDITORA INPA

PRODUÇÃO EDITORIAL

Tito Fernandes

George Tokuwo Nakamura

Odinéia Garcia Bezerra

Shirley Ribeiro Cavalcante

BOLSISTAS

Christiane Franco da Silva

Deisiane Mendes da Silva

Denis Ferreira Lima

Josa Monteiro da Silva

Maria Taynara Maia

Micéia Rodrigues

Norlain Francisca Cardoso Muller

Primeira edição em 2003

Segunda edição em 2009

Ficha catalográfica

Fearnside, Philip M.

A floresta amazônica nas mudanças globais / Philip M. Fearnside . -
Manaus : INPA, 2003.

134 p. : il

Resumo e bibliografia no final dos capítulos

ISBN 85-211-0019-1

1. Amazônia- desmatamento. 2. Florestas tropicais 3. Mudanças climáticas 4. Homem - ecossistemas. I. Título.

CDD 19^o.ed. 363.7



Índice

Apresentação	vii
1. Homem e Ambiente na Amazônia.	1
Resumo	1
Palavras Chave	2
I. Humanos na Amazônia	2
II. Impactos de Atividades Humanas	2
a. Ecossistemas Terrestres	2
1. Desmatamento	2
2. Exploração Madeireira	4
3. Fogo	6
b. Ecossistemas Aquáticos	6
1. Represas Hidrelétricas	6
2. Hidrovias	7
3. Exploração Pesqueira	7
4. Poluição	8
a. Poluição do Ar	8
b. Poluição por Óleo	8
c. Poluição por Mercúrio	8
III. Impacto da Mudança de Clima em Atividades Humanas	9
IV. Serviços Ambientais	10
a. Biodiversidade	10
b. Ciclagem d'Água	10
c. Estoques de Carbono	12
V. Conclusões	14
VI. Agradecimentos	14
VII. Literatura Citada	15
2. Biodiversidade nas florestas Amazônicas brasileiras: Riscos, valores e conservação.	19
Resumo	19
Palavras Chave	20
I. Biodiversidade e Amazônia	20
II. Riscos para a Biodiversidade em Florestas Amazônicas	21
a. Desmatamento	21
b. Exploração Madeireira	23
c. Incêndios	24
d. Fragmentação	24
e. Depleção ou Extinção da Fauna	25
f. Invasão por Espécies Exóticas	25
g. Mudança Climática	25

III. O Valor da Biodiversidade	25
a. O Propósito da Valoração	25
b. Valor Financeiro de Benefícios Utilitários	26
1. <i>Fatores Determinantes do Valor Financeiro</i>	26
2. <i>Produtos Florestais Comercializados Atualmente</i>	27
3. <i>Produtos Florestais Inexplorados Atualmente</i>	28
4. <i>Valor Monetário de Benefícios Ambientais</i>	29
c. Valores não Monetários	31
d. Vontade de Pagar/Vontade de Aceitar	32
e. Penalidades para Destruição da Biodiversidade	32
IV. Conservação da Biodiversidade	35
a. Tipos de Áreas Protegidas	35
b. Condição Atual das Áreas Protegidas	35
c. Moradores nas Reservas	36
d. Áreas de Entorno	37
e. A Escolha e o Desenho de Reservas	37
V. Serviços Ambientais e Perspectivas para o Futuro	38
VI. Conclusões	38
VII. Agradecimentos	38
VIII. Literatura Citada	40
3. Emissões de Gases de Efeito Estufa Oriundas da Mudança do Uso da Terra na Amazônia Brasileira.	45
Resumo	45
Palavras Chave	46
I. Introdução	46
II. Biomassa Florestal	47
III. Emissão de Gases de Efeito Estufa	50
a. Queimada Inicial	50
b. Queimadas Subseqüentes	50
c. Decomposição de Remanescentes não Queimados	54
d. Solo	55
e. Remoção de Fontes e Sumidouros na Paisagem Antes do Desmatamento	55
1. <i>Sumidouro no Solo para CH₄</i>	55
2. <i>Fontes Florestais de NO_x e NMHC</i>	55
3. <i>Liberção de CH₄ por Térmitas</i>	55
4. <i>Possível Sumidouro de Carbono em Florestas em Pé</i>	56
f. Represas Hidrelétricas	57
g. Exploração Madeireira	57
IV. Absorção pela Vegetação de Substituição	57
a. A Paisagem de Substituição	57
b. Taxas de Crescimento de Florestas Secundárias	58
V. Balanço Anual de Emissões Líquidas	59
VI. Conclusões	59
VII. Agradecimentos	65
VIII. Literatura Citada	66

4. As florestas e a mitigação do efeito estufa no Brasil: Oportunidades no setor florestal para a mitigação do efeito estufa sob o “Mecanismo de Desenvolvimento Limpo”.	69
Resumo	70
Palavras Chave	70
I. O Protocolo de Kyoto e a Mitigação do Efeito Estufa	70
II. O Papel Brasileiro na Luta Contra O Efeito Estufa	71
III. Assuntos Pendentes na Contabilidade do Carbono	73
a. Sequestro Permanente versus Toneladas-ano de Carbono	73
b. Crédito para o Estabelecimento de Reservas de Floresta	73
c. Crédito para Evitar “Desastres Naturais”	74
d. Taxa de Desconto ou Ponderação por Preferência Temporal	75
e. Emissões Evitadas versus Manutenção de Estoques	76
f. Projetos Independentes versus Contribuições de Programa	77
g. Comércio de Emissões versus o MDL	77
IV. Plantações Silviculturais	78
a. Benefícios do Carbono	78
b. Impactos Sociais	79
c. Competição com Redução do Desmatamento	80
V. Manejo Florestal	80
a. Crédito para o Manejo Florestal	80
b. Exploração Madeireira de Baixo Impacto	81
VI. Reduzindo o Desmatamento	81
a. Entendendo as Causas do Desmatamento	81
b. Emissões de Gases do Efeito Estufa pelo Desmatamento	84
c. Programas para Reduzir o Ritmo do Desmatamento	86
VII. O Papel do Setor Privado	87
VIII. Conclusões	88
IX. Agradecimentos	88
X. Literatura Citada	90
5. Salvar florestas tropicais como uma medida de mitigação do efeito estufa: O assunto que mais divide o movimento ambientalista.	93
Resumo	94
Palavras Chave	94
I. Introdução	94
II. Florestas Tropicais e Mudança do Clima	96
III. Impasses nas Negociações	97
a. Posições Nacionais	97
1. <i>União Européia</i>	97
2. <i>Brasil</i>	99
3. <i>Outros Países</i>	100
b. Posições das ONGs	101
IV. Escolhas de Política na Mitigação do Efeito Estufa	104
a. Considerações do Carbono	104
1. <i>Tempo e Permanência</i>	104
2. <i>Linhas de Base</i>	106
3. <i>Vazamentos</i>	106
4. <i>Verificação</i>	106
5. <i>Incerteza</i>	107

b. Considerações que não sejam do Carbono	107
1. Biodiversidade	107
2. Desenvolvimento Sustentável	108
V. Conclusões	108
VI. Agradecimentos	109
VII. Lista de Siglas	109
VIII. Literatura Citada	111
6. Desafios estratégicos para ciência e tecnologia na Amazônia.	115
Resumo	116
Palavras chave	116
I. Estratégias para C&T	116
II. Estratégias para sustentar a população amazônica	119
III. Serviços ambientais	119
a. Biodiversidade	119
b. Ciclagem d' água	120
c. Efeito estufa	120
IV. Dinâmica e controle do desmatamento	122
V. Conclusões	122
VI. Agradecimentos	123
VII. Literatura citada	124
7. A espécie humana como componente do ecossistema global no século XXI.	125
Resumo	126
Palavras chave	126
I. Humanos em ecossistemas	126
II. O século XXI	127
III. Mudanças na percepção	127
a. Papel dos humanos	127
b. Efeito estufa	128
c. El Niño	129
d. “Surpresas” climáticas	130
e. Biodiversidade	131
IV. Serviços ambientais	131
V. Conclusões	131
VI. Agradecimentos	132
VII. Literatura citada	133

Apresentação

Este livro contém sete capítulos sobre o papel da floresta amazônica nas mudanças globais, a maioria dos capítulos sendo traduções atualizadas de trabalhos originalmente publicados na literatura internacional. Começa com uma revisão da inserção da população humana como parte dos ecossistemas na região e, em seguida, detalha o papel da biodiversidade amazônica e o valor em potencial do serviço ambiental desempenhado pelos ecossistemas naturais na manutenção da biodiversidade. Três capítulos são dedicados ao papel da floresta no efeito estufa e ao valor da manutenção da floresta para mitigar o aquecimento global. Informações são apresentadas sobre a quantificação da emissão de gases de efeito estufa e as diversas controvérsias e incertezas a respeito, além da situação atual e potencial do desmatamento evitado como medida de combate ao efeito estufa sob o “Mecanismo de Desenvolvimento Limpo” do Protocolo de Kyoto. Também são apresentadas explicações sobre porque a concessão de crédito para evitar desmatamento, no contexto do Protocolo de Kyoto, tem dividido os governos dos diferentes países nas negociações internacionais e, as organizações ambientalistas em diferentes partes do mundo. Em julho de 2001 foi tomada a decisão de excluir o desmatamento evitado do “Mecanismo de Desenvolvimento Limpo” para o período que termina em 2012, entretanto, o cenário para negociações que começarão em 2005 tende a favorecer um acordo que permitirá o crédito a partir de 2013. Os serviços ambientais, incluindo a manutenção da biodiversidade, do ciclo hidrológico e dos estoques de carbono que evitam o efeito estufa são o enfoque do penúltimo capítulo, que trata das estratégias e prioridades da ciência e tecnologia na região. Finalmente, o livro conclui com o papel da espécie humana no ecossistema global no Século XXI. As decisões humanas que influem na manutenção ou não de áreas substanciais de floresta amazônica neste século terão um papel crítico nas mudanças globais, com reflexo em todo o planeta, inclusive na própria Amazônia.

Philip M. Fearnside

**A FLORESTA
AMAZÔNICA
NAS
MUDANÇAS GLOBAIS**



Exploração madeireira leva a severos danos à floresta e aumenta o perigo de entrada de incêndios florestais.

HOMEM E AMBIENTE NA AMAZÔNIA

Capítulo 1

Resumo: Populações humanas na Amazônia constituem uma parte dos ecossistemas nos quais elas vivem. A escala e intensidade crescentes das atividades humanas têm impactos significativos em outras partes destes ecossistemas, com efeitos locais, nacionais e globais. Impactos das atividades humanas sobre ecossistemas terrestres incluem os efeitos do desmatamento, da exploração madeireira, de queimadas e incêndios. Ecossistemas aquáticos são afetados através de represas hidrelétricas, hidrovias, super-exploração de recursos pesqueiros e poluição de água por óleo e mercúrio.

Mudanças ambientais atuais e esperadas afetam negativamente os seres humanos na Amazônia e em outros locais. Estas mudanças incluem a perda da capacidade produtiva dos ecossistemas, redução de ciclagem d'água devido à perda de evapotranspiração (com perda conseqüente de precipitação, tanto na Amazônia como nas partes não-amazônicas do Brasil que atualmente sofrem de precipitação insuficiente e de escassez de eletricidade resultante), e

contribuição ao efeito estufa.

A contribuição da perda de floresta a mudanças globais tais como mudanças climáticas e a perda de biodiversidade, fundamenta a adoção de uma nova estratégia para sustentar a população da região. Ao invés de destruir a floresta para poder produzir algum tipo de mercadoria, como é o padrão atual, se usaria a manutenção da floresta como gerador de fluxos monetários baseado nos serviços ambientais da floresta, ou seja, o valor de evitar os impactos que se seguem da destruição da floresta.

Palavras chave: biodiversidade, efeito estufa, mudança de clima, serviços ambientais

I. HUMANOS NA AMAZÔNIA

As relações de seres humanos com o resto do ecossistema na Amazônia dependem estritamente do grupo humano em questão, já que diferenças culturais e diferenças na riqueza e poder político de cada, resultam em grandes diferenças no impacto ambiental das atividades de cada grupo. Povos indígenas têm a melhor atuação na manutenção da floresta, embora seja importante reconhecer que os seus padrões de comportamento podem mudar com o passar do tempo por força do contato com a economia maior. Extrativistas tradicionais (tais como seringueiros) e pequenos agricultores tradicionais (tais como caboclos ribeirinhos) tem relativamente pequeno impacto comparado a outros grupos, tais como migrantes recentes, fazendeiros, madeireiros e operações de agroindústria.

O impacto da população humana mudou com o passar do tempo em função das mudanças no tamanho e na distribuição espacial dos diferentes grupos de atores, e à medida em que os seus níveis de atividade responderam a vários estímulos do mercado e do governo. Estes incluem atividades estimuladas por programas de incentivos fiscais, oportunidade para especulação imobiliária, sonegação tributária, lavagem de dinheiro, reforma agrária, programas de assentamento, crédito agrícola e financiamento de outras atividades, e grandes projetos de infra-estrutura, tais como rodovias e barragens hidrelétricas. O meio ambiente pode afetar a população humana através de mudanças climáticas e pela degradação da capacidade produtiva dos sistemas, por exemplo, por degradação do solo, poluição da água, e perda de recursos bióticos tais como populações comercialmente valiosas de árvores e peixes. Atividades humanas têm uma larga gama de efeitos sobre o meio ambiente, e vice-versa, apenas alguns dos quais serão tratados na atual revisão.

II. IMPACTOS DE ATIVIDADES HUMANAS

a. Ecossistemas terrestres

1. Desmatamento

O desmatamento é a atividade humana que afeta diretamente as maiores áreas na parte florestada da Amazônia brasileira. Dados do satélite LANDSAT, interpretados no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), indicam que a área desflorestada até 2000 totalizou $583,3 \times 10^3 \text{ km}^2$, incluindo aproximadamente $100 \times 10^3 \text{ km}^2$ de desmatamento “antigo” (pré-1970) no Pará e Maranhão (Fig. 1). A área desmatada é maior que a França. Já que a área originalmente florestada na Amazônia brasileira era do tamanho da Europa Ocidental, a “França” já desmatada dentro dessa “Europa” ilustra a sua dimensão relativa. A área desmatada representa 14,6% dos $4 \times 10^6 \text{ km}^2$ originalmente florestados, entre os $5 \times 10^6 \text{ km}^2$ da Amazônia Legal. Pelo menos 80% das áreas desmatadas estão agora sob pastagens ou sob floresta secundária em pastagens que já foram degradadas e abandonadas (Fearnside, 1996).

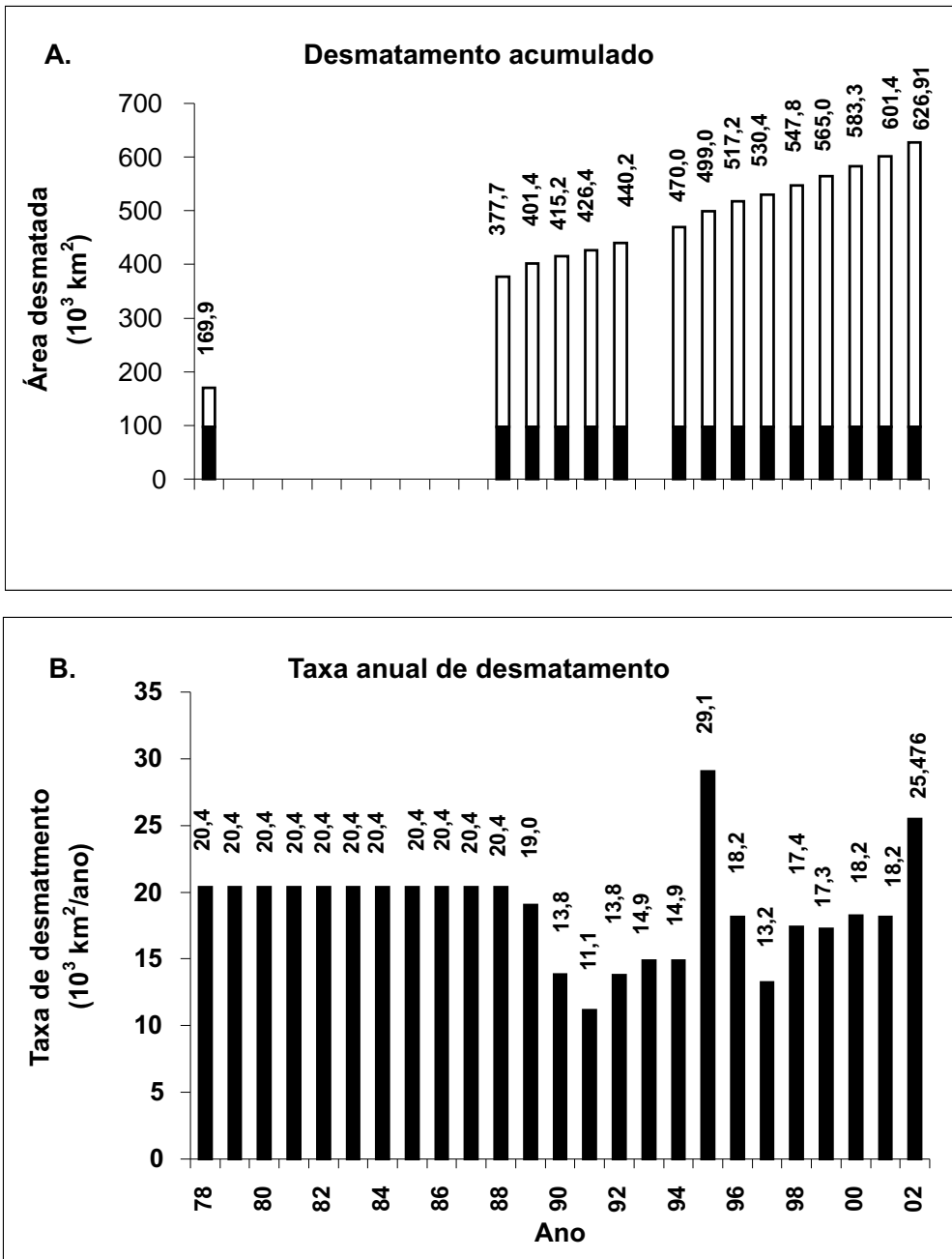


Figura 1 - **A.)** Área acumulada de desmatamento na Amazônia Legal brasileira, a partir de imagens LANDSAT interpretadas pelo INPE (Brasil, INPE, 2002). Área para 1978 é ajustada (Fearnside, 1993). A parte cheia das barras representa desmatamento “antigo” (pré-1970). **B.)** Taxa anual de desmatamento. Barras para anos sem imagens interpretadas (1979-1987; 1993) representam médias ao longo desses intervalos. Valores para 2002 são preliminares.

A taxa de desmatamento variou ao longo do tempo e tem aumentado nos últimos anos. Ao longo do período 1978-1988, a floresta foi perdida a uma taxa média de $20,4 \times 10^3 \text{ km}^2/\text{ano}$ (incluindo inundação por hidrelétricas); a taxa diminuiu (começando em 1987) até um ponto baixo alcançado em 1990-1991; aumentou no período 1992-1994, seguido por um pulo para $29,1 \times 10^3 \text{ km}^2/\text{ano}$ em 1995, depois caiu até 1997, seguido por um novo aumento até 2000 e uma pequena diminuição em 2001 (Brasil, INPE, 2000, 2002).

O desmatamento tem impactos ambientais severos, inclusive perda de biodiversidade (Myers, 1992), exposição do solo à erosão (por exemplo, Barbosa & Fearnside, 2000), perda das funções da floresta na ciclagem d'água (Lean *et al.*, 1996) e armazenamento do carbono (Fearnside, 2000a). As queimadas também afetam a formação de nuvens e a química da atmosfera de diversas maneiras, além do efeito estufa. Evitar o desmatamento evita estes impactos, dando assim um valor significativo às atividades que resultam em desmatamento reduzido. A disponibilidade para pagar (WTP) pelos serviços ambientais providos pela floresta representa uma fonte potencial de renda que será discutida no final do presente trabalho. Além do desmatamento, outras atividades resultam também em impactos ambientais e conseqüentemente em perdas de serviços ambientais.

A contribuição da perda de floresta a estas mudanças fundamenta a adoção de uma nova estratégia para sustentar a população da região. Ao invés de destruir a floresta para poder produzir algum tipo de mercadoria, como é o padrão atual, se usaria a manutenção da floresta como gerador de fluxos monetários baseados nos serviços ambientais da floresta, ou seja, o valor de evitar os impactos que se seguem à destruição da floresta (Fearnside, 1997c).

2. Exploração madeireira

A exploração madeireira é uma atividade econômica sempre crescente na Amazônia brasileira, e tem sido assim ao longo das últimas duas décadas. É esperado que a taxa de exploração madeireira na Amazônia brasileira aumente bastante em médio prazo, por causa do tamanho considerável do recurso madeireiro quando comparado com outras florestas tropicais, e porque terão sido consumidas as florestas asiáticas que estão sendo usadas primeiro por causa da qualidade superior da madeira delas (Brasil, MMA, 1996). A participação do Brasil no volume total de madeira no comércio internacional era apenas 8% em 1995 (Higuchi, 1997: 18, 28). Maiores investimentos na exploração madeireira na Amazônia são prováveis à medida em que as florestas asiáticas se esgotam. Embora a crise financeira asiática que começou em 1998 tenha adiado os investimentos, é esperado que sejam investidos US\$600 milhões no futuro próximo para explorar mais de 1,2 milhões de ha de terra florestada na Amazônia brasileira, o preço da qual está num ponto baixo inédito (Gonçalves, 1998: 88). Desde 1993, a demanda para exportação de madeira brasileira variou inversamente com a oferta oriunda do resto do mundo, particularmente a Ásia, resultando na expectativa de que a pressão sobre florestas amazônicas aumentará dramaticamente no futuro próximo (Angelo, 1998: 107).

Uma grande parte, porém mal quantificada, da exploração madeireira na Amazônia era ilegal. Em 1998, a Secretaria de Assuntos Estratégicos (SAE) calculou que 80% do volume de toras cortadas eram ilegais (veja: Cotton & Romine, 1999). Isto aumenta o impacto da exploração madeireira porque o corte ilegal é feito sem qualquer medida para reduzir seu impacto ou aumentar a sua sustentabilidade, porque muito da madeira ilegal vem de áreas indígenas ou das unidades de conservação, e porque o grande volume de madeira ilegal no mercado torna investimentos em projetos legais de manejo florestal inviáveis economicamente.

Ao contrário da percepção popular, a grande maioria da madeira colhida na Amazônia é consumida no mercado interno, em vez de ser exportada para destinos internacionais. Em 1997, foi consumido dentro do País 86-90% da madeira colhida na Amazônia brasileira, e foi

exportado apenas 10-14% (Smeraldi & Veríssimo, 1999: 16).

Mogno (*Swietenia* spp.) representa uma exceção importante às generalizações sobre o peso relativo de mercados domésticos e estrangeiros. Mogno está numa classe de preço à parte: 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. As importações dos EUA representam 60% do comércio global; os EUA sozinhos importaram 120.000 m³ da América Latina em 1998, equivalente a 57.000 árvores (Robbins, 2000). Devido ao fato que o mogno motiva a abertura de estradas por madeireiras em áreas remotas, esta espécie desempenha um papel catalítico no desmatamento na região (Fearnside, 1997b). O corte ilegal desta espécie também tem o maior impacto sobre áreas indígenas e áreas protegidas.

Dentro do Brasil, a demanda para madeira de todos os tipos leva a pressão de exploração madeireira em florestas amazônicas. Ao contrário da crença popular, a madeira das florestas tropicais não é usada apenas, nem em grande parte, para produtos de alto valor, tais como mobília e instrumentos musicais. O Brasil usa madeira tropical para praticamente tudo, inclusive azimbre para concreto, paletas, caixotes, construção, aglomerados e compensados. Substituir esta demanda com madeira oriunda de plantações somente acontecerá se a madeira barata não estiver mais disponível a partir da colheita destrutiva das florestas amazônicas. No momento, as áreas significativas de plantações do Brasil são quase todas manejadas para produção de celulose e carvão em vez de madeira serrada (Fearnside, 1998).

Estimativas da área explorada anualmente para madeira na Amazônia brasileira variam muito. Uma estimativa feita pelo INPE indica que são explorados apenas 2000 km²/ano na Amazônia Legal (Krug, 2001: 98). Estimativas feitas pelo Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) indicam 10.000-15.000 km²/ano (Nepstad *et al.*, 1999a). A grande variação nas estimativas da área explorada anualmente é, de fato, maior que a incerteza sobre a área realmente explorada, porque limitações metodológicas conhecidas explicam os resultados obtidos em alguns dos estudos, especialmente as estimativas muito baixas obtidas pelo INPE.

O cálculo do INPE (Krug, 2000, 2001) está baseado em imagens de LANDSAT sem a comprovação da verdade terrestre. A explicação mais provável para as estimativas serem tão baixas é a inabilidade da técnica de interpretação das imagens de satélite de distinguir a perturbação resultante da exploração madeireira que não sejam os pátios onde são estocados os troncos temporariamente antes de serem transportados. Os pátios de estocagem das toras têm um padrão característico de manchas circulares nas imagens. O cálculo do IPAM para a Amazônia Legal (Nepstad *et al.*, 1999a) está baseado no volume de madeira removido da região como um todo e na intensidade de exploração madeireira estimada com base em entrevistas.

As estimativas de taxas mais altas de exploração madeireira ganham apoio dos resultados de estudos mais intensivos de áreas menores baseados em interpretação de imagens de satélite em combinação com “verdade terrestre” (verificação no chão) em cenas de LANDSAT-TM (185 X 185 km). Skole (2000) calculou taxas de exploração madeireira de 2.655 e 5.406 km²/ano, respectivamente, para 1992-1993 e 1996-1997 na cena de LANDSAT-TM (223/63) ao sul do polo de exploração madeireira em Tailândia, Pará. Nestes mesmos anos, o cálculo do INPE (Krug, 2000) indicou apenas 3.220 e 1.989 km²/ano, respectivamente, na Amazônia Legal inteira. Na cena LANDSAT adjacente, ao norte de Tailândia (223/62), Alencar (2000) calculou uma taxa de exploração madeireira de 16% (aproximadamente 5.000 km²) por ano. O extenso trabalho de campo que fundamenta esta estimativa provavelmente faz com que ela seja a estimativa mais segura existente. É impressionante que a área explorada anualmente na única cena de LANDSAT-TM estudada por Alencar (2000) seja maior que a área calculada pelo INPE para exploração madeireira na Amazônia Legal inteira.

Entre os impactos da exploração madeireira está perda de biodiversidade, inclusive

depleção da fauna pela caça (Robinson *et al.*, 1999). Por si só, a exploração madeireira é geralmente insuficiente para causar extinções de espécies de árvore (Johns, 1997). Operações de exploração madeireira também trazem uma variedade de riscos à saúde das pessoas que trabalham na exploração (Eve *et al.*, 2000).

A exploração madeireira libera carbono para a atmosfera em quantidades que excedem em muito o carbono nos troncos removidos. Isto ocorre porque muito da biomassa das árvores colhidas é deixada para trás na forma de galhos, tocos e raízes, e porque os danos colaterais para árvores não colhidas resultam na morte e decomposição de muitas outras árvores. Apesar do “sequestro” (captura e estocagem) temporário de algum carbono em produtos madeireiros, o impacto líquido da exploração madeireira é uma liberação de carbono; a liberação é particularmente grande se é dado valor ao tempo nos cálculos dos benefícios climáticos (Fearnside, 1995a).

A exploração madeireira facilita o desmatamento porque o dinheiro proveniente da venda da madeira pode ser investido em desmatamento para pastagens (*e.g.*, Mattos & Uhl, 1994). O desmatamento também aumenta porque as estradas de exploração madeireira (especialmente para mogno) conduzem à entrada de colonos e porque os grandes proprietários às vezes desmatam para manter a posse da terra para poder vender a madeira.

Talvez o maior impacto da exploração madeireira é o seu efeito sobre o fogo. A exploração madeireira aumenta muito a flamabilidade da floresta e o risco de entrada de fogo (Uhl & Bushbacher, 1985). A exploração madeireira deixa grandes quantidades de biomassa morta na floresta, fornecendo combustível para a entrada posterior de fogo. Também abre o dossel, que resulta em um microclima mais seco no chão da floresta. Uma vez que um fogo rasteiro entra em uma área de floresta, as bases das árvores são queimadas, a mortalidade aumenta e começa-se um ciclo de retroalimentação positiva que conduz a fogos adicionais e degradação da floresta (Cochrane & Schultz, 1999; Cochrane *et al.*, 1999; Nepstad *et al.*, 1999a,b).

3. Fogo

Incêndios florestais representam uma fonte de emissões de gases do efeito estufa. No “Grande Incêndio de Roraima” durante o evento El Niño de 1997-1998, queimaram 11.394-13.928 km² de florestas primárias (intactas, em pé) (Barbosa & Fearnside, 1999). O total de carbono equivalente a CO₂ emitido por combustão, quando considerado o potencial de aquecimento global de cada gás em um horizonte de tempo de 100 anos (Schimel *et al.*, 1996), foi de 17,9-18,3 X 10⁶ t, das quais 67% eram de florestas primárias impactadas pelo fogo, ou 12,0-12,3 X 10⁶ t de C equivalente a CO₂ (Barbosa & Fearnside, 1999).

Além do Grande Incêndio de Roraima, o evento El Niño de 1997-1998 levou a incêndios florestais no “arco de desmatamento” que têm sido estimados em 15 X 10³ km² (Nepstad *et al.*, 2000). Incêndios significativos em florestas também aconteceram em áreas de exploração madeireira perto de Tailândia, Pará (Cochrane *et al.*, 1999) e no Estado do Amazonas (Nelson, 2001).

b. Ecossistemas aquáticos

1. Represas hidrelétricas

Construção de barragens hidrelétricas é uma das atividades mais controversas que afetarão o rumo do desenvolvimento na Amazônia brasileira nas próximas décadas. A lista completa de 79 barragens planejadas na região, independente da data prevista de construção, inundaria aproximadamente 3% da floresta da Amazônia brasileira diretamente (Brasil, ELETROBRÁS,

1987: 150; veja Fearnside, 1995b). Decisões sobre projetos hidrelétricos futuros provocam cadeias de eventos com impactos com alcance muito além da vizinhança imediata das barragens e reservatórios.

Em maio de 2001, o Brasil entrou em uma “crise de energia”, começando com blecautes descontrolados em grandes cidades tais como São Paulo e Rio de Janeiro, seguido por uma série de medidas de emergência para reduzir o consumo de eletricidade. A “crise” era um resultado combinado de mal planejamento da infra-estrutura de geração de eletricidade, subsídios do governo de produtos de exportação intensivos de energia, tais como o alumínio, o uso doméstico e industrial ineficiente da eletricidade, e pouca chuva nas bacias hidrográficas das usinas hidrelétricas. Entre as medidas implementadas, entrou em vigor em 18 de maio de 2001 uma abreviação do processo de revisão ambiental para barragens hidrelétricas novas e para outras infra-estruturas relacionadas à energia (veja: *Gazeta Mercantil*, 2001).

Cada uma das barragens existentes causou impactos ambientais e sociais significantes. O reservatório de 72 km² de Curuá-Una, formado em 1977, foi a primeira “grande” represa na Amazônia brasileira (Junk & Mello, 1987), seguida pelo reservatório de 2.430 km² de Tucuruí em 1984 (Fearnside, 1999a, 2001a), o de 2.360 km² de Balbina em 1987 (Fearnside, 1989a) e o de 540 km² de Samuel em 1988.

Emissões de gases do efeito estufa de represas hidrelétricas podem ser significativas. No caso de Balbina, as emissões excedem o que teria sido emitido gerando a mesma quantidade de energia a partir de combustíveis fósseis (Fearnside, 1995b). No entanto, Balbina não é um exemplo típico das represas futuras porque a topografia plana e a baixa vazão no local resultam em uma área de reservatório extraordinariamente grande por unidade de eletricidade gerada. Tucuruí tem 1,86 Watts (W) de capacidade instalada por m² de área de reservatório, fazendo com que ela seja melhor que a média de 1,0 W/m² para as represas planejadas. Tucuruí emite uma quantidade grande de gases do efeito estufa, embora seja menos que combustíveis fósseis. Em 1990 Tucuruí emitiu uma quantidade estimada em 7-10 X 10⁶ t de C equivalente ao C de CO₂, ou mais que a cidade de São Paulo (Fearnside, 2002). Estas estimativas são uma ordem de grandeza mais alta do que os números oficiais atuais (Brasil, MCT, 2001) porque os números oficiais omitem as fontes principais de emissões de represas hidrelétricas: CH₄ liberado pela água que atravessa as turbinas e o vertedouro, e CO₂ liberado da decomposição das árvores que projetam fora da água.

2. Hidrovias

As hidrovias têm impactos ambientais severos (Fearnside, 2001b). Projetos de infra-estrutura já construídos ou em construção incluem a hidrovia do rio Madeira. Projetos ainda não construídos incluem a hidrovia do Araguaia-Tocantins, a hidrovia Teles Pires-Tapajós, a hidrovia do rio Capim, a hidrovia Paraguai-Paraná (“hidrovia do Pantanal”) e uma hidrovia nos rios Mamoré e Guaporé. Em 1999, o governador do Estado do Amazonas propôs a construção de uma hidrovia para conectar esse Estado com a bacia do rio Orinoco, na Venezuela (*Amazonas em Tempo*, 15 de setembro de 1999). Uma hidrovia no rio Branco é indicada como planejada pelo Ministério dos Transportes (Brasil, Ministério dos Transportes, 1999).

3. Exploração Pesqueira

A exploração pesqueira na Amazônia tradicionalmente tem sido feita com pouca consideração pela sustentabilidade, e a pressão continuamente crescente sobre estes recursos tem conduzido a declínios de várias espécies comerciais (Barthem, 1992). Um sinal de esperança é o recente advento de movimentos sociais para organizar as populações locais para fazer manejo

comunitário de lagos de várzea (McGrath, 2000). Isto envolve o fechamento de alguns dos lagos contra a entrada dos grandes barcos de pesca provenientes dos centros urbanos, e exige apoio oficial para evitar conflitos violentos.

4. Poluição

a. Poluição do ar

Vários tipos de poluição resultam das atividades humanas na Amazônia, com efeitos diretos na população residente. A poluição do ar pela queima de biomassa é um problema regular durante a estação seca (por exemplo, Watson *et al.*, 1991). Níveis de poluentes, tais como monóxido de carbono, alcançam níveis ainda mais altos do que ocorre nos piores dias nas grandes cidades, tais como São Paulo e Rio de Janeiro. Problemas respiratórios e outros problemas de saúde são comuns no arco de desmatamento na Amazônia. Aeroportos frequentemente estão fechados devido à fumaça.

b. Poluição por óleo

Poluição da água por derramamentos de petróleo pode causar impactos severos onde acontece. A exploração de petróleo teve impactos desastrosos no Peru e no Equador (Kimmerling, 2000). Na Amazônia brasileira, a exploração de petróleo é relativamente recente e é limitada em escala, embora alguns derramamentos tenham acontecido. Um poliduto (duto híbrido de petróleo e gás) de Urucú para Coarí foi completado em 1998, e o petróleo atualmente é trazido de Coarí para Manaus por barcaça. Em 1999 um oleoduto quebrou entre o porto e a refinaria em Manaus, resultando em um derramamento no igarapé de Cururú. Um igarapé foi contaminado pelo vazamento de um oleoduto no campo petrolífero do Urucú em 2001. A ameaça de vazamento de óleo está limitada pela pequena quantidade de óleo conhecida na região. A reserva de Urucú deveria estar esgotada comercialmente até aproximadamente 2005. No Urucú há também gás natural, que se espera durar aproximadamente 20 anos, depois de que seria puxado gás de um campo de gás maior (sem qualquer óleo associado) no Juruá. Vazamentos de petróleo das barcaças entre Coarí e Manaus, e dos transportes fluviais em geral, têm causado uma sucessão de pequenos eventos de poluição de óleo. A poluição por óleo seria especialmente danosa se fosse afetar as florestas de várzea, onde muitas espécies de peixe da região procriam.

c. Poluição por mercúrio

A poluição pelo mercúrio usado por garimpeiros já é famosa (por exemplo, Pfeiffer & Lacerda, 1988; Pfeiffer *et al.*, 1991). A liberação de mercúrio é proporcional à quantidade de ouro lavrada, sendo tipicamente 1,3 kg de Hg por kg de ouro (Pfeiffer *et al.*, 1989). Porque o preço internacional de ouro varia amplamente, a quantidade de ouro explorada (e a consequente poluição de mercúrio) também varia. O preço de ouro estava num ponto alto nos anos oitenta, e começou a diminuir em 1989. Calculou-se que 1.500-3.000 t de Hg foram liberadas no ambiente entre 1976 e 1991 (Pfeiffer *et al.*, 1993). Em 2001 o preço de ouro estava baixo, fazendo com que as taxas de liberação de mercúrio fossem mais baixas do que nos anos oitenta.

Menos famosa é a quantia grande de mercúrio que não vem da garimpagem. Isto também chega até os humanos por consumo de peixe. Solos amazônicos contêm quantidades significativas de mercúrio oriundo de fontes naturais, porque o solo na região tem milhões de anos de idade e têm acumulado mercúrio gradualmente por meio de deposição na chuva de poeira oriunda de erupções vulcânicas e de outras fontes ao redor do mundo. O fator limitando a entrada de mercúrio na cadeia alimentícia que conduz aos humanos é o ambiente apropriado

para conversão do mercúrio elementar em sua forma tóxica (metil mercúrio). Isto pode acontecer sob condições naturais em rios onde as características químicas da água são apropriadas, especialmente nos rios de água preta (Roulet & Lucotte, 1995; Silva-Forsberg *et al.*, 1999). As concentrações de mercúrio nos peixes e nos residentes humanos ribeirinhos nestas áreas são mais altas do que as concentrações permitidas pelos padrões internacionais (Silva-Forsberg *et al.*, 1999).

Uma grande fonte de poluição de mercúrio são os solos inundados por represas hidrelétricas, e espera-se que o plano ambicioso para construção de barragens nas próximas décadas vá exacerbar em muito este problema. A condição anóxica no fundo de um reservatório fornece o ambiente necessário para a metilização do mercúrio, aumentando a concentração por um fator de aproximadamente dez em cada elo na cadeia alimentar desde o plâncton para pescado até as pessoas que comem o peixe. Na represa de Tucuruí, foram encontradas concentrações de mercúrio altas no cabelo de residentes na beira do lago (Leino & Lodenius, 1995; Porvari, 1995; veja Fearnside, 1999a). Em Balbina, mudanças na concentração de mercúrio nos cabelos de mulheres foram datadas através de amostras de fios de cabelo de mulheres com cabelos compridos, assim revelando um nível baixo de mercúrio antes de encher o reservatório, seguido por uma elevação abrupta após o enchimento do reservatório, seguido por uma diminuição gradual na medida em que a quantidade de peixe capturada no reservatório diminuiu como resultado da diminuição da fertilidade da água, assim forçando os residentes a comer frango, peixe criado em piscicultura e carne bovina, no lugar de peixe do reservatório (Kehring, 1998).

III. IMPACTOS DA MUDANÇA CLIMÁTICA SOBRE ATIVIDADES HUMANAS

Muitas das mudanças climáticas esperadas durante o próximo século terão impactos sobre atividades humanas na Amazônia. É esperado que o efeito estufa resulte em um aumento de temperatura de 1-6 °C na região (Carter & Hulme, 2000). Mudanças de precipitação modeladas variam muito entre modelos de circulação global (GCMs) e entre cenários de emissões (Giorgi *et al.*, 2001). A diminuição da precipitação foi prevista pela maioria dos modelos (por exemplo, Mitchell *et al.*, 1995). Algumas das combinações resultariam em aumento das chuvas (Carter & Hulme, 2000; veja Nobre, 2001). Temperatura mais alta aumenta as exigências das plantas por água, portanto aumentando o estresse hídrico resultante da perda de precipitação. A perda de chuva devido à redução da evapotranspiração seria adicional às reduções de precipitação devido ao efeito estufa. Embora menos certo do que as mudanças nos valores médios de temperatura e chuva, a variância destes parâmetros pode aumentar também devido a eventos extremos mais freqüentes, tais como El Niño. Isto aumentaria o estresse na vegetação e o perigo de acontecer grandes incêndios na floresta em pé.

É esperado que a mudança climática tenha impactos significativos na floresta em pé na Amazônia (Fearnside, 1995c; Mata *et al.*, 2000). As mudanças devido ao efeito estufa sozinho (sem considerar os outros fatores, tais como a perda de evapotranspiração devido à substituição da floresta por pastagens) foram preditos com o modelo HAD-3 (do Centro Hadley, da Agência Meteorológica do Reino Unido) para resultar na morte da maior parte da floresta amazônica a leste de Manaus antes do ano 2050 (Cox *et al.*, 2000; mas veja crítica por Niles, 2000).

Um das conseqüências do efeito estufa é redução da vazão no rio Amazonas, especialmente durante o período de água baixa (Nijssen *et al.*, 2001: 155). Remoção da cobertura florestal pela continuação do desmatamento também reduziria a vazão no período de água baixa, mas contribuiria a picos mais altos logo após as chuvas. A variação nos estágios de rio também aumentaria. Estas mudanças acrescentariam dificuldade à agricultura na várzea, além dos seus efeitos sobre transporte fluvial, pesca e erosão dos leitos dos rios.

IV. SERVIÇOS AMBIENTAIS

a. Biodiversidade

A floresta da Amazônia brasileira é conhecida por abrigar uma tremenda diversidade de espécies, incluindo muitas que são endêmicas. Porque grandes áreas de floresta amazônica ainda permanecem em pé, análises de “hotspots” globais de biodiversidade frequentemente rebaixam a ênfase dada à Amazônia para dar prioridade às áreas mais ameaçadas, tais como o cerrado brasileiro e a mata atlântica (Dinerstein *et al.*, 1995; Myers *et al.*, 2000). Embora o número de espécies endêmicas seja mais baixo na Amazônia que em algumas áreas, tais como as encostas orientais dos Andes e a mata atlântica, a vasta área da Amazônia confere a esta região um lugar importante no estoque global de biodiversidade.

A biodiversidade é perdida quando florestas amazônicas são cortadas e convertidas em pastagens, o uso da terra dominante em áreas desmatadas hoje (Fearnside, 1996). Fragmentação e efeitos de borda reduzem a biodiversidade ainda mais nas florestas remanescentes que permanecem na paisagem (Laurance & Bierregaard, 1997). Estes impactos atualmente têm pouca influência sobre as decisões com relação à conversão de floresta ao nível local. Aos níveis nacionais e globais, no entanto, a grande biodiversidade da Amazônia é uma razão primária para o interesse público e oficial na redução da velocidade da destruição.

Os muitos usos da biodiversidade, atuais e em potencial, oferecem justificativas para esforços no sentido de evitar a perda de biodiversidade. Na escala da Amazônia, no entanto, o valor marginal de cada hectare adicional de perda de floresta é insuficiente para alterar o processo, pelo menos até que se chegue aos últimos hectares de floresta restante. Outras razões para manter a biodiversidade, tais como valores de existência e de opção, desempenham um papel significativo nas discussões sobre a Amazônia (por exemplo, Pearce & Myers, 1990). Talvez a coisa mais importante que se percebe nos debates sobre se são economicamente justificados investimentos na manutenção da biodiversidade amazônica é que não precisamos convencer ninguém de que a biodiversidade tem valor. Pode-se economizar muito tempo simplesmente evitando estas discussões. Do ponto de vista da biodiversidade ter um valor como serviço ambiental baseado na disponibilidade de vontade para pagar (WTP), é suficiente perceber que existe no mundo um número significativo de pessoas que acreditam que a manutenção da biodiversidade é importante, e que isto se traduz em um fluxo financeiro potencialmente significativo (Fearnside, 1999b).

A manutenção da biodiversidade representa um serviço ambiental para o qual espera-se que aumente a disponibilidade para pagar (WTP). No entanto, a Convenção sobre Diversidade Biológica (CBD, 1992) está mais atrasada do que a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UN-FCCC, 1992) em termos de desenvolvimento de mecanismos que poderiam criar fluxos monetários significativos para manter florestas tropicais.

Maximizar a biodiversidade mantida na paisagem requer o estabelecimento e defesa das áreas protegidas que contém amostras de cada tipo de vegetação (Fearnside & Ferraz, 1995; Ferreira, 2001). A maior oportunidade para manter áreas significativas de floresta se encontra na negociação com os povos indígenas cujas áreas representam uma parte grande da floresta restante em muitas áreas, e de quem as qualificações como guardiões da floresta são muito melhores do que no caso de outros atores na região.

b. Ciclagem d'água

A floresta amazônica tem um papel fundamental na ciclagem d'água na região, a metade da chuva sendo atribuída à água reciclada através das árvores. A transformação de áreas grandes

de floresta tropical em pastagens poderia ter efeitos importantes em ciclagem de água e precipitação na região. Considerando que a evapotranspiração é proporcional à área foliar, a quantidade de água reciclada pela floresta é muito maior que a quantidade reciclada pela pastagem, especialmente na estação seca quando a pastagem fica seca enquanto a floresta permanece verde. Isto é agravado pelo maior escoamento sob pastagem. Aumentos no escoamento superficial de uma ordem de grandeza têm sido medidos em séries de quadras pequenas perto de Manaus (Amazonas), Altamira (Pará), Ouro Preto do Oeste (Rondônia) e Apiaú (Roraima) (Barbosa & Fearnside, 2000; Fearnside, 1989b). Solo sob pastagens é altamente compactado, inibindo assim a infiltração de água da chuva. A chuva que cai em solo compactado escoar rapidamente pela superfície, ficando assim indisponível para liberação posterior para a atmosfera pela transpiração. Pastagens e capoeiras (florestas secundárias) têm sistemas radiculares mais rasos do que os de floresta primária, impedindo a retirada de água durante estiagens (Cochrane *et al.*, 1999; Nepstad *et al.*, 1994, 1999b).

Se a extensão do desmatamento se expandir para áreas substancialmente maiores, a evapotranspiração reduzida conduziria à chuva reduzida durante períodos secos na Amazônia. Diminuições na Amazônia seriam aproximadamente constantes em termos absolutos ao longo do ano, mas em termos percentuais eles aumentariam substancialmente durante a estação seca (Lean *et al.*, 1996). Embora o total de chuva anual diminuísse em apenas 7% pela conversão da floresta em pastagem, no mês de agosto a chuva média diminuiria de 2,2 mm/dia com floresta para 1,5 mm/dia com pastagem, o que implica em uma diminuição de 32% (Lean *et al.*, 1996: 560-561).

Com conversão de floresta amazônica em pastagens, a chuva também seria reduzida nas regiões Centro-Oeste, Centro-Sul e Sul do Brasil (Eagleson, 1986; Salati & Vose, 1984). Estudos recentes indicam que 20-30% da água é reciclada dentro da bacia amazônica (Pedro Silva Dias, declaração pública, 2002), porcentagem menor que a tradicionalmente aceita de 50% (*e.g.*, Eltahir & Brás, 1994; Salati *et al.*, 1979). Embora pudesse parecer uma boa notícia, indicando que o impacto hidrológico do desmatamento seria menor do que se pensava, na realidade é o oposto. O fato que aproximadamente 50% da chuva que cai na Bacia sai pelo rio Amazonas implica que os outros 50% seriam reciclados, presumindo que o vapor d'água ficaria dentro da Bacia. Na realidade, um pouco do vapor d'água escapa para o Pacífico, passando por cima do Andes, especialmente no canto noroeste da Bacia na Colômbia. Mais importante é o transporte de água para o as regiões sul e sul-central do Brasil, para o Paraguai, Uruguai e Argentina, além de cruzar o oceano Atlântico, para a parte sul da África. Este transporte de água para outras bacias, especialmente a bacia do rio de la Plata, dá ao desmatamento amazônico um impacto que tem sido pouco apreciado ao nível de política.

Os principais centros populacionais do Brasil, tais como Rio de Janeiro e São Paulo, estavam sujeitos a blecautes repetidos em 2001, seguido por racionamento de eletricidade como resultado dos baixos níveis de água nos reservatórios hidrelétricos na porção não-amazônica do País. O papel do vapor d'água amazônico no suprimento de chuva para esta região deveria ressaltar a importância da conservação da floresta amazônica. A água que é fornecida ao centro-sul brasileiro chega via correntes de ar (jatos de baixa altitude) vindo da Bolívia e da parte ocidental da Amazônia brasileira (Rondônia ocidental, Acre e Amazonas ocidental). A conservação de florestas nestas áreas implica em uma maior provisão de vapor de água para a região Centro-Sul.

O suprimento de vapor d'água para o centro-sul tem magnitudes diferentes e importância diferenciada dependendo da estação do ano. Durante o período de transição da época seca para chuvosa (setembro-outubro) na parte sudoeste da Amazônia, o suprimento de vapor d'água é particularmente importante para evitar um prolongamento da estação seca no Estado de São Paulo. Isto é crítico para a agricultura nas regiões agrícolas mais produtivas do Brasil. Por outro lado, a capacidade de geração hidrelétrica é particularmente dependente da

chuva no verão austral (dezembro) que corresponde à estação chuvosa na parte sudoeste da Amazônia quando a diferença entre o comportamento hidrológico de áreas florestadas e desmatadas é menor. Aproximadamente 70% da chuva no Estado de São Paulo durante este período vem de vapor d'água amazônico, de acordo com estimativas preliminares por Pedro Silva Dias, da Universidade de São Paulo (declaração pública, 2002).

Além da manutenção da precipitação na bacia amazônica e o transporte de água por longas distâncias, o desmatamento produz também efeitos em media escala. Observações recentes de um pequeno aumento (aproximadamente 5%) na precipitação na área pesadamente desflorestada de Ji-Paraná, Rondônia, junto com observações de satélite que mostram a formação de nuvens preferencialmente em cima de desmatamentos de apenas 5 km de diâmetro, confirmam os resultados teóricos preliminares sobre os efeitos de media escala do desmatamento (Ronnie Avissar, declaração pública, 2002). O efeito do desmatamento em aumentar a precipitação local através da provocação de subidas convectivas de ar que servem de gatilho para a formação de nuvens poderia levar a acreditar que o desmatamento não é tão ruim. A melhoria temporária é enganosa, pois quando o desmatamento avança, é provável que seja seguido por um declínio rápido na chuva, à medida que o desmatamento passa de um limiar. Além disso, o aumento na chuva em cima de uma área desmatada significa que a chuva foi, efetivamente, “roubada” de outro lugar. Isto inclui tanto os destinos distantes de transporte de vapor d'água como a bordas da floresta próximas do desmatamento. Bordas de floresta sofreriam porque as celas de convecção que se formam em cima de desmatamentos não só levam ar úmido para cima para provocar chuva, mas também criam uma corrente de ar de cima para baixo sobre a floresta vizinha, trazendo ar seco para baixo que inibirá a chuva e secará a floresta perto da borda da área desmatada (talvez em uma faixa de 20 km de largura, presumindo que os ventos prevalentes não estão soprando). Esta dessecação das bordas leva a uma retroalimentação adicional que reforça a degradação das margens da floresta por fogo e estresse hídrico.

A importância da chuva para a agricultura implica em um valor monetário substancial para o país em manter um nível de precipitação adequada e estável nas principais zonas agrícolas brasileiras na região Centro-Sul. A “crise” energética nas partes não amazônicas do Brasil em 2001 tem aumentado o entendimento público da importância da chuva, já que grande parte da geração de energia elétrica é por hidrelétricas. Infelizmente, pouco entendimento tem resultado desta “crise” sobre a importância da manutenção da floresta amazônica para manter a capacidade geradora do País no futuro.

A manutenção da ciclagem de água é fortemente do interesse nacional brasileiro, mas, diferente de manter a biodiversidade e evitar o efeito estufa, não impacta diretamente os países da Europa, América do Norte e Ásia. Portanto, não tem o mesmo potencial para gerar fluxos monetários internacionais. No entanto, pela lógica, a importância da água amazônica para o Brasil deveria, no mínimo, contribuir para motivar o governo a aceitar fluxos monetários internacionais para manter floresta amazônica com base nos outros serviços ambientais, sobretudo, os ligados ao efeito estufa.

c. Estoques de carbono

O desmatamento tropical mundial libera quase 30% da emissão antropogênica líquida total de gases do efeito estufa. Embora nenhum plano para controlar o efeito estufa possa ter êxito sem alcançar uma redução dos outros 70% das emissões globais, especialmente as da queima dos combustíveis fósseis, também é verdade que a contribuição do desmatamento tropical é significativa e não deveria ser omitida dos planos de mitigação.

O uso da terra e mudança do uso da terra na Amazônia brasileira no período 1981-1990 contribuiu com 6,6% do total mundial de emissão líquida comprometida de gases

causadores do efeito estufa, incluindo combustíveis fósseis e mudanças do uso da terra. As emissões comprometidas líquidas em 1990 eram equivalentes a $267-278 \times 10^6$ t de carbono equivalente a carbono de CO_2 (Fearnside, 2000a). Gases são liberados pelo desmatamento através da queima e decomposição da biomassa, pelos solos, pela exploração madeireira, pelas hidrelétricas, pelo gado e pelas queimadas recorrentes de pastagens e de capoeiras. Incêndios florestais também emitem gases, mas não estão incluídos nos cálculos. A perda de um possível sumidouro de carbono no crescimento da floresta em pé também não está incluído.

“Emissões líquidas comprometidas” representam o saldo líquido, ao longo de um período longo, das emissões e absorções de gases por sumidouros, principalmente a absorção de gás carbônico (CO_2) pelo crescimento da vegetação (Fearnside, 1997c). Os gases-traço, tais como metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), não entram na fotossíntese. Portanto, quando estes gases são liberados pelas queimadas eles se acumulam na atmosfera mesmo quando a biomassa se recupera totalmente (por exemplo, no caso do capim).

A negociação sobre regulamentação do Protocolo de Kyoto (UN-FCCC, 1997) tem levado a algumas reviravoltas das posições de diferentes países e organizações não governamentais (ONGs). Os países europeus e as ONGs internacionais sediadas na Europa têm se posicionado contra a inclusão de desmatamento evitado no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), que é definido no Artigo 12 do Protocolo de Kyoto, enquanto os EUA e ONGs sediadas nos EUA tem apoiado a inclusão. Isto se deve ao fato que o preço dos combustíveis fósseis na Europa é o dobro do preço nos EUA (ver: Sheehan, 2001: 48), e tanto os governos como os integrantes das ONGs avançariam em outras agendas (não relacionadas ao clima) se fosse possível obrigar os EUA a aumentar em muito o preço dos combustíveis (Fearnside, 2001c). No caso do Brasil, o Ministério das Relações Exteriores se opõe à inclusão do desmatamento evitado devido a preocupações geopolíticas (Council on Foreign Relations, 2001; Fearnside, 2000b), enquanto a maioria das ONGs apoiam a inclusão (“Manifestação...”, 2000).

O acordo alcançado na segunda rodada da Sexta Conferência das Partes (COP-6-bis), da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UN-FCCC), realizada em Bonn, Alemanha em julho de 2001, exclui o desmatamento evitado do MDL no primeiro período de compromisso (2008-2012). Mesmo assim, chegar a um acordo que viabilize a ratificação do Protocolo representa um grande avanço, e já modifica o quadro para investimentos em manutenção de floresta na Amazônia, mesmo sem ter crédito pelo MDL antes de 2013. A oposição dos países e ONGs europeus à inclusão do desmatamento evitado depende de circunstâncias que se aplicam apenas ao primeiro período de compromisso. Isto se deve ao fato que as “quantidades atribuídas” (cotas nacionais de emissão de carbono) foram fixas em Kyoto em 1997 para o primeiro período de compromisso, ou seja, antes de chegar a um acordo sobre as regras do jogo, tais como a inclusão de florestas. Esta circunstância abriu a possibilidade de forçar os EUA a aumentar o preço dos combustíveis fósseis se fosse fechada a porta para comprar grandes quantidades de créditos gerados em outros países (Fearnside, 2001c). Já no segundo período de compromisso as quantidades atribuídas serão renegociadas para cada país e, portanto, a inclusão do desmatamento evitado levaria os países a aceitarem cotas maiores do que seria o caso sem a inclusão de florestas no MDL.

O acordo em Bonn quebrou a paralisação em relação ao futuro do Protocolo, e aumentou o atrativo de investimentos a longo prazo visando benefícios de carbono. Por exemplo, planos de manejo florestal, que obrigatoriamente tem pelo menos 30 anos de duração no Brasil, provavelmente levariam em conta possíveis benefícios de carbono ao final do ciclo.

O futuro uso do desmatamento evitado no MDL depende de negociações sobre vários pontos críticos. Estes incluem como seriam definidas as linhas de base (“baselines”), com implicações importantes tanto para a quantidade de crédito alcançável como também para o potencial para incentivos perversos (Watson *et al.*, 2000; Hardner *et al.*, 2000). Importante

entre estas considerações são exigências relativas à certeza (Fearnside, 2000c), permanência (o tempo ao longo de que o carbono seria mantido fora da atmosfera) (Fearnside *et al.*, 2000), e várias formas de “vazamento” (efeitos do projeto, tais como a expulsão de população ou de atividade de desmatamento, que depois continuaria fora dos limites físicos ou conceituais do projeto), que podem negar a mitigação esperada (Fearnside, 1999c).

Vale a pena notar que o MDL não é o único meio pelo qual o Brasil poderia obter crédito por evitar desmatamento sob o Protocolo de Kyoto. Caso o Brasil fosse entrar no Anexo B do Protocolo, o Artigo 3.7 do Protocolo garante que as emissões volumosas do desmatamento no país em 1990 seriam incluídas na “quantidade atribuída” do Brasil, e que qualquer redução em emissões futuras abaixo dos níveis de 1990 poderia ser usada para comércio de emissões sob o Artigo 17 (Fearnside, 1999d). Diferente do Artigo 12, a elegibilidade de florestas para estes créditos não requer negociação adicional.

IV. CONCLUSÕES

Populações humanas na Amazônia formam uma parte dos ecossistemas nos quais elas vivem. A crescente escala e intensidade das atividades humanas tem impactos significativos sobre outras partes destes ecossistemas, com efeitos locais, nacionais e globais. Impactos incluem a perda da capacidade produtiva dos ecossistemas e a perda de manutenção da biodiversidade, ciclagem d'água e armazenamento de carbono na Amazônia. Mudanças ambientais atuais e esperadas afetam os seres humanos negativamente na Amazônia e em outros locais.

A contribuição da perda de floresta às mudanças climáticas, junto com outras mudanças globais, tais como a perda de biodiversidade, fundamenta a adoção de uma estratégia nova para sustentar a população da região. Ao invés de destruir a floresta para poder produzir algum tipo de mercadoria, como é o padrão atual, se usaria a manutenção da floresta como gerador de fluxos monetários baseado nos serviços ambientais da floresta, ou seja, o valor de evitar os impactos que se seguem a destruição da floresta.

V. AGRADECIMENTOS

Trabalho apresentado no IX Simpósio brasileiro de geografia física Aplicada sobre “Construindo a Geografia para o Século XXI”, 14-18 de novembro de 2001, Recife. Agradeço ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA (PPI 1-3160) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq (AI 350230/97-8; AI 465819/00-1; EU 470765/2001-1) pelo apoio financeiro. Agradeço a R.A. Rocha, M.S. Moura e R.B. Matos pela revisão do português. Todas as opiniões expressadas são do autor.

VI. LITERATURA CITADA

- Alencar, A.A. 2000. Forest degradation by logging and fire. Thematic Workshop presentation at the LBA First Scientific Conference. 28 June 2000, Belém, Pará.
- Amazonas em Tempo* [Manaus]. 15 de setembro de 1999. 'Amazonino quer discutir zoneamento da Amazônia'. p. B-7.
- Angelo, H. 1998. *As Exportações Brasileiras de Madeiras Tropicais*. Tese de Ph.D. em ciências florestais, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 129 p.
- Barbosa, R.I. & P.M. Fearnside. 1999. Incêndios na Amazônia brasileira: Estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento "El Niño" (1997/98). *Acta Amazonica* 29(4): 513-534.
- Barbosa, R.I. & P.M. Fearnside. 2000. Erosão do solo na Amazônia: Estudo de caso na região do Apiaú, Roraima, Brasil. *Acta Amazonica* 30(4): 601-613.
- Barthem, R.B. 1992. Desenvolvimento da pesca comercial na bacia amazônica e consequências para os estoques pesqueiros e a pesca de subsistência. p. 489-522 In: L.E. Aragón (ed.) *Desenvolvimento Sustentável nos Trópicos Úmidos*. (Série Cooperação Amazônica, Vol. 13) Associação de Universidades Amazônicas (UNAMAZ)/Universidade Federal do Pará (UFPA), Belém, Pará. 634 p.
- Brasil, ELETROBRÁS (Centrais Elétricas do Brasil). 1987. *Plano 2010: Relatório Geral. Plano Nacional de Energia Elétrica 1987/2010 (Dezembro de 1987)*. ELETROBRÁS, Brasília, DF. 269 p.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2000. Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite: 1998-1999. INPE, São José dos Campos, SP. (<http://www.inpe.br>).
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2002. Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite: 2000-2001. INPE: São José dos Campos, SP. [disponível em: <http://www.inpe.br>]
- Brasil, MCT (Ministério da Ciência e Tecnologia). 2001. Emissões de gases do efeito estufa derivados de reservatórios hidrelétricos. (http://www.mct.gov.br/clima/comunic_old/method.htm).
- Brasil, MMA (Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal). 1996. *Ecossistemas Brasileiros e os principais macrovetores de desenvolvimento: Subsídios ao planejamento e da gestão Ambiental*. MMA, Secretaria de Coordenação dos Assuntos do Meio Ambiente (SCAMA), Programa Nacional do Meio Ambiente (PNMA), Brasília, DF. 188 p.
- Brasil, Ministério dos Transportes. 1999. *Hidrovia Tocantins-Araguaia*. ([Http://www.transportes.gov.br/STA/DHI/tocara.htm](http://www.transportes.gov.br/STA/DHI/tocara.htm)).
- Carter, Y. & M. Hulme. 2000. Interim characterizations of regional climate and related changes up to 2100 associated with the provisional SRES marker emissions scenarios. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Secretariat, World Meteorological Organization, Geneva, Suíça.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 1992. International convention on biological diversity. (<http://www.biodiv.org/>)
- Cochrane, M.A., A.A. Alencar, M.D. Schulze, C.M. Souza, D.C. Nepstad, P. Lefebvre, & E.A. Davidson. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1.832-1.835.
- Cochrane, M.A. & M.D. Schulze. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31(1): 2-16.
- Cotton, C. & T. Romine. 1999. Facing destruction: A Greenpeace briefing on the timber industry in the Brazilian Amazon. Greenpeace International, Amsterdam, Países Baixos. 21 p.
- Council on Foreign Relations Independent Task Force. 2001. A letter to the President and a memorandum on U.S. policy toward Brazil. Council on Foreign Relations, New York, E.U.A. 13 p. (disponível em: <http://www.cfr.org>).
- Cox, P.M., R.A. Betts, C.D. Jones, S.A. Spall & I.J. Totterdell. 2000. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. *Nature* 408: 184-187.
- Dinerstein, E., D.M. Olson, D.J. Graham, A.L. Webster, S.A. Primm, M.P. Bookbinder & G. Ledec. 1995. *A Conservation Assessment of the Terrestrial Ecoregions of Latin America and the Caribbean*. The World Bank, Washington, DC, E.U.A. 129 p.
- Eagleson, P.S. 1986. The emergence of global-scale hydrology. *Water Resources Research* 22(9): 6s-14s.
- Eltahir, E.A.B. & R.L. Brás. 1994. Precipitation recycling in the Amazon Basin. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 120: 861-880.
- Eve, E., F.A. Arguelles & P.M. Fearnside. 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(3): 251-267.
- Fearnside, P.M. 1989a. Brazil's Balbina Dam: Environment versus the legacy of the pharaohs in Amazonia. *Environmental Management* 13(4): 401-423.
- Fearnside, P.M. 1989b. *Ocupação Humana de Rondônia: Impactos, Limites e Planejamento*. Relatórios de Pesquisa No. 5, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Brasília, DF. 76 p.
- Fearnside, P.M. 1993. Desmatamento na Amazônia: Quem tem razão-- o INPE ou a NASA? *Ciência Hoje* 16(96): 6-8.

- Fearnside, P.M. 1995a. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. *Biomass and Bioenergy* 8(5): 309-322.
- Fearnside, P.M. 1995b. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. *Environmental Conservation* 22(1): 7-19.
- Fearnside, P.M. 1995c. Potential impacts of climatic change on natural forests and forestry in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 78: 51-70.
- Fearnside, P.M. 1996. Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management* 80(1-3): 21-34.
- Fearnside, P.M. 1997a. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20(1): 53-70.
- Fearnside, P.M. 1997b. Protection of mahogany: A catalytic species in the destruction of rain forests in the American tropics. *Environmental Conservation* 24(4): 303-306.
- Fearnside, P.M. 1997c. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change* 35(3): 321-360.
- Fearnside, P.M. 1998. Plantation forestry in Brazil: Projections to 2050. *Biomass and Bioenergy* 15(6): 437-450.
- Fearnside, P.M. 1999a. Social Impacts of Brazil's Tucuruí Dam. *Environmental Management* 24(4): 485-495.
- Fearnside, P.M. 1999b. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: Risks, value and conservation. *Environmental Conservation* 26(4): 305-321.
- Fearnside, P.M. 1999c. 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(3): 171-189.
- Fearnside, P.M. 1999d. Como o efeito estufa pode render dinheiro para o Brasil. *Ciência Hoje* 26(155): 41-43.
- Fearnside, P.M. 2000a. Greenhouse gas emissions from land use change in Brazil's Amazon region. p. 231-249. In: R. Lal, J.M. Kimble & B.A. Stewart (eds). *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, E.U.A. 438 p.
- Fearnside, P.M. 2000b. O Potencial do Setor Florestal Brasileiro para a Mitigação do Efeito Estufa sob o "Mecanismo de Desenvolvimento Limpo" do Protocolo de Kyoto. p. 59-74 In: A.G. Moreira & S. Schwartzman (eds.) *As Mudanças Climáticas Globais e os Ecossistemas Brasileiros*. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), Brasília, DF. 165 p.
- Fearnside, P.M. 2000c. Uncertainty in land-use change and forestry sector mitigation options for global warming: plantation silviculture versus avoided deforestation. *Biomass and Bioenergy* 18(6): 457-468.
- Fearnside, P.M. 2001a. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environmental Management* 27(3): 377-396.
- Fearnside, P.M. 2001b. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. *Environmental Conservation* 28(1): 23-38.
- Fearnside, P.M. 2001c. Saving tropical forests as a global warming countermeasure: An issue that divides the environmental movement. *Ecological Economics* 39(2): 167b-184.
- Fearnside, P.M. 2002. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water, Air and Soil Pollution* 133(1-4): 69-96.
- Fearnside, P.M. & J. Ferraz. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. *Conservation Biology* 9(5): 1134-1147.
- Fearnside, P.M., D.A. Lashof & P. Moura-Costa. 2000. Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5(3): 239-270.
- 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, Amazonas. 203 p. *Gazeta Mercantil* [Brasília]. 2001. "Energia: MP fixa prazos para licenças ambientais." 15 de maio de 2001. (<http://www.gazetamercantil.com.br>).
- Giorgi, F. & 58 outros. 2001. Regional climate simulation-Evolution and projections. Capítulo 10 In: Houghton, J.T., Y. Ding, D.G. Griggs, M. Noguer, R.J. Van der Linden & D. Xiasu (eds.) 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 944 p.
- Gonçalves, S.L.F. 1998. Análise da indústria do segmento laminados e compensados no Estado do Amazonas, 1996. Dissertação de mestrado em ciências florestais, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná. 107 p.
- Hardner, J.J., P.C. Frumhoff & D.C. Goetz. 2000. Prospects for mitigating carbon, conserving biodiversity, and promoting socioeconomic development through the Clean Development Mechanism. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5: 61-80.
- Higuchi, N. 1997. Exploração seletiva de madeira na Amazônia brasileira: Sua relação com o desmatamento e o mercado internacional de madeira dura tropical. P. 13-30 In: N. Higuchi, J.B.S. Ferraz, L. Anthony, F. Luizão, R. Luizão, Y. Biot, I. Hunter, J. Proctor & S. Ross (eds.) *Bionte: Biomassa e Nutrientes Florestais*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazonia (INPA), Manaus, Amazonas. 345 p.
- Johns, A.G. 1997. *Timber Production and Biodiversity Conservation in Tropical Rain Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 225 p.

- Junk W.J. & J.A.S. de Mello. 1987. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. p. 367-385 In: G. Kohlhepp & A. Schrader (eds.) *Homem e Natureza na Amazônia*. Tübinger Geographische Studien 95 (Tübinger Beiträge zur Geographischen Lateinamerika-Forschung 3). Geographisches Institut, Universität Tübingen, Tübingen, Alemanha. 507 p.
- Kehring, H.A., O. Malm, H. Akagi, J.R.D. Guimarães & J.P.M. Torres. 1998. Methylmercury in fish and hair samples from the Balbina Reservoir, Brazilian Amazon. *Environmental Research* 77: 84-90.
- Kimmerling, J. 2000. Oil development in Ecuador and Peru: Law, politics and the environment. p. 73-96. In: A. Hall (ed.) *Amazonia at the Crossroads: The Challenge of Sustainable Development*. Institute of Latin American Studies (ILAS), University of London, London, Reino Unido. 257 p.
- Krug, T. 2000. Forest degradation by logging and fire. Thematic Workshop presentation at the LBA First Scientific Conference. 28 de junho de 2000, Belém, Pará.
- Krug, T. 2001. O quadro do desflorestamento da Amazônia. pp: 91-98 In: V. Fleischesser (ed.) *Causas e Dinâmica do Desmatamento na Amazônia*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. 436 p.
- Laurance, W.F. & R.O. Bierregaard, Jr. (eds.) 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, E.U.A. 616 p.
- Lean, J., C.B. Bunton, C.A. Nobre & P.R. Rowntree. 1996. The simulated impact of Amazonian deforestation on climate using measured ABRACOS vegetation characteristics. p. 549-576 In: J.H.C. Gash, C.A. Nobre, J.M. Roberts & R.L. Victoria (eds.) *Amazonian Deforestation and Climate*. Wiley, Chichester, Reino Unido. 611 p.
- Leino, T. & M. Lodenius. 1995. Human hair mercury levels in Tucuruí area, state of Pará, Brazil. *The Science of the Total Environment* 175: 119-125.
- “Manifestação da sociedade civil brasileira sobre as relações entre florestas e mudanças climáticas e as expectativas para a COP-6, Belém, 24 de outubro de 2000.” 2000. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), Belém, Pará. 2 p. (disponível em: <http://www.ipam.org.br/polamb/manbelem.htm>).
- Mata, L.J. & 26 outros. 2001. Latin America. p. 693-734 In: J.J. McCarthy, O.F. Canziani, N.A. Leary, D.J. Dokken & K.S. White (eds.) *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 1032 p.
- Mattos, M.M. & C. Uhl. 1994. Economic and ecological perspectives on ranching in the Eastern Amazon. *World Development* 22: 145-58.
- McGrath, D.G. 2000. Avoiding a tragedy of the commons: Recent developments in the management of Amazonian fisheries. p. 171-187 In: A. Hall (ed.) *Amazonia at the Crossroads: The Challenge of Sustainable Development*. Institute of Latin American Studies (ILAS), University of London, London, Reino Unido. 257 p.
- Mitchell, J.F.B., R.A. Davis, W.J. Ingram & C.A. Senior. 1995. On surface temperature, greenhouse gases and aerosols: Models and observations. *Journal of Climate* 10: 2.364-2.386.
- Myers, N. 1992. *The Primary Source: Tropical Forests and our Future*, 2nd ed., W.W. Norton, New York, NY, E.U.A. 416 p.
- Myers, N., R.A. Mittermeier, C.G. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Nelson, B.W. 2001. Fogo em florestas da Amazônia Central. In: *Anais, X Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Foz do Iguaçu, Brasil 21-26 April*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, São Paulo. (CD-ROM).
- Nepstad, D.C., J.P. Capobianco, A.C. Barros, G. Carvalho, P. Moutinho, U. Lopes & P. Lefebvre. 2000. Avança Brasil: Os Custos Ambientais para Amazônia. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), Belém, Pará. 24 p. (disponível em: <http://www.ipam.org.br/avanca/politicas.htm>).
- Nepstad, D.C., G. Carvalho, A.C. Barros, A.A. Alencar, J.P. Capobianco, J. Bishop, P. Moutinho, P. Lefebvre & U.L. Silva, Jr. & E. Prins 2001. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. *Forest Ecology and Management* 154(3): 395-407.
- Nepstad, D.C., C.R. Carvalho, E.A. Davidson, P.H. Jipp, P.A. Lefebvre, G.H. Negreiros, E.D. Silva, T.A. Stone, S.E. Trumbore & S. Vieira. 1994. The role of deep roots in the hydrological cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372: 666-669.
- Nepstad, D.C., A.G. Moreira & A.A. Alencar. 1999b. *A Floresta em Chamas: Origens, Impactos e Prevenção de Fogo na Amazônia*. Banco Mundial, Brasília, DF. 172 p.
- Nepstad, D.C., A. Veríssimo, A.A. Alencar, C.A. Nobre, E. Lima, P. Lefebvre, P. Schlesinger, C. Potter, P. Moutinho, E. Mendoza, M. Cochrane & V. Brooks. 1999a. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508.
- Nijssen, B., G.M. O'Donnell, A.F. Hamlet & D.P. Lettenmaier. 2001. Hydrologic sensitivity of global rivers to climate change. *Climatic Change* 59(1-2): 143-175.
- Niles, J.O. 2000. Additional benefits of reducing carbon emissions from tropical deforestation. Morrison Institute for Population and Resource Studies Working Paper No. 84, Stanford University, Stanford, California, E.U.A. 26 p.
- Nobre, C.A. 2001. Amazônia: Fonte ou sumidouro de carbono? p. 197-224 In: V. Fleischesser (ed.) *Causas e Dinâmica do Desmatamento na Amazônia*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. 436 p.
- Pearce, D. & N. Myers. 1990. Economic values and the environment of Amazonia. p. 383-404 In: D. Goodman & A. Hall (eds.) *The Future of Amazonia: Destruction or Sustainable Development?* Macmillan, London, Reino Unido 419 p.

- Pfeiffer, W.C. & L.D. de Lacerda. 1988. Mercury inputs into the Amazon Region, Brazil. *Environmental Technology Letters* 9: 325-330.
- Pfeiffer, W.C., L.D. de Lacerda, O. Malm, C.M.M. Souza, E.G. Silveira & W.R. Bastos. 1989. Mercury concentrations in inland waters of goldmining areas in Rondônia, Brazil. *Science of the Total Environment* 87/88: 233-240.
- Pfeiffer, W.C., L.D. de Lacerda, W. Solomons & O. Malm. 1993. Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. *Environmental Review* 1: 26-37.
- Pfeiffer, W.C., O. Malm, C.M.M. Souza, L.D. de Lacerda, E.G. Silveira & W.R. Bastos. 1991. Mercury in the Madeira River Ecosystem, Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management* 38: 239-245.
- Porvari, P. 1995. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and river Mojú in Amazonian, in the state of Pará, Brazil. *The Science of the Total Environment* 175: 109-117.
- Robbins, C.F. 2000. *Mahogany Matters: The U.S. Market for Big-leafed Mahogany and its Implications for the Conservation of the Species*. TRAFFIC-North America, Washington, DC, E.U.A. 58 p. (disponível em: <http://www.worldwildlife.org/forests/attachments/mahogany.pdf>)
- Robinson, J.G., K.H. Redford & E.L. Bennett. 1999. Wildlife harvest in logged tropical forests. *Science* 284: 595-596.
- Roulet, M. & M. Lucotte. 1995. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. *Water, Air, and Soil Pollution* 80: 1.079-1.088.
- Salati, E., A. Dall'Olio, E. Matusi & J.R. Gat. 1979. Recycling of water in the Brazilian Amazon Basin: An isotopic study. *Water Resources Research* 15: 1.250-1.258.
- Salati, E. & P.B. Vose. 1984. Amazon Basin: A system in equilibrium. *Science* 225: 129-138.
- Schimel, D. & 75 outros. 1996. Radiative forcing of climate change. p. 65-131 In: J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (eds.) *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 572 p.
- Sheehan, M.O.M. 2001. City limits: Putting the brakes on urban sprawl. Worldwatch Paper 156, Worldwatch Institute, Washington, DC, E.U.A. 85 p.
- Silva-Forsberg, M.C., B.R. Forsberg & V.K. Zeidemann. 1999. Mercury contamination in humans linked to river chemistry in the Amazon Basin. *Ambio* 28(6): 519-521.
- Skole, D. 2000. Forest degradation by logging and fire. Thematic Workshop presentation at the LBA First Scientific Conference. 28 de junho de 2000, Belém, Pará.
- Smeraldi, R. & A. Verissimo. 1999. *Acertando o Alvo: Consumo de Madeira no Mercado Interno Brasileiro e Promoção da Certificação Florestal*. Amigos da Terra-Programa Amazônia, São Paulo, Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola (IMAFLOA), Piracicaba & Instituto para o Homem e o Meio Ambiente na Amazônia (IMAZON), Belém, Pará. 41 p.
- Uhl, C. & R. Buschbacher. 1985. A Disturbing Synergism Between Cattle-Ranch Burning Practices and Selective Tree Harvesting in the Eastern Amazon. *Biotropica* 17(4): 265-268.
- UN-FCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 1992. United Nations Framework Convention on Climate Change. (disponível em inglês em: <http://www.unfccc.de> e em português em: <http://www.mct.gov.br>).
- UN-FCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 1997. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, Document FCCC/CP/1997/7/Add1. (disponível em inglês em: <http://www.unfccc.de> e em português em: <http://www.mct.gov.br>).
- Watson, C.E., J. Fishman, G.L. Gregory & G.W. Sachse. 1991. A comparison of wet and dry season ozone and CO over Brazil using in situ and satellite measurements. p. 115-121. In: J.S. Levine (ed.) *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*. MIT Press, Boston, Massachusetts, E.U.A. 640 p.
- Watson, R.T., I.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo & D.J. Dokken (eds.) 2000. *IPCC Special Report on Land Use, Land-Use Change, and Forestry*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 377 p.



Chico Mendes, na primeira reserva extrativista (São Luis do Remanso, Acre), ele seria assassinado em 1988. O papel das reservas em manter a biodiversidade é um dos principais motivos que justificam a sua criação.

BIODIVERSIDADE NAS FLORESTAS AMAZÔNICAS BRASILEIRAS: RISCOS, VALORES E CONSERVAÇÃO

Capítulo 2

RESUMO: A rica biodiversidade das florestas amazônicas é um dos vários fatores que levam à conclusão de que são necessários maiores esforços para reduzir a destruição destas florestas. Riscos para a biodiversidade nas florestas amazônicas incluem desmatamento, exploração madeireira, fogos, fragmentação, extinção da fauna, invasão de espécies exóticas e mudanças de clima. Valores financeiros fixados para a biodiversidade dependem fortemente dos propósitos da valoração. Benefícios utilitários incluem o valor dos produtos da floresta atualmente comercializados e aqueles que ainda não são explorados, além do valor monetário dos benefícios ambientais. Valores não monetários das florestas amazônicas também são

componentes essenciais nas tomadas de decisões sobre conservação. Estimativas da "vontade de pagar" e da "vontade de aceitar" podem ser úteis como indicadores de fluxos financeiros em potencial, mas não deveriam ser confundidos com o valor real das florestas para a sociedade. Uma valoração com a finalidade de fixar penalidades pela destruição da biodiversidade é uma importante questão legal no Brasil, e deve levar em conta fatores adicionais.

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

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

I. BIODIVERSIDADE E AMAZÔNIA

"Diversidade biológica", ou "biodiversidade", refere-se à variabilidade total de vida na Terra (Heywood & Watson, 1995: 5). Não inclui apenas a variação ao nível de espécies, mas também a variação a outros níveis taxonômicos, a variação genética (por exemplo, dentro de uma população), e a variação em funções ecológicas, tais como aquelas de polinizadores e dispersores de sementes. A Convenção sobre a Diversidade Biológica, aberta para assinaturas na Conferência de Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED ou ECO-92) em 1992, entrou em vigor em dezembro de 1993 com o objetivo de avançar na conservação global de biodiversidade e na sua contribuição ao desenvolvimento sustentável (CBD, 2001). A Avaliação Global da Biodiversidade, comissionada pelo Programa de Meio Ambiente das Nações Unidas (UNEP) em 1993 e completada em 1995, providencia informação de base científica para a implementação da Convenção (Heywood & Watson, 1995). A "Avaliação do Milênio" está atualizando e ampliando essa base de informações (Millenium Ecosystem Assessment, 2001). O cenário para o futuro da biodiversidade contém incertezas enormes, tanto pelo entendimento dos processos ecológicos como pelas presunções sobre o futuro (Sala *et al.*, 2000).

O Brasil é um dos cinco "países de megadiversidade" no mundo reconhecido pelo Fundo Mundial para a Natureza (WWF) (Mittermeier, 1988). De acordo com a Avaliação dos Recursos Florestais da Organização para Alimentos e Agricultura das Nações Unidas (FAO,

1993), o Brasil possui 41% de todas as florestas restantes classificadas como "floresta pluvial tropical". Calcula-se que o Brasil possui 55.000 espécies de plantas angiospermas, mais do que qualquer outro país (McNeely *et al.*, 1990). O Brasil possui 524 espécies de mamíferos (da Fonseca *et al.*, 1996), que o coloca como terceiro no mundo. O Brasil tem 1679 espécies de aves (Stotz *et al.*, 1996), um número só excedido pela Colômbia e Peru, enquanto que as 516 espécies de anfíbios presentes no Brasil é a maior quantidade do mundo em um único país (McNeely *et al.*, 1990). Similarmente, as borboletas e répteis colocam o País em 4º lugar com 467 e 74 espécies, respectivamente.

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

II. RISCOS PARA A BIODIVERSIDADE EM FLORESTAS AMAZÔNICAS

a. Desmatamento

Dados do satélite LANDSAT interpretados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) indicam que até 2000 a área de floresta desmatada na Amazônia brasileira (Fig. 1) havia alcançado $583,3 \times 10^3 \text{ km}^2$ (14,6% dos $4 \times 10^6 \text{ km}^2$ originalmente florestados dos $5 \times 10^6 \text{ km}^2$ da Amazônia Legal), incluindo aproximadamente $100 \times 10^3 \text{ km}^2$ de desmatamentos "antigos" (pré-1970) no Pará e no Maranhão (Brasil, INPE, 2000). A Amazônia Legal é uma região quase do tamanho da Europa Ocidental, e a área que foi desmatada até agora é maior que a França.

Durante o período de 1978-1988, a floresta foi destruída a uma taxa de $20,4 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ (incluindo inundações por hidrelétricas), a taxa declinou (começando em 1987) para $11,1 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1990-1991, elevando-se para $14,9 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1992-1994; saltando então para $29,1 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1994-1995, caindo para $18,2 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1995-1996 e $13,2 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1997, aumentou novamente para $17,4 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1998, $17,3 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1999 e $18,2 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 2000 (Brasil, INPE, 2000). Uma estimativa preliminar para 2001 que indicava uma diminuição na taxa de desmatamento para $15,8 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$, posteriormente foi revisada para $18,2 \times 10^3 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$, (Brasil, INPE, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002; Fearnside, 1997a).

A interpretação das causas do desmatamento sugerida por dados do desmatamento brasileiro influencia fortemente qualquer conclusão que possa ser tomada considerando se é possível reduzir o desmatamento e quais as contramedidas que poderiam ser mais eficazes. Recentemente, o presidente do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) interpretou estes dados como um indicativo de que o desmatamento é agora principalmente feito por agricultores sem terra e pequenos agricultores (Traumann, 1998). O INPE interpretou os números da mesma maneira para 1997 e 1998 (*Época*, 1999). Se for este o caso, reduções significativas nas taxas de desmatamento não seriam possíveis, ou seriam difíceis e caras, sem agravar a pobreza na região. Porém, quatro linhas independentes de evidência indicam que ainda são os ricos, e não os pobres, que são responsáveis pela maior parte do desmatamento no Brasil. A primeira indicação é a estreita correspondência entre as



Fig. 1 - Amazônia Legal e locais mencionados no texto.

grandes variações das taxas de desmatamento e as mudanças macroeconômicas que afetam os investidores em vez de pequenos agricultores que usam mão-de-obra familiar. O declínio na taxa de desmatamento de 1987 até 1991 pode ser mais bem explicado pela crise econômica cada vez pior no Brasil durante este período. Os fazendeiros simplesmente não tiveram dinheiro para investir na ampliação das pastagens tão rapidamente quanto no passado. No declínio de 1991, os investidores estavam ainda sem acesso à maioria dos seus fundos porque o Presidente Fernando Collor havia congelado as contas bancárias no País em 1990. O pico de 1995 é mais bem compreendido como um reflexo da recuperação econômica sob o Plano Real, um conjunto de reformas econômicas implantadas em julho de 1994 que resultou em maiores volumes de dinheiro se tornando disponíveis para investimentos, inclusive investimentos nas fazendas pecuaristas. A queda nas taxas de desmatamento nos anos seguintes a 1995 é uma consequência lógica do Plano Real tendo cortado a taxa de inflação nitidamente. O valor da terra alcançou um pico em 1995, e caiu aproximadamente 50% até o final de 1997. Queda no valor da terra faz com que a especulação da terra fique sem atrativos para os investidores.

A segunda linha de evidência de que os médios e grandes fazendeiros são os principais agentes do desmatamento é a distribuição da atividade do desmatamento entre os nove estados da região; isto indica que a maioria do desmatamento está nos estados que são dominados por fazendeiros: o estado de Mato Grosso, sozinho, respondeu por 26% do total dos $11,1 \cdot 10^3 \text{ km}^2$ em 1991. O Mato Grosso tem a porcentagem mais alta de sua terra particulares em fazendas de 1.000 ha ou mais: 84% pelo último (1985) censo agrícola. Em contraste, Rondônia (um estado que ficou famoso pelo desmatamento por pequenos agricultores) foi responsável por apenas 10% do total do desmatamento em 1991 e o Acre, 3%. O número de propriedades em cada

classe de tamanho explicou 74% da variação na taxa de desmatamento entre os nove estados amazônicos em 1990 e 1991. Regressões múltiplas indicam que podem ser atribuídos 30% do desmatamento nestes anos a pequenos agricultores (propriedades <100 ha em área), e os 70% restantes a médios ou grandes fazendeiros (Fearnside, 1993).

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

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

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

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

b. Exploração madeireira

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

A exploração madeireira tem impactos indiretos por levar à construção de estradas de acesso e por prover fazendeiros com recursos para a expansão de pastagens. Também torna a floresta remanescente muito mais suscetível aos incêndios devido à morte acidental de muitas

árvores que não foram cortadas, à abertura da copa da floresta, e por deixar grandes quantidades de madeira morta na floresta. Isto foi documentado nas áreas de exploração madeireira na Amazônia Oriental (Nepstad *et al.*, 1999a; Uhl & Buschbacher, 1985; Uhl & Kauffman, 1990). Exploração madeireira tem se expandido rapidamente em muitas partes da região, e espera-se que aumente mais rapidamente no futuro quando as florestas asiáticas não serão mais capazes de fornecer o volume de madeira exigido pelos mercados globais. A maioria da floresta que queimou em Roraima estava em áreas que não tinham sofrido qualquer quantia significativa de atividade madeireira (Barbosa & Fearnside, 1999); isto deveria servir como uma advertência do perigo presente no resto da região, onde as condições para iniciação de incêndios nas florestas primárias podem ser alcançadas com maior frequência (Nepstad *et al.*, 1999b).

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

c. Incêndios

O Grande Incêndio de Roraima ocorrido de setembro de 1997 a março de 1998 trouxe a atenção para a importância do clima como um fator a ser considerado nos esforços para manter a floresta amazônica. Os eventos El Niño, como o que ocorreu em 1997-98, são oscilações naturais (não causadas por atividade humana), das quais, quando acrescentadas aos efeitos da ação humana, podem conduzir a incêndios em florestas primárias (Barbosa & Fearnside, 1999). Estradas e assentamentos adjacentes às áreas de floresta que são supostamente protegidas (como a Área Indígena Yanomami) fornecem focos de fogo que têm alta probabilidade de sair do controle e entrar na floresta. Estradas e assentamentos são implantados por autoridades governamentais que tomam decisões para implementá-los, sem levar em conta os impactos do fogo além daqueles que se espera acontecer devido ao corte e a queima para a agricultura. Decisões em muitos projetos de infra-estrutura, como estes, poderiam ser diferentes se os custos ambientais totais fossem calculados e corretamente ponderados no processo de tomada de decisão.

Espera-se que uma expansão significativa de áreas desmatadas na Amazônia leve a uma diminuição da chuva na região, particularmente na estação seca (Lean *et al.*, 1996). Isto, quando acrescentado aos efeitos da existência de focos de iniciação de fogo e o aumento da flamabilidade causada pela exploração madeireira, pode fazer com que uma mesma intensidade de El Niño provoque maiores impactos na floresta, portanto aumentando mais o custo ambiental do avanço de desmatamento na região (Cochrane *et al.*, 1999; Nepstad *et al.*, 1999b).

d. Fragmentação

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

barreiras que separam os fragmentos.

e. Depleção ou extinção da fauna

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

f. Invasão por espécies exóticas

A invasão por espécies exóticas pode ter efeitos dramáticos em ecossistemas florestais. Tradicionalmente, foi pensado que a alta diversidade de florestas tropicais as protege das explosões de populações de espécies invasoras que caracterizam muitos ecossistemas mais simples. Apesar da sua diversidade, a invasão por espécies exóticas representa uma ameaça significativa em ecossistemas amazônicos (Magnussen *et al.*, 1998).

g. Mudança climática

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

III. O VALOR DA BIODIVERSIDADE

a. O propósito da valoração

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

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

Um outro uso de valoração é para fixar valores de multas e de reivindicações de danos

civis pela destruição de ecossistemas naturais. Embora os julgamentos civis e criminais sejam legalmente bastante distintos, eles compartilham um propósito comum: intimidar os possíveis destruidores dos ecossistemas.

b. Valor financeiro de benefícios utilitários

1. Fatores determinantes do valor financeiro

O valor financeiro dos benefícios da biodiversidade é determinado por vários fatores. De grande importância é a taxa de desconto que seria aplicada para traduzir custos e benefícios futuros em condições atuais. Empresas e investidores individuais regularmente baseiam as suas decisões financeiras em taxas de desconto determinadas pela taxa que pode ser ganha com dinheiro em investimentos alternativos na economia. Estas taxas estão tipicamente na faixa de 10% ao ano em termos reais (*i.e.*, depois da correção pela inflação). Como descontos a estas taxas resultariam em quase nenhum peso sendo dado aos impactos ou às oportunidades além de aproximadamente 30 anos no futuro, eles são inadequados para serem usados por governos ou outros tomadores de decisões sobre o bem-estar da sociedade em geral, inclusive o bem-estar de gerações futuras. Taxas de desconto altas também têm efeitos perversos no uso sustentável de populações naturais, tais como árvores da floresta amazônica (Fearnside, 1989a). Diferenças nas taxas de desconto podem ter efeitos drásticos sobre as conclusões: escolhendo uma taxa de desconto de 3% versus uma de 6% representa uma diferença de um fator de 20 até o ano 2100.

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

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

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

Quando a sociedade toma decisões sobre a segurança de diferentes planos de ação,

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

2. Produtos florestais comercializados atualmente

A renda que as florestas podem produzir continuamente é uma classe de valor que deve ser contabilizada em qualquer esquema de valoração; mas não deveria ser confundido com o valor monetário de uma venda feita de tudo contido em um ecossistema. A habilidade da floresta em pé para gerar produtos de valor comercial em uma base sustentável é, por si só, suficiente para fazer a manutenção de floresta atraente quando comparado com as pastagens de gado de baixa produtividade que substituem a floresta na Amazônia brasileira (Hecht, 1992a). Porém, as altas taxas de desconto normalmente aplicadas para avaliar projetos de desenvolvimento na Amazônia podem reduzir fortemente a atração de qualquer forma de uso sustentável (Fearnside, 1989a). O fato óbvio de que são sacrificadas vastas áreas de floresta para pastagem de gado não invalida isto, desde que a decisão para converter floresta em pastagens seja explicada pelos diferentes fatores envolvidos: os fazendeiros e os especuladores não podem e estão pouco dispostos a fazer uso de floresta em pé; derrubá-la é realmente, o modo mais eficaz para estes grupos recentemente chegados liberar a área de extrativistas e de povos indígenas que previamente a habitaram. A especulação da terra e os incentivos financeiros do governo acrescentam à rentabilidade de derrubar para pastagem, até mesmo frente a uma produção desprezível de carne bovina (Browder, 1988; Fearnside, 1980b, 1987; Hecht, 1992b, 1993; Hecht *et al.*, 1988). Faminow (1998) apresentou uma visão contrária (para uma refutação, veja Fearnside, 1999a).

A madeira extraída em longos ciclos de rotação de manejo florestal sustentável poderia produzir uma renda significativa, embora pouquíssima da exploração madeireira que vem sendo praticada na Amazônia tem sido feita visando a sustentabilidade (Eve *et al.*, 2000; Fearnside, 1989a; Rankin, 1985). A definição de regras sobre manejo florestal em 1997, seguido por um aumento gradativo nos esforços governamentais para obrigar o setor madeireiro a seguir as regras, tem resultado em um aumento da proporção da madeira vindo de projetos licenciados, embora ainda com grandes discrepâncias entre a teoria e a prática.

Sistemas sustentáveis invariavelmente requerem que a proporção da madeira que é colhida em cada ciclo seja limitada. Deixar a madeira de valor na floresta aumenta os lucros futuros, independente da atração de deixar árvores do ponto de vista da sustentabilidade. Já que as florestas comercialmente valiosas do Sudeste Asiático deixarão de prover madeira para suprir a demanda mundial, o preço da madeira relativo às outras mercadorias poderá subir significativamente. Até mesmo se a floresta fosse vista como um recurso a ser explorado não sustentavelmente, o Brasil ainda seria sábio em deixar as árvores na floresta por algumas décadas a mais antes de cortá-la e vendê-la. Por exemplo, uma árvore seria equivalente a um título financeiro com maturidade de 20 a 30 anos.

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

vizinhas (Myers, 1989, 1992; Oldfield, 1981).

3. *Produtos florestais inexplorados atualmente*

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

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

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

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

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

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

4. Valor monetário de benefícios ambientais

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

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



Caça de animais, aqui na rodovia Transamazônica, reduz a biodiversidade mesmo sem o desmatamento.

do estresse de falta d'água, as secas aumentam o perigo de incêndios penetrarem e destruírem a floresta tropical em pé (como aconteceu em Roraima durante a seca do El Niño de 1997/1998).

Evitar o efeito estufa é o benefício da manutenção da floresta para o qual o mundo tem mais vontade de pagar no momento. Cada hectare de floresta desmatado em 1990 liberou 194 t de carbono (C) como uma emissão comprometida líquida (*i.e.*, depois de deduzir o recrescimento futuro da floresta secundária e de outros componentes da paisagem substituída) (Fearnside 2000a, atualizado de Fearnside, 1997d). Considerando a liberação de 194 t C ha⁻¹ e a vontade de pagar por emissões evitadas de US\$ 5-35 t⁻¹ C, o valor ao evitar o desmatamento corresponde a US\$ 970-6.790 ha⁻¹ de floresta, com um ponto central de US\$ 3.880 ha⁻¹.

O contraste destes valores com os lucros atuais de cortar a floresta está claro. O preço médio de terra florestada na Amazônia brasileira calculou-se em aproximadamente US\$ 150 ha⁻¹ durante o período de 1997-1998 (antes da desvalorização Real em 1999). Embora a compra de terra não seja proposta, o preço da terra é importante como um indicador do que se pode produzir atualmente sob as opções de uso da terra disponíveis aos compradores, geralmente a venda da madeira e conversão da terra em pastagem para pecuária. O preço da terra representa o valor presente líquido do fluxo de renda do desmatamento, considerando a taxa de desconto usada por investidores nas suas decisões financeiras. O valor dos benefícios do carbono ao manter a floresta é 6 a 45 vezes mais alto do que o valor do desmatamento, enquanto o valor do desmatamento em 1998 era de US\$ 1,6-11,4 bilhões (Fearnside 2000b).

c. Valores não monetários

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

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

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

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

d. Vontade de pagar/vontade de aceitar

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

O valor da biodiversidade é mal quantificado, e restrições metodológicas severas limitam nossa habilidade para dar valores monetários a isso de uma maneira que faça sentido (Norgaard, 2000; Norton, 1988; Stirling, 1993). Enquanto se sabe que o valor monetário dela é muito alto (Costanza *et al.*, 1997; Meijerink, 1995; Pearce & Moran, 1994; Pimentel *et al.*, 1997b), a vontade do mundo como um todo em pagar é o fator que limita o quanto deste valor pode ser traduzido em um fluxo monetário. Em geral, esta vontade de pagar tem aumentado, e pode aumentar substancialmente no futuro (Cartwright, 1985).

Muitos dos valores de ecossistemas não são comercializados na economia humana atual, e portanto, freqüentemente recebem pouco peso quando decisões políticas e de negócios são tomadas. O valor de existência beneficia principalmente populações que moram ou muito perto da floresta, como povos indígenas, ou muito longe dela, como moradores urbanos em cidades distantes. Valores não comerciais incluem o valor ético, cultural e científico para a população humana atual, assim como também as funções utilitárias dos ecossistemas (incluindo funções ainda não descobertas) para as gerações futuras. Os valores não comerciais dos serviços ambientais são freqüentemente avaliados usando técnicas de avaliação contingente, tais como a vontade de pagar por manter o serviço e a vontade de aceitar sua perda. Deveria ser enfatizado que os valores monetários gerados através de tais técnicas não são valores reais, e que as pessoas mais interessadas em manter os ecossistemas naturais freqüentemente não podem pagar nada. Não obstante, a vontade de pagar fornece uma indicação da escala de fluxos monetários que pode ser usada um dia para evitar a perda de ecossistemas naturais e apoiar seus habitantes em uma base sustentável. No caso da floresta amazônica, o valor destes serviços ambientais excede em muito a renda que pode ser ganha com o desmatamento (Fearnside, 1997e).

e. Penalidades para a destruição da biodiversidade

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

Intimamente associado com o valor das penalidades é a percepção da plausibilidade que elas serão coletadas. O cálculo Bayesiano de Valor Monetário Esperado (VME) (*e.g.*, Raiffa, 1968) é a prática habitual para tomadores de decisões. O VME é a soma dos produtos de todos possíveis resultados monetários, multiplicada pelas suas respectivas probabilidades de ocorrência. Se a probabilidade de ser obrigado a pagar as penalidades for próximo a zero, então o valor das multas e/ou indenizações teria que chegar próximo a infinidade para fazer com que obedecer a lei seja financeiramente racional. Esta possibilidade é evidente no caso dos esforços do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

(IBAMA) para aplicar multas em quem queima a floresta amazônica sem as devidas licenças. A cada ano, desde 1989, IBAMA emitiu multas com valores nominais que somam ao equivalente de muitos milhões de dólares, contudo só uma pequena fração (média em 6% em 1997) foi arrecadada. Espera-se que a Lei dos Crimes Ambientais (Decreto Lei No. 9.605 de 12 de fevereiro de 1998) aumente a porcentagem de multas coletadas, embora recentes retrocessos tenham retardado a implementação da maioria das providências da lei (Gonçalves, 1998).

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

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

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

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

Fixar valores para assustar infratores em potencial significa que, até certo ponto, o procedimento não é científico. Na ciência, o pesquisador tem que chegar a um problema sem um viés *a priori*, e aceitar qualquer conclusão que os resultados, experimentais ou outros, indicam. No caso de estabelecer um valor para a floresta, no entanto, já se sabe a conclusão de antemão, isto é, que o corte da floresta é indesejável e deveria ser intimidado. Se os cálculos financeiros indicarem o inverso, então a conclusão não é que a floresta deveria ser sacrificada, mas que a fórmula financeira está errada e deveria ser modificada. Esta é a mesma situação que se aplica aos cálculos por investidores que, sob procedimentos usados atualmente, freqüentemente conduz a decisões financeiramente "racionalistas" para destruir os recursos naturais potencialmente renováveis, tais como florestas (Fearnside, 1989a). É uma situação semelhante a um romance policial de Agatha Christie: usando uma linha brilhante, mas

judicialmente inaceitável de argumentação, o detetive descobre quem cometeu um crime; a seguir, a tarefa de acumular evidência é entregue a policiais lentos e sem imaginação. Neste caso, a valoração é necessária para ambas as fases: precisa-se do verdadeiro valor (incluindo muitos fatores mal conhecidos e sem valores monetários) para decidir que a destruição de floresta deve ser intimidada, e também é preciso ter valorações para construir um caso legal forte com penalidades monetárias que não podem ser desafiadas. Espera-se que, sucessivamente, mais tipos de valores sejam incorporados na categoria posterior na medida em que haja progresso na quantificação de valores atualmente considerados muito vagos para uso em procedimentos legais. Vários métodos, geralmente aceitos, existem para estabelecer tais valores.

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

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

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

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

IV. CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

a. Tipos de áreas protegidas

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

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

b. Condição atual das áreas protegidas

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

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

O nível de perturbação varia grandemente entre as diferentes unidades de conservação. A exploração madeireira ilegal é freqüente; em alguns casos a invasão por fazendeiros e agricultores também acontece. O Brasil tem uma história infeliz de extinguir

parques ou de construir estradas neles quando os proponentes de desenvolvimento acham atraente (Fearnside & Ferreira, 1985). Um recente relatório de WWF indica que não estão efetivamente implementados 85% de unidades de conservação brasileiras (Ferreira *et al.*, 1999).

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

c. Moradores nas reservas

O Brasil foi um centro de debate sobre a questão de se unidades de conservação deveriam ser projetadas e manejadas para incluir as pessoas que moram nas reservas. Uma "estratégia de fortaleza", através de reservas despovoadas cuidadosamente guardadas contra invasão por uma população hostil na área circunvizinha, acredita-se que seja inexequível como meio de proteger a biodiversidade, além de causar injustiças para muitas populações humanas envolvidas. Em 2000 o Congresso Nacional aprovou um Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), ainda em regulamentação, que exigirá acordos para permitir a presença contínua de residentes em uma variedade de tipos de unidades de conservação.

O balanço de vantagens e desvantagens de ter pessoas morando em reservas varia com cada situação. Os impactos causados pela presença humana podem ser significativos através da caça e da agricultura de subsistência (*e.g.*, Redford & Stearman, 1993).

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

Um problema adicional é que o primeiro ou segundo ciclo de qualquer sistema de

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

d. Áreas de entorno

Áreas de entorno (*buffer zones*) são uma parte fundamental do projeto de qualquer unidade de conservação (Sayer, 1991). A população humana que vive ao redor da reserva tem que ter uma subsistência sustentável, senão a reserva será invadida. Com esta finalidade, vários esforços foram feitos para ajudar as populações circunvizinhas no desenvolvimento de um meio de suporte que não envolva invasões da reserva. Wells & Brandon (1993) examinaram 23 projetos ao redor do mundo com envolvimento das comunidades, e acharam resultados desanimadores. Várias lições podem ser aprendidas sobre que tipos de projetos são prováveis de ter sucesso (veja Perrings *et al.*, 1995: 892). É importante que os moradores obtenham benefícios concretos da proteção da biodiversidade, ou eles destruirão inevitavelmente os recursos mais valiosos (Dove, 1993). Uma advertência importante é que os meios utilizados devem ser sustentáveis (Foy, 1990). O tamanho da população tem que permanecer dentro dos limites da capacidade de suporte como uma condição prévia para a sustentabilidade (Fearnside, 1997f).

e. A escolha e o desenho de reservas

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

O endemismo e a presença de espécies com áreas muito restritas provêm uma razão para dar uma prioridade maior aos diferentes locais. No caso de pássaros, estes critérios tornam as regiões andinas e a Mata Atlântica prioridades mais urgentes do que as florestas amazônicas (Fjeldsa & Rahbek, 1997). O tamanho mínimo crítico, e os méritos relativos de "uma reserva grande contra várias reservas pequenas", também poderiam influenciar decisões, mas assuntos de aspectos práticos normalmente contam mais nas decisões de criação de reservas. Outras preocupações incluem locais para maximizar a representação de tipos de vegetação (Fearnside & Ferraz, 1995), e locais com as melhores perspectivas para a proteção dos limites da reserva (Peres & Terborgh, 1995). A criação de reservas é frequentemente

altamente oportunística, e decisões devem ser tomadas rapidamente quando as oportunidades surgem. O custo freqüentemente é um fator dominante. É muito mais barato criar reservas em áreas escassamente povoadas no Estado do Amazonas do que aquelas próximas à fronteira do desmatamento, por exemplo, em Mato Grosso. Não é só o preço da terra que é muito mais alto próximo da fronteira do desmatamento, mas o custo de defender as reservas também é muito mais alto. O resultado é que Mato Grosso tem muito pouca área protegida, apesar de níveis altos de endemismo nos ecótonos entre os domínios de floresta e de cerrado.

V. SERVIÇOS AMBIENTAIS E PERSPECTIVAS PARA O FUTURO

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

VI. CONCLUSÕES

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

VII. AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq AI 350230/97-98; 465819/00-1; 470765/2001-1) e ao Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA PPI 5-3150; 1-3160) pelo apoio financeiro. Uma versão anterior em inglês foi publicada em *Environmental Conservation* (Fearnside, 1999c), e agradeço a Cambridge University Press pela permissão de publicar esta tradução. Uma versão anterior foi apresentada no 1º

Congresso Brasileiro de Conservação e Manejo da Biodiversidade, 16-19/08/99, Riberão Preto-SP (Fearnside, 1999d). Agradeço a S.V. Wilson, P.M.L. Graça e R.I. Barbosa pelos valiosos comentários, e a R. Matos e M.S. Moura pela revisão do português.

VIII. LITERATURA CITADA

- Adger, W.N., Brown, K., Cervigni, R. & Moran, D. 1995. Total economic value of forests in Mexico. *Ambio* 24(5): 286-296.
- Allegretti, M.H. 1990. Extractive reserves: an alternative for reconciling development and environmental conservation in Amazonia. p. 252-264 In: A.B. Anderson (ed.) *Alternatives to Deforestation: Steps toward Sustainable use of Amazonian Rain Forest*. Columbia University Press, New York, NY, EUA. 281 p.
- Barbosa, R.I. & P.M. Fearnside. 1999. Incêndios na Amazônia brasileira: Estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento "El Niño" (1997/98). *Acta Amazonica* 29(4): 513-534.
- Bawa, K.S. & Seidler, R. 1998. Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology* 12(1): 46-55.
- Brasil, IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) & IBDF (Instituto Brasileiro do Desenvolvimento Florestal). 1988. *Mapa de Vegetação do Brasil*, escala 1:5.000.000. IBGE, Rio de Janeiro, RJ.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 1998. *Amazônia: Desmatamento 1995-1997*. INPE, São José dos Campos, SP.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 1999. *Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite: 1997-1998*. INPE, São José dos Campos, SP.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2000. *Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite: 1998-1999*. INPE, São José dos Campos, SP.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2001. *Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite: 1999-2000*. INPE, São José dos Campos, SP.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2002. *Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite: 2000-2001*. INPE, São José dos Campos, SP. (<http://www.inpe.br>).
- Browder, J.O. 1988. Public policy and deforestation in the Brazilian Amazon. p. 247-297. In: R. Repetto & M. Gillis (eds.) *Public Policies and the Misuse of Forest Resources*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 432 p.
- Budowski, G. 1976. Why save tropical rain forests? Some arguments for campaigning conservationists. *Amazoniana* 5(4): 529-538.
- Cartwright, J. 1985. The politics of preserving natural areas in Third World states. *The Environmentalist* 5(3): 179-186.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 2001. Convention on Biological Diversity. (<http://www.biodiv.org/>)
- Cochrane, M.A., Alencar, A.A., Schulze, M.D., Souza, 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.
- Cordell, G.A. 1995. Natural products as medicinal and biological agents: Potentiating the resources of the rain forest. p. 8-18. In: P.R. Seidl, O.R. Gottlieb & M.A.C. Kaplan (eds.) *Chemistry of the Amazon: Biodiversity, Natural Products and Environmental Issues*. American Chemical Society, Washington, DC, EUA. 315 p.
- Crook, C. & Clapp, R.A. 1998. Is market-oriented forest conservation a contradiction in terms? *Environmental Conservation* 25(2): 131-145.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- da Fonseca, G.A.B., Herrmann, G., Leite, Y.L.R., Mittermeier, R.A., Rylands, A.B. & Patton, J.L. 1996. *Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil* (Conservation International Occasional Paper No. 4). Conservation International, Washington, DC, EUA & Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, MG. 38 p.
- Dirzo, R. & Miranda, A. 1990. Contemporary neotropical defaunation and forest structure, function, and diversity--a sequel to John Terborgh. *Conservation Biology* 4(4): 444-447.
- Djerassi, C. 1992. Drugs from Third World plants: The future. *Science* 258: 203-204.
- Dove, M. 1993. A revisionist view of tropical deforestation and development. *Environmental Conservation* 20(1): 17-14, 56.
- The Economist*. 1999. "Shaman loses its magic." *The Economist* [London] 20-26 fevereiro de 1999.
- Ehrenfeld, D.W. 1976. The conservation of non-resources. *American Scientist* 64: 648-656.
- Ehrlich, P.R. & Ehrlich, A.H. 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York, NY, EUA. 305 p.
- Elisabetsky, E. & Shanley, P. 1994. Ethnopharmacology in the Brazilian Amazon. *Pharmacology and Therapeutics*. 64: 201-214.
- Época*. 15 February 1999. "Amazônia: Um golpe mais forte na floresta". *Época*, No. 39, p. 19.
- Erwin, T.L. 1982. Tropical forests: Their richness in Coleoptera and other arthropod species. *Coleopterists Bulletin* 36: 74-75.
- Erwin, T.L. 1983. Beetles and other insects of tropical forest canopies at Manaus, Brazil, sampled by insecticidal fogging. p. 59-75 In: S.L. Sutton, T.C. Whitmore & A.C. Chadwick (eds.) *Tropical Rain Forest: Ecology and Management*. Blackwell Scientific Publications, London, Reino Unido. 498 p.

- Erwin, T.L. 1988. The tropical forest canopy: The heart of biotic diversity. p. 123-129. In: E.O. Wilson (ed.) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, DC, EUA. 521 p.
- 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(3): 251-267.
- Faminow, M.D. 1998. *Cattle, Deforestation and Development in the Amazon: An Economic and Environmental Perspective*. CAB International, New York, NY, EUA. 253 p.
- FAO. 1993. *Forest Resources Assessment 1990: Tropical Countries*. FAO Forestry Paper 112. FAO, Roma, Itália. 61 p. + anexes.
- Farnsworth, N.R. 1988. Screening plants for new medicines. p. 83-97. In: E.O. Wilson (ed.) *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, DC, EUA. 521 p.
- Fearnside, P.M. 1980a. Land use allocation of the Transamazon Highway colonists of Brazil and its relation to human carrying capacity. p. 114-138. In: F. Barbira-Scazzocchio (ed.) *Land, People and Planning in Contemporary Amazonia*. University of Cambridge Centre of Latin American Studies Occasional Paper No. 3, University of Cambridge, Cambridge, Reino Unido. 313 p.
- Fearnside, P.M. 1980b. The effects of cattle pasture on soil fertility in the Brazilian Amazon: consequences for beef production sustainability. *Tropical Ecology* 21(1): 125-137.
- Fearnside, P.M. 1980c. A previsão de perdas de terra através de erosão do solo sob vários usos de terra na área de colonização da Rodovia Transamazônica. *Acta Amazonica* 10(3): 505-511.
- Fearnside, P.M. 1984. Land clearing behaviour in small farmer settlement schemes in the Brazilian Amazon and its relation to human carrying capacity. p. 255-271. In: A.C. Chadwick & S.L. Sutton (eds.) *Tropical Rain Forest: The Leeds Symposium*. Leeds Philosophical and Literary Society, Leeds, Reino Unido. 335 p.
- Fearnside, P.M. 1985a. Agriculture in Amazonia. p. 393-418 In: G.T. Prance & T.E. Lovejoy (eds.) *Key Environments: Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, Reino Unido. 442 p.
- Fearnside, P.M. 1985b. Environmental Change and Deforestation in the Brazilian Amazon. p. 70-89. In: J. Hemming (ed.) *Change in the Amazon Basin: Man's Impact on Forests and Rivers*. Manchester University Press, Manchester, Reino Unido. 222 p.
- Fearnside, P.M. 1987. Causes of Deforestation in the Brazilian Amazon. p. 37-61. In: R.F. Dickinson (ed.) *The Geophisiology of Amazonia: Vegetation and Climate Interactions*. John Wiley & Sons, New York, NY, EUA. 526 p.
- Fearnside, P.M. 1989a. Forest management in Amazonia: The need for new criteria in evaluating development options. *Forest Ecology and Management* 27(1): 61-79.
- Fearnside, P.M. 1989b. Extractive reserves in Brazilian Amazonia: An opportunity to maintain tropical rain forest under sustainable use. *BioScience* 39(6): 387-393.
- Fearnside, P.M. 1989c. *A Ocupação Humana de Rondônia: Impactos, Limites e Planejamento*. Brasília, Brasil: CNPq Relatórios de Pesquisa No. 5, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq): 76 p.
- Fearnside, P.M. 1993. Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. *Ambio* 22(8): 537-545.
- Fearnside, P.M. 1995. Potential impacts of climatic change on natural forests and forestry in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 78(1): 51-70.
- Fearnside, P.M. 1997a. Monitoring needs to transform Amazonian forest maintenance into a global warming mitigation option. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 2(2-3): 285-302.
- Fearnside, P.M. 1997b. Protection of mahogany: A catalytic species in the destruction of rain forests in the American tropics. *Environmental Conservation* 24(4): 303-306.
- Fearnside, P.M. 1997c. Limiting factors for development of agriculture and ranching in Brazilian Amazonia. *Revista Brasileira de Biologia* 57(4): 531-549.
- Fearnside, P.M. 1997d. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change* 35(3): 321-360.
- Fearnside, P.M. 1997e. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20(1): 53-70.
- Fearnside, P.M. 1997f. Human carrying capacity estimation in Brazilian Amazonia as a basis for sustainable development. *Environmental Conservation* 24(3): 271-282.
- Fearnside, P.M. 1999a. "Cattle, Deforestation and Development in the Amazon: An Economic, Agronomic and Environmental Perspective" by Merle D. Faminow. *Environmental Conservation* 26(3): 238-240.
- Fearnside, P.M. 1999b. 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. 1999c. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: Risks, value and conservation. *Environmental Conservation* 26(4): 305-321.
- Fearnside, P.M. 1999d. Biodiversidade nas florestas Amazônicas brasileiras: Riscos, valores e conservação. *Holos* (edição especial): 35-59.
- Fearnside, P.M. 2000a. Greenhouse gas emissions from land use change in Brazil's Amazon region. p. 231-249. In: R.

- Lal, J.M. Kimble & B.A. Stewart (eds). *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, E.U.A. 438 p.
- Fearnside, P.M. 2000b. O Potencial do Setor Florestal Brasileiro para a Mitigação do Efeito Estufa sob o "Mecanismo de Desenvolvimento Limpo" do Protocolo de Kyoto. p. 59-74 In: A.G. Moreira & S. Schwartzman (eds.) *Mudanças Climáticas e os Ecossistemas Brasileiros*. Instituto de Pesquisas da Amazônia (IPAM), Brasília, DF. 165 p.
- Fearnside, P.M. & Ferraz, J. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. *Conservation Biology* 9(5): 1134-1147.
- Fearnside, P.M. & Ferreira, G. de L. 1985. Roads in Rondonia: Highway construction and the farce of unprotected reserves in Brazil's Amazonian forest. *Environmental Conservation* 11(4): 358-360.
- Ferreira, L. V., de Sá, R.M.L., Buschbacher, R. & Batmian, G. 1999. *Áreas Protegidas ou Espaços Ameaçados? Relatório do WWF sobre o Grau de Implementação e Vulnerabilidade das Unidades de Conservação Federais Brasileiras de Uso Indireto*. World Wide Fund for Nature (WWF), Brasília, DF. 17 p.
- Fjeldsa, J. & Rahbek, C. 1997. Species richness and endemism in South American birds: Implications for the design of networks of nature reserves. p. 466-482. In: W.F. Laurance & R.O. Bierregaard (eds.) *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EUA. 616 p.
- Foy, G. 1990. Economic sustainability and the preservation of environmental assets. *Environmental Management* 14(6): 771-778.
- Gascon, C. & Moutinho, P., eds. 1998. *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Manaus, AM, Brasil: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA): 373 p.
- Gonçalves, M.A. 1998. FHC anestesia lei de crimes ambientais. *Parabólicas* [São Paulo] 5(42): 10.
- Grimes, A., Loomis, S., Jahnige, P., Burnham, M., Onthank, K., Alcarón, R., Cuenca, W.P., Martinez, C.C., Neill, D., Balick, M., Bennett, B. & Mendelsohn, R. 1994. Valuing the rain forest: The economic value of nontimber forest products in Ecuador. *Ambio* 23(7): 405-410.
- Hecht, S.B. 1992a. Valuing land uses in Amazonia: Colonist agriculture, cattle, and petty extraction in comparative perspective. p. 379-399. In: K.H. Redford & C. Padoch (eds.) *Conservation of Neotropical Forests: Working from Traditional Resource Use*. Columbia University Press, New York, NY, EUA. 475 p.
- Hecht, S.B. 1992b. Logics of livestock and deforestation: The case of Amazonia. p. 7-25. In: T.E. Downing, S.B. Hecht, H.A. Pearson & C. Garcia-Downing (eds.) *Development or Destruction: The Conversion of Tropical Forest to Pasture in Latin America*. Westview Press, Boulder, Colorado, EUA. 405 p.
- Hecht, S.B. 1993. The logic of livestock and deforestation in Amazonia. *BioScience* 43(10): 687-695.
- Hecht, S.B., Norgaard, R.B. & Possio, C. 1988. The economics of cattle ranching in eastern Amazonia. *Interciencia* 13(5): 233-240.
- Heywood, V.H. & Watson, R.T. (eds.) 1995. *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 1140 p.
- Jacobs, M. 1980. Significance of the tropical rain forest on 12 points. *BioIndonesia* 7: 75-94.
- Janzen, D.H. 1986. The future of tropical ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 305-324.
- Janzen, D.H. 1988. Guanacaste National Park: Tropical ecological and cultural restoration. In: J. Cairns, Jr. (ed.) *Rehabilitating Damaged Ecosystems*. CRC Press, Boca Raton, Florida, EUA, 2 Vols.
- Kaplan, M.A.C. & Gottlieb, O.R. 1990. Busca racional de princípios ativos em plantas. *Interciencia* 15(1): 26-29.
- Laurance, W.F. & Bierregaard, R.O. (eds.) 1997. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EUA. 616 p.
- Lean, J., Bunton, C.B., Nobre, C.A. & Rowntree, P.R. 1996. The simulated impact of Amazonian deforestation on climate using measured ABRACOS vegetation characteristics. p. 549-576 In: J.H.C. Gash, C.A. Nobre, J.M. Roberts & R.L. Victoria (eds.) *Amazonian Deforestation and Climate*. Wiley, Chichester, Reino Unido. 611 p.
- Ludwig, D. 1999. Is it meaningful to estimate a probability of extinction? *Ecology* 80(1): 298-310.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Monographs in Population Biology 1. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, EUA. 203 p.
- Magnussen, W.E., Valentí, W.C. & Mourão, G.M. 1998. Espécies exóticas ameaçam biodiversidade brasileira. *Ciência Hoje* 24(139): 54-56.
- McNeely, J.A., Miller, K.R., Reid, W.V., Mittermeier, R.A. & Verner, T.B. 1990. *Conserving the World's Biodiversity*. World Conservation Union (IUCN) & World Wide Fund for Nature (WWF), Gland, Suíça & World Resources Institute (WRI), Conservation International (CI) & World Bank, Washington, DC, EUA.
- Meijerink, G.W. 1995. *Function Endowments of Tropical Forests: Safeguarding the Goose with the Golden Eggs*. Werkdocument IKC Natuurbeheer nr. 71. National Reference Center for Nature Management (IKC Natuurbeheer), Foundation for Netherlands Forestry Development Cooperation (Stichting BOS), Wageningen, Países Baixos. 77 p.
- Millenium Ecosystem Assessment. 2001. *The Millenium Ecosystem Assessment*. (<http://www.millenniumassessment.org>).
- Mittermeier, R.A. 1988. Primate diversity and the tropical forest: Case studies from Brazil and Madagascar and the importance of the megadiversity countries. p. 145-154. In: E.O. Wilson (ed.) *Biodiversity*. National Academy

- Press, Washington, DC, EUA. 521 p.
- Murrieta, J. & Rueda, R.P. (eds.) 1995. *Reservas Extrativistas*. World Conservation Union (IUCN), Gland, Suíça. 133 p.
- Myers, N. 1989. Loss of biological diversity and its potential impact on agriculture and food production. p. 49-68. In: D. Pimentel & C.W. Hall (eds.) *Food and Natural Resources*. Academic Press, San Diego, California, EUA. 512 p.
- Myers, N. 1992. *The Primary Source: Tropical Forests and our Future*. 2nd ed. W.W. Norton, New York, NY, EUA. 416 p.
- 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, 145 p.
- Nepstad, D.C., Veríssimo, A., Alencar, A., Nobre, C., Lima, E., Lefebvre, P., Schlesinger, P., Potter, C., Moutinho, P., Mendoza, E., Cochrane, M. & Brooks, V. 1999b. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. *Nature* 398: 505-508.
- Nepstad, D.C., Uhl, C. & Serrão, E.A.S. 1991. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: Forest recovery and agricultural restoration. *Ambio* 20(6): 248-255.
- Norgaard, R.B. 2000. Environmental valuation in the quest for a sustainable future. p. 44-52 In: C. Cavalcanti (ed.) *The Environment, Sustainable Development and Public Policies: Building Sustainability in Brazil*. Edward Elgar, Cheltenham, Reino Unido. 219 p.
- Norton, B. 1988. Commodity, amenity and morality: The limits of quantification in valuing biodiversity. p. 200-205 In: E.O. Wilson (ed.) *Biodiversity*, National Academy Press, Washington, DC, USA. 521 p.
- Oldfield, M.L. 1981. Tropical deforestation and genetic resources conservation. *Studies in Third World Societies* 14: 277-345.
- Peres, C.A. & Terborgh, J.W. 1995. Amazonian nature reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9(1): 34-46.
- Perrings, C., Barbier, E.B., Brown, G., Dalmazzone, S., Folke, C., Gadgil, M., Hanley, N., Holling, C.S., Lesser, W.H., Mler, K.-G., Mason, P., Panayotou, T., Turner, R.K. & Wells, M. 1995. The economic value of biodiversity. p. 823-914 In: V.H. Heywood & R.T. Watson (eds.) *Global Biodiversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 1140 p.
- Pearce, D. 1997. Can non-market values save the tropical forests? CSERGE Working Paper GEC 97-13. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College, London, Reino Unido. 15 p.
- Pearce, D. & Moran, D. 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. Earthscan, London, Reino Unido. 172 p.
- Peters, C.M., Gentry, A.H. & Mendelsohn, R.O. 1989. Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature* 339: 655-656.
- Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T. & Cliff, B. 1997a. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience* 47(11): 747-757.
- Pimentel, D., McNair, M., Buck, L., Pimentel, M. & Kamil, J. 1997b. The value of forests to world food security. *Human Ecology* 25(1): 91-120.
- Poore, D. 1976. The values of tropical moist forest ecosystems. *Unasylva* 23: 128-145.
- Raiffa, H. 1968. *Decision Analysis: Introductory Lectures on Choices under Uncertainty*. Addison-Wesley, Reading, Massachusetts, EUA. 312 p.
- Rankin, J.M. 1985. Forestry in the Brazilian Amazon. p. 369-392 In: G.T. Prance & T.E. Lovejoy (eds.) *Key Environments: Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, Reino Unido. 442 p.
- Redford, K.H. & Stearman, A.M. 1993. Forest-dwelling native Amazonians and the conservation of biodiversity: Interests in common or in collision? *Conservation Biology* 7(2): 248-255.
- Richards, M. 1993. The potential of non-timber forest products in sustainable forest management in Amazonia. *Commonwealth Forestry Review* 72(1): 21-27.
- Roberts, L. 1992. Chemical prospecting: Hope for vanishing ecosystems? *Science* 256: 1142-1143.
- Rylands, A. 1990. Priority areas for conservation in the Amazon. *Trends in Ecology and Evolution* 5(8): 240-241.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M. & Wall D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Salati, E., Dall'Olio, A., Matusi, E. & Gat, J.R. 1979. Recycling of water in the Brazilian Amazon Basin: An isotopic study. *Water Resources Research* 15: 1250-1258.
- Salati, E. & Vose, P.B. 1984. Amazon Basin: A system in equilibrium. *Science* 225: 129-138.
- Sayer, J. 1991. *Rainforest Buffer Zones: Guidelines for Protected Area Managers*. International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) Forest Conservation Program, Gland, Suíça. 94 p.
- Stirling, A. 1993. Environmental valuation: How much is the emperor wearing? *The Ecologist* 23(3): 97-103.
- Stotz, D.F., Fitzpatrick, J.W., Parker, T.A. & Moskowit, D.K. 1996. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, EUA. 481 p.

- Swanson, T. 1997. *Global Action for Biodiversity*. Earthscan, London, Reino Unido. 191 p.
- Traumann, T. 1998. "Os novos vilões: Ação dos sem-terra e de pequenos agricultores contribui para o desmatamento da Amazônia", *Veja*, 04 de fevereiro de 1998, p. 34-35.
- Uhl, C. & Buschbacher, R. 1985. A disturbing synergism between cattle-ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica* 17(4): 265-268.
- Uhl, C. & Kauffman, J.B. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the Eastern Amazon. *Ecology* 71(2): 437-449.
- Uhl, C., Nepstad, D.C., Silva, J.M.C. & Vieira, I. 1991. Restauração da floresta em pastagens degradadas. *Ciência Hoje* 13(76): 23-31.
- United States (U.S.) House of Representatives. 1983. *Environmental Impact of Multilateral Development Bank-Funded Projects*. Hearings before the Subcommittee on International Development Institutions and Finance of the Committee on Banking, Finance and Urban Affairs, House of Representatives, 98th Congress, First Session, June 28-29, 1983, Serial No. 97-38. Government Printing Office, Washington, DC, EUA. 644 p.
- Vásquez, R. & Gentry, A.H. 1989. Use and misuse of forest-harvested fruits in the Iquitos area. *Conservation Biology* 3(4): 350-361.
- Wells, M.P. & Brandon, K.E. 1993. The principles and practices of buffer zones and local participation in biodiversity conservation. *Ambio* 22(3): 157-172.
- Whitehead, B.W. & Godoy, R. 1991. The extraction of rattan-like lianas in the new world tropics: A possible prototype for sustainable forest management. *Agroforestry Systems* 16: 247-255.
- Wilson, E.O. 1992. *The Diversity of Life*. Belknap/Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts, EUA. 424 p.



Queimada inicial da floresta, predominantemente com queimadas em chamas, libera carbono principalmente em forma de CO_2 .

EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA ORIUNDAS DA MUDANÇA DO USO DA TERRA NA AMAZÔNIA BRASILEIRA

Capítulo 3

RESUMO: Uso da terra e mudança do uso da terra na Amazônia contribuem para mudanças climáticas globais de diversas maneiras. No período de 1981-1990, a emissão comprometida líquida de gases causadores do efeito estufa na Amazônia brasileira somaram 6,6% da emissão total antropogênica global, incluindo combustíveis fósseis e mudanças do uso da terra. Gases são liberados pelo desmatamento através da queima e decomposição da biomassa, pelos solos,

pela exploração madeireira, pelas hidrelétricas, pelo gado e pelas queimadas recorrentes de pastagens e de capoeiras. Incêndios florestais também emitem gases, mas não estão incluídos nos cálculos. A perda de um possível sumidouro de carbono no crescimento da floresta em pé também não está incluída. “Emissões líquidas comprometidas” representam o saldo líquido, ao longo de um período longo, das emissões e absorções de gases por sumidouros, principalmente a absorção de gás carbônico (CO_2) pelo crescimento da vegetação. Os gases-traço, tais como metano (CH_4) e Óxido nitroso (N_2O), não entram na fotossíntese. Portanto, quando estes gases são liberados pelas queimadas, eles se acumulam na atmosfera mesmo quando a biomassa se recupera totalmente (por exemplo, no caso do capim). As emissões líquidas comprometidas em 1990, que é o ano padrão para inventários nacionais sob a Convenção das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UN-FCCC), calculadas de desmatamento (não incluindo emissões da exploração madeireira ou do corte de cerrado) totalizaram 934×10^6 t de CO_2 , $1,3\text{-}1,5 \times 10^6$ t de CH_4 , $30\text{-}37 \times 10^6$ t de CO, e $0,07\text{-}0,18 \times 10^6$ t de N_2O . O impacto dos diferentes gases pode ser traduzido em equivalentes de CO_2 , por exemplo, usando os potenciais de aquecimento global (GWPs) de 100 anos, derivados do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) e adotados pelo Protocolo de Kyoto. Estas emissões são equivalentes a $267\text{-}278 \times 10^6$ t de carbono equivalente a carbono de CO_2 . (t C). Emissões de CO_2 incluem 270×10^6 t de gás da queimada inicial, 628×10^6 t de decomposição, 57×10^6 t de queimadas subseqüentes de biomassa da floresta primária, e 43×10^6 t de carbono do solo nos 8 m superiores. A longo prazo, a paisagem de substituição chega a armazenar 65×10^6 t C, ou 6,5% da emissão total. As faixas de variação de emissões dadas acima se referem aos cenários de gases-traço baixo e alto, refletindo a gama de fatores de emissão que aparecem na literatura para diferentes processos de queima e de decomposição. Estes cenários não refletem a incerteza nos valores sobre taxa de desmatamento, biomassa de floresta, intensidade de exploração madeireira e outras entradas no cálculo. Algum carbono entra nos sumidouros através da conversão para carvão ($5,0 \times 10^6$ t C) e para carbono de particulados grafiticos ($0,42 \times 10^6$ t C).

Outras mudanças climáticas afetadas pelo desmatamento incluem a menor quantidade de chuvas devido à diminuição da reciclagem de água, sobretudo na época seca. As queimadas também afetam a formação de nuvens e alteram a química da atmosfera de diversas maneiras, além do efeito estufa. A contribuição da perda de floresta a estas mudanças climáticas, junto com outras mudanças globais, tais como a perda de biodiversidade, fundamenta a adoção de uma estratégia nova para sustentar a população da região. Ao invés de destruir a floresta para poder produzir algum tipo de mercadoria, como é o padrão atual, se usaria a manutenção da floresta como gerador de fluxos monetários, baseados nos serviços ambientais da floresta, ou seja, o valor de evitar os impactos que se seguem após sua destruição.

Palavras chave: Aquecimento global, carbono, desmatamento, efeito estufa, mudança de clima, serviços ambientais

I. INTRODUÇÃO

O desmatamento na Amazônia brasileira libera quantidades de gases do efeito estufa que são significativas tanto em termos do impacto presente quanto do potencial para contribuição a longo prazo com a continuação do desmatamento da vasta área de florestas restante no Brasil. A forma em que são calculadas as emissões pode ter um grande efeito sobre o impacto atribuído ao desmatamento. Dois índices importantes para expressar o impacto do desmatamento sobre o efeito estufa são: emissões líquidas, comprometidas, e o balanço anual de emissão líquida (ou, mais simplesmente, o “balanço anual”).

Emissão líquida comprometida representa a contribuição em longo prazo para transformar a cobertura florestal em uma nova paisagem, usando como base de comparação, o mosaico de usos da terra, que seria o resultado de uma condição de equilíbrio criada por projeção das tendências atuais. Isto inclui emissões de decomposição e de queimada dos troncos que não queimam quando a floresta é derrubada e queimada inicialmente (emissão comprometida), e absorção de carbono pelo crescimento de florestas secundárias em locais abandonados depois de uso em agricultura e em pecuária bovina (absorção comprometida) (Fearnside, 1997a).

Emissão líquida comprometida considera as emissões e absorções que acontecerão na medida em que a paisagem se aproxima de uma nova condição de equilíbrio em uma determinada área desmatada. Aqui a área considerada são os $13,8 \times 10^3 \text{ km}^2$ da floresta amazônica que foram cortados no Brasil em 1990, o ano de referência para os inventários nacionais de gases do efeito estufa sob a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UN-FCCC). As “emissões prontas” (emissões que entram na atmosfera no ano do desmatamento) são consideradas junto com as “emissões atrasadas” (emissões que entrarão na atmosfera em anos futuros), assim como também a absorção correspondente pelo recrescimento da vegetação de substituição nos locais desmatados. Não incluídas são as emissões de gases-traço da queima e decomposição de floresta secundária e da biomassa de pastagem na paisagem de substituição, embora sejam incluídos gases-traço e fluxos de gás carbônico para emissões oriundas de remanescentes da biomassa da floresta original, de perda de fontes e sumidouros de florestas intatas, e de estoques de carbono do solo. Emissão líquida comprometida é calculada como a diferença entre o carbono presente na floresta e na paisagem de substituição em equilíbrio, com fluxos de gases-traço calculados baseados nas frações da biomassa que queimam ou decompõem por diferentes processos.

Em contraste com a emissão líquida comprometida, o balanço anual considera as liberações e absorções dos gases do efeito estufa em um determinado ano (Fearnside, 1996a). O balanço anual considera a região inteira (não só a parte desmatada em um único ano), e considera os fluxos de gases entrando e deixando a região por emissões de áreas recentemente desmatadas e pelas emissões e absorções “herdadas” nos desmatamentos de idades diferentes na paisagem. Emissões e absorções herdadas são os fluxos que acontecem no ano em questão, que são os resultados dos desmatamentos feitos em anos anteriores, por exemplo, da decomposição ou da queimada de biomassa remanescente da floresta original. O balanço anual também inclui gases-traço da queima e decomposição de floresta secundária e de pastagens.

O balanço anual representa uma medida instantânea dos fluxos de gases do efeito estufa, sendo o gás carbônico um deles. Embora os cálculos presentes sejam feitos em uma base anual, eles são chamados de “instantâneos” aqui para enfatizar o fato que eles não incluem as conseqüências futuras de desmatamento e de outras ações que acontecem durante o ano em questão.

O presente trabalho atualiza estimativas anteriores das emissões líquidas comprometidas (Fearnside, 1997a) e do balanço anual (Fearnside, 1996a) e incorpora informações adicionais sobre densidade de madeira (Fearnside, 1997b), biomassa debaixo do solo, biomassa de cerrado (Graça, 1997), liberação de carbono do solo (Fearnside & Barbosa, 1998), eficiências de queimada, formação de carvão e outros fatores.

II. BIOMASSA FLORESTAL

A biomassa média presente nas florestas primárias na Amazônia brasileira foi calculada baseada em análise de dados sobre volume de madeira publicados de 2.954 ha de inventários florestais distribuídos em toda a região (atualizado de Fearnside, 1994). Biomassa total média



Re-queimada das áreas desmatadas para manter pastagens livres de invasoras lenhosas também queima troncos remanescentes da floresta original. Os troncos queimam sem chamas formando brasas, assim liberando CH_4 e N_2O , que são gases do efeito estufa mais potentes que o CO_2 , que predomina na queimada inicial.

(inclusive os componentes mortos e debaixo do solo) é calculada em 463 t ha^{-1} para todas as florestas maduras, não exploradas para madeira, originalmente presentes na Amazônia Legal brasileira. A biomassa média acima do solo é de 354 t ha^{-1} , dos quais 28 t ha^{-1} estão mortos; a média da biomassa debaixo do solo é calculada em 109 t ha^{-1} . Estas estimativas incluem a densidade de madeira calculada separadamente para cada tipo de floresta, baseado no volume de cada espécie presente e nos dados publicados sobre densidade básica para 274 espécies (Fearnside, 1997b). As estimativas da biomassa total são desagregadas por estado e por tipo de floresta, assim permitindo o uso dos dados junto com os dados sobre desmatamento baseados no satélite LANDSAT, que são divulgados para cada unidade federativa (Fearnside, 1993, 1997c).

As áreas protegidas e desprotegidas de cada tipo de vegetação em cada um dos nove estados na Amazônia Legal foram calculadas (Fearnside & Ferraz, 1995). Multiplicando a biomassa por hectare de cada tipo de floresta pela área desprotegida presente em cada estado, pode-se calcular a biomassa cortada, caso que presumindo que o desmatamento dentro de cada estado esteja distribuído entre os diferentes tipos de vegetação na mesma proporção que os tipos de vegetação são presentes na área desprotegida do estado. Através de ponderação da média da biomassa pela taxa de desmatamento em cada estado, o total médio de biomassa sem exploração madeireira em áreas cortadas em 1990 foi calculado em 433 t ha^{-1} , ou 6,5% abaixo da média para florestas sem exploração madeireira, presentes na Amazônia Legal como um todo (veja Fearnside, 1997a). A diferença se deve à concentração da atividade de desmatamento ao longo dos limites sul e oriental da floresta, onde a biomassa por hectare é mais baixa que nas áreas de desmatamento mais lento nas partes central e norte da região.

Os valores para a biomassa de floresta “não explorada para madeira” representam as melhores estimativas para cada tipo de floresta na época em que foi inventariada, ou seja, nos anos 1950 no caso dos inventários florestais feitos pela Organização de Alimentação e Agricultura das Nações Unidas (FAO), que representam 10% dos dados, e no início da década de 1970 no caso dos dados do Projeto RADAMBRASIL, que compõem os 90% restantes dos dados. Os dados da FAO são de Heinsdijk (1957, 1958a,b,c) e Glerum (1960); os dados do Projeto RADAMBRASIL são de Brasil, Projeto RADAMBRASIL (1973-1983). Há certos indícios para acreditar que as equipes de inventário evitaram locais com muita exploração madeireira (Sombroek, 1992). Além disso, os danos de exploração madeireira eram muito menos difundidos na época dos inventários do que é o caso atualmente. A exploração madeireira está progredindo rapidamente, já que a porcentagem das áreas desmatadas que foram antes exploradas para madeira aumentou rapidamente, nos meados da década de 1970, quando o acesso rodoviário melhorou na região. Além disso, madeira para carvão e lenha, às vezes, é cortada e vendida *depois* da queimada.

A redução da biomassa devido à exploração madeireira em áreas que são derrubadas é muito mais alta que a redução da biomassa média para a floresta como um todo, já que as áreas que estão sendo derrubadas geralmente têm o melhor acesso viário. Muito da redução de biomassa pela exploração madeireira resultará em liberação de gás semelhante às liberações que aconteceriam por causa de uma derrubada. Isso ocorre pela decomposição dos resíduos florestais e do número significativo de árvores não-comerciais que são mortas ou danificadas durante o processo de exploração madeireira; e/ou da decomposição e queima dos resíduos descartados no processo de beneficiamento, mais os gases liberados pela decomposição mais lenta dos produtos florestais feitos das toras colhidas (Fearnside, 1995a). Com o ajuste para exploração madeireira, as áreas cortadas em 1990 tiveram uma biomassa total média de 406 t ha^{-1} , dos quais 249 t ha^{-1} eram de biomassa viva acima do solo, 59 t ha^{-1} de biomassa morta acima do solo e 98 t ha^{-1} de biomassa debaixo do solo.

III. EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA

a. Queimada inicial

A eficiência da queimada, ou seja, a porcentagem do carbono pré-queima (antes da queima) acima do solo que se supõe ser emitida como gases, foi, em média, 38,8% nas 10 medidas disponíveis em queimadas de florestas primárias na Amazônia brasileira (Tabela 1). Ajustes para o efeito da exploração madeireira sobre a distribuição diamétrica das peças de biomassa dão uma eficiência de 39,4%.

O carvão vegetal formado na queimada é uma maneira pela qual o carbono pode ser transferido para um estoque de longo prazo, e não pode entrar novamente na atmosfera. O carvão no solo é um estoque de longo prazo, que a análise considera como sendo seqüestrado permanentemente. A média das quatro medidas disponíveis de formação de carvão em queimadas em florestas primárias na Amazônia brasileira indica que 2,2% do carbono acima do solo são convertidos em carvão (Tabela 1).

O carbono grafítico particulado é outro sumidouro para o carbono que está queimado. Uma quantidade pequena de carbono elementar é formada como particulados grafíticos na fumaça; mais de 80% do carbono elementar formado permanece no local em forma de carvão (Kuhlbusch & Crutzen, 1995). O carbono grafítico particulado é calculado por meio de fatores de emissão a partir da quantidade de madeira que passa pelo processo de combustão. A quantidade de carbono que entra neste sumidouro é apenas 1/13 da que entra no sumidouro de carvão.

A floresta secundária pré-1970 deve ser considerada separadamente da floresta primária, já que estas áreas não são incluídas na estimativa da taxa de desmatamento ($13,8 \times 10^6 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ em 1990). Uma estimativa grosseira da taxa derrubada da floresta secundária pré-1970 é $713 \text{ km}^2 \text{ ano}^{-1}$ (Fearnside, 1996a). Floresta secundária pré-1970 só é pertinente ao balanço anual, não à emissão líquida comprometida. A quantidade de gases do efeito estufa assumida do corte de floresta secundária de origem pré-1970 é muito pequena.

São tabuladas emissões e absorções de gases do efeito estufa para o cálculo de emissão líquida comprometida e em um "cenário de gases-traço baixo" (Tabela 2) e um "cenário de gases-traço alto" (Tabela 3). Estes dois cenários usam valores altos e baixos tirados da literatura para os fatores de emissão para cada gás nos diferentes tipos de queimada (revisão da literatura em Fearnside, 1997a). Eles não refletem a incerteza com relação à biomassa de floresta, taxa de desmatamento, eficiência de queimada e outros fatores importantes.

A queimada inicial representa $270 \times 10^6 \text{ t}$ de gás de CO_2 , ou 27% da emissão comprometida bruta de $999 \times 10^6 \text{ t}$. A emissão bruta de um gás se refere a todas as liberações do gás, mas não às absorções. A contribuição da queimada inicial de CH_4 é $0,87\text{-}1,05 \times 10^6 \text{ t}$ do total de $1,18\text{-}1,51 \times 10^6 \text{ t}$ (70-74%), a de CO_2 é $21\text{-}26 \times 10^6 \text{ t}$ do total de $30\text{-}37 \times 10^6 \text{ t}$ (68-70%) e a de N_2O é $0,05\text{-}0,14 \times 10^6 \text{ t}$ do total de $0,07\text{-}0,18 \times 10^6 \text{ t}$ (71-78%). Para compostos de nitrogênio e oxigênio, como NO e NO_2 (NO_x) e para hidrocarbonetos não-metanos (NMHC), se considerados aparte da perda de fontes nas florestas maduras representa, respectivamente, $0,66 \times 10^6 \text{ t}$ do total de $0,81 \times 10^6 \text{ t}$ (81%) e $0,8\text{-}1,10 \times 10^6 \text{ t}$ do total de $0,63\text{-}1,26 \times 10^6 \text{ t}$ (87-92%).

b. Queimadas subsequentes

O comportamento dos fazendeiros com relação à queimada pode alterar a quantidade de carbono que passa para o estoque em longo prazo em forma de carvão. Fazendeiros requeimam as pastagens em intervalos de 2-3 anos para combater a invasão de vegetação lenhosa não comestível. Quando essas requeimas acontecem, os troncos sobre o chão são

frequentemente queimados. Pode ser esperado que algum carvão formado em queimadas anteriores também sofra combustão. Parâmetros para transformações dos estoques brutos de carbono são determinados em Fearnside (1997a: 337-338), com atualizações nos valores para biomassa, fração da biomassa presente acima do solo, eficiência de queimada, formação de carvão e liberação de carbono do solo. Os valores atualizados são especificados em outras partes do atual trabalho. Um cenário típico de três requeimadas ao longo de um período de 10 anos elevaria a porcentagem de C acima do solo que é convertida em carvão para 2,2% a 2,9%. Parâmetros para emissões de carbono por caminhos diferentes, tais como na forma de CO₂, CO e CH₄, e para outras emissões de gases-traço, também são apresentados em Fearnside (1997a: 341-344). Os cálculos são realizados por um programa chamado "DEFOREST", mas melhor conhecido como "BIG CARBON", composto de aproximadamente 150 planilhas eletrônicas interligadas.

Tabela 1 - Estudos de combustão e de formação de carvão no Brasil.

Local	Estado	Quei- mada	Biomassa pre- queima acima do solo		Eficiência de queimada % C pre- queima	Formação líquida de carvão		Fonte
			Peso seco (t ha-1)	Carbono (t ha-1)		(t C ha ⁻¹)	% do C da biomassa pre- queima	
<i>Floresta original (queimada inicial)</i>								
Manaus	Amazonas	1984	264,6	130,2	27,6	3,5	2,7	Fearnside <i>et al.</i> (1993)
Altamira	Pará	1986	263	129,9	41,9	1,6	1,3	Fearnside <i>et al.</i> (1999)
Manaus	Amazonas	1990	368,5	181,7	28,3	3,4	1,8	Fearnside <i>et al.</i> (2001)
Jacundá	Pará	1990	292,4	147,6	51,5			Kauffman <i>et al.</i> (1995)
Marabá	Pará	1991	434,6	218,2	51,3			Kauffman <i>et al.</i> (1995)
Santa Barbara	Rondônia	1992	290,2	142,1	40,5			Kauffman <i>et al.</i> (1995)
Jamarí	Rondônia	1992	361,2	178,9	56,1			Kauffman <i>et al.</i> (1995)
Manaus	Amazonas	1992	424,4	203,5	25,1			Carvalho <i>et al.</i> (1995)
Tomé Açu	Pará	1993	214,2	96,2	21,9	4,1	2,9	Araújo (1995)
Nova Vida	Rondônia	1994	306,5	142,3	34,6			Graça (1997)
Média			321,9	157	39,0	3,2	2,2	
<i>Remanescentes da floresta original (queimadas subsequentes)</i>								
Apaiú	Roraima	1991	101,2	48,4	30,1	0,6	1,3	Fearnside <i>et al.</i> (2007)
Apaiú	Roraima	1993	96,3	46,1	13,2	0,3	0,7	Barbosa & Fearnside (1996)
Média			98,7	47,2	21,6	0,5	1,0	
<i>Floresta secundária (não incluindo remanescentes da floresta original)</i>								
Altamira	Pará	1991	26,1	11,3	25,9	0,1	1,1	Guimarães (1993)
Apiaú	Roraima	1991	41,5	17,8	66,5	0,2	1,2	Fearnside <i>et al.</i> (2007)
Apiaú	Roraima	1993	6,2	2,8	69,1	0,02	0,8	Barbosa & Fearnside (1996)
Média			24,6	10,7	53,6	0,1	1	
<i>Pastagem</i>								
Apaiú	Roraima	1993	8,0	3,4	93,4	0,04	1,1	Barbosa & Fearnside (1996)

Tabela 2 - Emissões líquidas comprometidas de gás de estufa por cada fonte para o desmatamento de 1990 na Amazônia Legal: cenário de gases traço baixo.

Fonte	Área afetada (10 ³ km ²)	Emissões (milhões de t de gás)					
		CO ₂	CH ₄	CO	N ₂ O	NO _x	NMHC
<i>Floresta</i>							
Queimada inicial	13,8	270	0,87	20,9	0,05	0,66	0,55
Requeimadas	13,8	57	0,28	8,89	0,01	0,15	0,14
Decomposição acima do solo por térmitas	13,8	17	0,014				
Outra decomposição acima do solo	13,8	365					
Decomposição debaixo do solo	13,8	247					
Gado (a)	6,1		0,01				
Solo sob pastagem (a)	6,1				0,002		
Perda de fontes e sumidouros da floresta intata (a)	7,3		0,0003			-0,01	-0,09
Carbono do solo (8 m superiores)	13,8	43					
Recrescimento de floresta secundária	13,8	-65					
Subtotal para florestas		934	1,18	29,79	0,07	0,81	0,63
<i>Cerrado</i>							
Queimada inicial	5,0	11	0,04	0,85	0,002	0,03	0,02
Requeimadas	5,0	1	0,01	0,18	0,01	0,003	0,003
Decomposição acima do solo por térmitas	5,0	0,1	0,0001				
Outra decomposição acima do solo	5,0	2					
Decomposição debaixo do solo	5,0	9					
Gado (a)	5,0		0,008				
Solo sob pastagem (a)	5,0				0,002		
Perda de fontes e sumidouros de cerrado intato (a) (b)	5,0		0,0002			-0,0004	-0,004
Carbono do solo (8 m superiores)	5,0	16					
Recrescimento de floresta secundária	5,0	-9					
Subtotal para cerrado		31	0,05	1,03	0,004	0,03	0,02
Total para a Amazônia Legal		964	1,23	30,83	0,07	0,83	0,66

(a) Efeitos periódicos (metano de gado, sumidouro de metano no solo da floresta, N₂O do solo da pastagem), somado ao longo de um período de 100 anos para consistência com os cálculos da IPCC para um horizonte de tempo de 100 anos.

(b) fontes de cerrado intato para NO_x e NMHC foram derivadas da emissão por hectare de floresta, presumindo que a emissão é proporcional ao peso seco da biomassa foliar das árvores em cada ecossistema. Para cerrado, biomassa seca de folhas de árvores (estação seca) = 0,756 t ha⁻¹ (dos Santos, 1989: 194); floresta (em Tucuruí, Pará) = 12,94 t ha⁻¹ (Revilla Cardenas *et al.*, 1982).

Tabela 3 - Emissão líquida comprometida de gás de efeito estufa por cada fonte do desmatamento de 1990 na Amazônia Legal: cenário de gases traço alto.

Fonte	Área afetada (10 ³ km ²)	Emissões (milhões de t de gás)					
		CO ₂	CH ₄	CO	N ₂ O	NO _x	NMHC
<i>Floresta</i>							
Queimada inicial	13,8	270	1,05	26,13	0,14	0,66	1,10
Requeimadas	13,8	57	0,44	11,32	0,03	0,15	0,25
Decomposição acima do solo por térmitas	13,8	17	0,014				
Outra decomposição acima do solo	13,8	365					
Decomposição debaixo do solo	13,8	247					
Gado (a)	6,1		0,01				
Solo sob pastagem (a)	6,1				0,002		
Perda de fontes e sumidouros da floresta intata (a)	7,3		0,0003			-0,01	-0,09
Carbono do solo (8 m superiores)	13,8	43					
Recrescimento de floresta secundária	13,8	-65					
Subtotal para florestas		934	1,51	37,45	0,18	0,81	1,26
<i>Cerrado</i>							
Queimada inicial	5,0	11	0,04	1,07	0,006	0,027	0,04
Requeimadas	5,0	1	0,01	0,36	0,001	0,005	0,01
Decomposição acima do solo por térmitas	5,0	0,1	0,0001				
Outra decomposição acima do solo	5,0	2					
Decomposição debaixo do solo	5,0	15					
Gado (a)	5,0		0,01				
Solo sob pastagem (a)	5,0				0,002		
Perda de fontes e sumidouros de cerrado intato (a) (b)	5,0		0,0002			-0,0004	-0,004
Carbono do solo (8 m superiores)	5,0	16					
Recrescimento de floresta secundária	5,0	-9					
Subtotal para cerrado		37	0,07	1,43	0,009	0,03	0,05
Total para a Amazônia Legal		971	1,88	38,87	0,18	0,84	1,31

(a) Efeitos periódicos (metano de gado, sumidouro de metano no solo da floresta, N₂O do solo da pastagem, metano das hidrelétricas), somado ao longo de um período de 100 anos para consistência com cálculo do IPCC para um horizonte de tempo de 100 anos.

(b) fontes de cerrado intacto para NO_x e NMHC foram derivadas da emissão por hectare de floresta, presumindo que a emissão é proporcional ao peso seco da biomassa foliar das árvores em cada ecossistema. Para cerrado, biomassa seca de folhas de árvores (estação seca) = 0,756 t ha⁻¹ (dos Santos, 1989: 194); floresta (em Tucuruí, Pará) = 12,94 t ha⁻¹ (Revilla Cardenas *et al.*, 1982).



Após a queimada inicial, aproximadamente 70% da biomassa aérea da floresta permanecem não queimados. De 1992 até 2002, o carbono nesta biomassa foi omitido dos números oficiais sobre emissões por desmatamento na Amazônia brasileira, assim grosseiramente subestimando o impacto climático do desmatamento. No entanto, este carbono acaba sendo liberado para a atmosfera, ou pela decomposição ou pelas requeimadas.

c. Decomposição de remanescentes não queimados

A decomposição acima do solo de remanescentes não queimados é calculada usando os estudos disponíveis listados em Fearnside (1996a: 611). A decomposição faz uma contribuição significativa às emissões de gases do efeito estufa, e fica aparente que o grande interesse no assunto da queima da biomassa muitas vezes tende a levar as pesquisas a negligenciar as contribuições da decomposição. As estimativas de emissões de gases do efeito estufa do desmatamento, que tem sido divulgadas por fontes oficiais do governo brasileiro (Borges, 1992; Silveira, 1992), são mais baixas que os cálculos no presente trabalho por um fator de três, principalmente porque elas ignoram as emissões herdadas, nas quais a decomposição desempenha um papel grande.

A decomposição bacteriana e a atividade de térmitas acontecem em grande parte durante a primeira década. Emissões de metano por térmitas oriundas da decomposição de biomassa que não queima (Martius *et al.*, 1996) são substancialmente menores que estimativas anteriores (Fearnside, 1991, 1992). Isto ocorre principalmente porque as estimativas do número de térmitas em áreas desflorestadas indicam que as populações são insuficientes para consumir a quantidade de madeira que tinha sido presumida anteriormente. Produção mais baixa de metano (0,002 g CH₄ por g de madeira seca consumida) também contribui para

diminuir as emissões desta fonte, que são calculadas em um total de apenas $0,014 \times 10^6 \text{ t ano}^{-1}$ de gás de CH_4 nas áreas desmatadas da floresta original até 1990 (Tabelas 2 e 3).

d. Solo

A conversão de floresta natural para a paisagem de substituição resultará em um novo equilíbrio de estoques de carbono do solo. Mudanças sob pastagens são particularmente importantes por causa do domínio de pastagens e de florestas secundárias derivadas de pastagens na paisagem que substituiu a floresta. Mudanças na camada superficial do solo (0-20 cm de profundidade de solo sob floresta) são importantes por causa das concentrações mais altas de carbono nesta camada e porque as mudanças acontecem mais rapidamente do que em camadas mais profundas. Um ajuste deve ser feito para a compactação do solo de superfície: é necessário considerar a camada de solo no uso de terra de substituição que é compactado a partir da camada de 0-20 cm do solo sob floresta (Fearnside, 1980). A emissão calculada aqui ($43 \times 10^6 \text{ t CO}_2$) considera os 8 m superiores de solo na floresta, mas apenas considera as emissões nos primeiros 15 anos (Fearnside & Barbosa, 1998). A camada de 1-8 m de profundidade contém um estoque grande de carbono (Nepstad *et al.*, 1994; Trumbore *et al.*, 1995); infelizmente, dados sobre carbono do solo na camada de 1-8 m de profundidade estão disponíveis para apenas um local (Paragominas, Pará). O estoque de carbono no solo profundo pode ser diminuído até um novo nível de equilíbrio mais baixo no decorrer de um longo período de tempo, porque as raízes profundas de árvores na floresta natural são uma fonte de entrada de carbono para esta camada do solo, e pode ser esperado que a substituição da floresta por pastagem e outros tipos de vegetação de raízes pouco profundas mude o equilíbrio entre as entradas de carbono e a oxidação na camada de solo profundo. Transformação de floresta para a paisagem de equilíbrio resulta em uma emissão de $8,5 \text{ t ha}^{-1}$ de C dos 8 m superiores de solo, $7,9 \text{ t ha}^{-1}$ das quais provêm do 1 m superior (Fearnside & Barbosa, 1998).

e. Remoção de fontes e sumidouros na paisagem antes do desmatamento

1. Sumidouro no solo para CH_4

O solo em florestas tropicais é um sumidouro natural para metano, removendo $0,0004 \text{ t C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Keller *et al.*, 1986). A derrubada da floresta elimina este sumidouro, portanto tendo um efeito igual à criação de uma fonte da mesma magnitude.

2. Fontes florestais de NO_x e NMHC

As folhas da floresta liberam $0,0131 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de NO_x (Kaplan *et al.*, 1988; Keller *et al.*, 1991) e $0,12 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de hidrocarbonetos não-metanos (NMHC) (Rasmussen & Khalil, 1988: 1420). Não há informações disponíveis sobre as liberações destes gases pela vegetação de substituição. Presumindo que não há nenhuma liberação desses gases das áreas cultivadas e de pastagens produtivas e degradadas, e que as emissões das florestas secundárias são iguais àquelas das florestas primárias, a área desmatada em 1990 implica na perda de fluxos de $0,01 \times 10^6 \text{ t de NO}_x \text{ ano}^{-1}$ e $0,09 \times 10^6 \text{ t de NMHC ano}^{-1}$ (Tabelas 2 e 3).

3. Liberação de CH_4 por térmitas

Os térmitas na floresta madura liberam metano produzido por bactérias que digerem a celulose sob condições anaeróbicas nos abdômes dos insetos. Estas emissões serão perdidas quando a

floresta é derrubada, mas por muito tempo depois estas emissões serão mais do que compensadas pelos térmitas que ingerem a biomassa que não queima depois do desmatamento. Para calcular as emissões de térmitas na floresta, a informação mais importante é a quantidade absoluta de biomassa que se decompõe anualmente (em $t\ ha^{-1}\ ano^{-1}$), não a taxa (fração) de decomposição por ano. Para liteira fina a quantia pode ser conhecida diretamente a partir de dados sobre as taxas de queda da liteira, já que tudo que cai decompõe e pode ser preesumido que o nível do estoque está em equilíbrio. Para liteira grossa tais dados são indisponíveis, e a quantia que decompõe precisa ser calculada a partir de informações sobre o estoque e a taxa de decomposição. É notável que árvores mortas em uma floresta tropical podem se deteriorar rapidamente. A constante de decomposição (k) para a decomposição de troncos no Panamá foi calculado em $0,461\ ano^{-1}$ para árvores $>10\ cm$ de diâmetro à altura do peito (DAP=diâmetro a 1,3 m acima do chão), baseado em observações depois de um intervalo de 10 anos (Lang & Knight, 1979). No atual trabalho, no entanto, as taxas mais baixas de decomposição medidas em roças de corte e queima são usadas para toda a biomassa grossa. São calculadas as quantidades de liteira fina e grossa a partir dos estudos disponíveis (Fearnside, 1997a).

4. Possível sumidouro de carbono em floresta em pé

Um possível sumidouro de carbono em floresta em pé não perturbada não é considerado no cálculo presente. Trabalhos de correlação de remansos (“eddy correlation”, ou seja, estudos de movimentos de gás em fluxos de ar dentro e imediatamente acima da floresta) feitos em um local em Rondônia indicaram uma absorção de $1,0\ 0,2\ t\ C\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ (Grace *et al.*, 1995). Isto implica na absorção anual de $366\ X\ 10^6\ t\ C$ pelos $358,5\ X\ 10^6\ ha$ de floresta que estavam em pé em 1990 na Amazônia Legal brasileira, e uma perda da absorção anual de $1,4\ X\ 10^6\ t\ C$ por causa dos $1,38\ X\ 10^6\ ha$ de desmatamento feito em 1990. Malhi *et al.* (1996, citado por Higuchi *et al.*, 1997: 99) calcularam uma absorção de $1,6\ t\ 5,6\ t\ C\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ baseado em medidas de correlação de remanso perto de Manaus. Higuchi *et al.* (1997: 99) calcularam uma absorção de $1,2\ t\ C\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ em 3 ha de medidas de crescimento de floresta ao longo do período de 1986-1996 perto de Manaus. Por outro lado, medidas de crescimento da floresta ao longo de intervalos de 10-16 anos no período 1980-1997 em 32 parcelas de 1 ha cada localizadas $>300\ m$ da borda mais próxima da floresta em outro local perto de Manaus não indicam nenhum crescimento líquido (W.F. Laurance, comunicação pessoal, 1997; também veja os mesmos dados em 36 parcelas de testemunho de 1 ha cada, localizadas $>100\ m$ da borda mais próxima da floresta: Laurance *et al.*, 1997).

Interesse em pesquisas sobre um possível sumidouro de carbono em florestas em pé é intenso, e avaliações de dados de inventário estão em andamento para ver se a área basal muda em parcelas de floresta sob monitoramento em longo prazo, assim como esforços para estender os estudos de correlação de remanso, o que pode indicar a existência de um sumidouro. Dado a vasta área de floresta ainda em pé, até mesmo uma absorção pequena por hectare faria uma contribuição significativa ao balanço de carbono global. Uma cobertura geográfica grande é necessária para tirar conclusões, já que a absorção em um local pode ser contrabalanceada por emissões em outros locais. A escala de tempo indubitavelmente também é importante: em longo prazo, a floresta “madura” não pode continuar crescendo em biomassa, muito embora desequilíbrios ao longo de períodos de anos ou décadas ainda sejam importantes para entender a dinâmica de carbono global, inclusive o esclarecimento do chamado “sumidouro faltante”. Uma absorção aumentaria o impacto do desmatamento, eliminando parte do sumidouro. Por exemplo, se o sumidouro fosse $0,45\ t\ C\ ha^{-1}\ ano^{-1}$, os $1,38\ X\ 10^6\ ha$ de desmatamento feito em 1990 eliminariam um sumidouro anual de $0,621\ X\ 10^6\ t\ C$, enquanto a perda anual atribuível aos $41,6\ X\ 10^6\ ha$ que tinham sido perdidos até 1990 somaria $18,72\ X\ 10^6\ t\ C$. Embora a quantia de perda de sumidouro pelo desmatamento de um único ano pode parecer modesta comparada

às emissões de biomassa de floresta causadas pelo desmatamento, o fato de que a perda do sumidouro representa um fluxo anual, ao invés de uma emissão de uma vez só, significa que este teria consequências significativas no decorrer do tempo se o sumidouro tiver uma duração de décadas ou mais.

f. Represas hidrelétricas

Um dos impactos de represas hidrelétricas na Amazônia é a emissão de gases do efeito estufa. Represas hidrelétricas existentes na Amazônia brasileira emitiram aproximadamente $0,27 \times 10^6$ t de metano e 37×10^6 t de gás carbônico em 1990. O fluxo de CO_2 em 1990 inclui parte do grande pico de liberação de carbono pela decomposição acima da água, das árvores que foram deixadas em pé nos reservatórios de Tucuruí (criado em 1984), Balbina (criado em 1987) e Samuel (criado em 1988). A maioria da liberação de CO_2 acontece na primeira década depois de completar a barragem. As emissões de metano representam uma adição permanente aos fluxos dos gases do efeito estufa da região, ao invés de uma única liberação de uma vez só. A área total de reservatórios planejados na região é aproximadamente 20 vezes a área que existia em 1990, portanto, implicando uma liberação anual em potencial de metano de cerca de $5,2 \times 10^6$ t. Aproximadamente 40% dessa liberação calculada são de decomposição subaquática da biomassa florestal, que é o mais incerto dos componentes no cálculo. Metano também é liberado de água aberta, tapetes de macrófitas, e da decomposição da biomassa florestal acima da água (Fearnside, 1995b, 1997d). Aumentos significativos nas estimativas de emissões de metano por represas hidrelétricas, devido à liberação desse gás da água que passa pelas turbinas e pelo vertedouro (Galy-Lacaux *et al.*, 1999; Fearnside, 2002) não estão incluídos ainda nos valores apresentados acima.

g. Exploração madeireira

Em uma situação típica, as florestas acessíveis por terra ou por transporte fluvial são exploradas para madeira, reduzindo assim a biomassa tanto pela remoção de madeira como por matar ou danificar muitas árvores não colhidas. Essa floresta já degradada pela exploração madeireira é derrubada posteriormente para agricultura ou pecuária bovina.

O efeito da exploração madeireira não é tão direto quanto poderia parecer. A remoção dos fustes das árvores grandes aumenta a eficiência de queimada, assim como também aumenta a taxa de decomposição média da biomassa não queimada. Isto é porque os galhos de diâmetro pequeno queimam melhor e se decompõem mais rapidamente do que os grandes troncos. Estas mudanças compensarão parcialmente a redução nas emissões devido à biomassa menor. Em cálculos que incluem taxas de desconto ou ponderação por preferência temporal, é dada ênfase às emissões no curto prazo, e o efeito de exploração madeireira no impacto de desmatamento quando as áreas exploradas para madeira são desmatadas; subseqüentemente será reduzido mais ainda, já que os troncos grandes removidos teriam decomposição lenta se tivessem sido deixados para serem cortados no processo de desmatamento.

IV. ABSORÇÃO PELA VEGETAÇÃO DE SUBSTITUIÇÃO

a. A Paisagem de substituição

Uma matriz de Markov de probabilidades anuais de transição foi construída para calcular a composição da paisagem em 1990 e para projetar mudanças futuras, presumindo que o comportamento dos fazendeiros permanece inalterado. As probabilidades de transição para agricultores pequenos foram derivadas usando os resultados de estudos de satélite em áreas de

assentamento (Moran *et al.*, 1994; Skole *et al.*, 1994). As probabilidades para fazendeiros foram derivadas do comportamento típico indicado por levantamentos através de entrevistas realizadas por Uhl *et al.* (1988). São considerados seis usos da terra, que, quando divididas para refletir a estrutura etária das parcelas, resulta em uma matriz de 98 fileiras e colunas.

A paisagem calculada para 1990 em áreas desmatadas era composta de 5,4% áreas cultivadas, 44,8% pastagens produtivas, 2,2% pastagens degradadas, 2,1% floresta secundária “jovem” (1970 ou depois) derivada da agricultura, 28,1% floresta secundária “jovem” derivada das pastagens, e 17,4% floresta secundária “velha” (pré-1970). Esta paisagem chegaria a um equilíbrio de 4,0% para áreas cultivadas, 43,8% para pastagens produtivas, 5,2% para pastagens degradadas, 2,0% para floresta secundária derivada de agricultura, e 44,9% para floresta secundária derivada de pastagens. Uma quantidade insignificante é “floresta regenerada” (definida como floresta secundária com mais de 100 anos). A biomassa total média (matéria seca, inclusive debaixo do solo e componentes mortos) foi de 43,5 t ha⁻¹ em 1990 nos 410 X 10³ km² desmatados antes daquele ano para usos que não sejam represas hidrelétricas. A biomassa média em equilíbrio seria 28,5 t ha⁻¹ em toda a área desmatada (excluindo represas) (Fearnside, 1996b). Fontes oficiais alegam uma absorção maciça de C em “plantações”, com o resultado que as emissões líquidas do desmatamento seriam zero (ISTOÉ, 1997). Esta alegação está completamente discrepante com os resultados apresentados no atual trabalho.

Uma quantificação melhor dos sumidouros de carbono, tais como florestas secundárias, é importante por razões científicas e diplomáticas. Do ponto de vista científico, são melhores avaliações dos fluxos de carbono para estes sumidouros para ter estimativas melhores das emissões líquidas, e, por conseguinte, estimativas melhores de quantidades tais como o “sumidouro faltante”. No lado diplomático, são criticados freqüentemente os cientistas que trabalham com o efeito estufa por gastar quase todo o tempo e dinheiro deles medindo emissões de carbono em vez de sumidouros, com a implicação de que é, portanto, pouco surpreendente que os pesquisadores concluam que as emissões de carbono representam um problema grave. Investigação completa de todos os possíveis sumidouros impediria o uso de tais argumentos por aqueles que estão à procura de desculpas para recusar tomar medidas contra o efeito estufa.

b. Taxas de crescimento de florestas secundárias

A taxa de crescimento das florestas secundárias é crítica na determinação da absorção de carbono pela paisagem de substituição. A maioria das discussões de absorção através de florestas secundárias presume que estas crescerão às taxas rápidas que caracterizam os pousios de agricultura itinerante (por exemplo, Lugo & Brown, 1981, 1982). Na Amazônia brasileira, no entanto, a maioria do desmatamento é para pastagens, e a agricultura itinerante desempenha um papel relativamente secundário (Fearnside, 1993). Florestas secundárias em pastagens degradadas crescem muito mais lentamente do que em locais onde foram plantadas apenas culturas anuais após a derrubada inicial da floresta.

Brown & Lugo (1990) revisaram os dados disponíveis sobre crescimento de florestas secundárias tropicais. As informações disponíveis são virtualmente todas de pousios de agricultura itinerante. Brown & Lugo (1990: 17) desenharam, à mão livre, um gráfico dos dados disponíveis para florestas secundárias que variaram em idade de 1 a 80 anos, inclusive biomassa de madeira (gravetos, galhos e talos: 13 pontos de dados), folhas (10 pontos de dados), e raízes (12 pontos de dados). Isto foi usado para calcular a taxa de crescimento e a razão das partes subterrâneas às partes aéreas (razão raíz/broto) para pousios de agricultura itinerante de idades diferentes. Florestas secundárias em pastagens abandonadas crescem mais lentamente (Guimarães, 1993; Uhl *et al.*, 1988). Foram usadas estas informações sobre

taxas de crescimento de vegetação secundária de origens diferentes para calcular a absorção pela paisagem em 1990 (Fearnside & Guimarães, 1996).

V. BALANÇO ANUAL DE EMISSÕES LÍQUIDAS

São apresentadas na Tabela 4 as fontes das emissões e absorções de gases do efeito estufa para o balanço anual em 1990 para o cenário de gases traço baixo, e na Tabela 5, o cenário de gases-traço alto. Considerando somente o CO₂, 1.218-1.233 X 10⁶ t de gás foram emitidas (emissão bruta) através do desmatamento (não incluindo emissões da exploração madeireira). Subtraindo a absorção de 29 X 10⁶ t de gás de CO₂, rende uma emissão líquida de 1.189-1.204 X 10⁶ t de CO₂, ou 324-328 X 10⁶ t de carbono. Acrescentando os efeitos de gases-traço, usando os potenciais de aquecimento global (GWPs) do Segundo Relatório de Avaliação (SAR), do IPCC, para um horizonte de tempo de 100 anos, os impactos aumentam para 353-359 X 10⁶ t de carbono equivalente de carbono de CO₂. Consideração de mais efeitos indiretos dos gases traço elevaria estes valores substancialmente: o SAR reconhece alguns efeitos indiretos do CH₄, mas nenhum do CO₂, que é um componente importante das emissões da queima de biomassa. Exploração madeireira acrescentaria 224 X 10⁶ t de gás de CO₂, mais gases traço que elevariam o impacto para 228-229 X 10⁶ t de gás equivalente de CO₂ (63 X 10⁶ t de carbono equivalente a carbono de CO₂).

Em termos de gás carbônico da biomassa da floresta original, apenas 27% da emissão (antes de subtrair as absorções) no balanço anual foi de emissões prontas de desmatamento naquele ano, e 73% foram de emissões herdadas da decomposição e queimada de biomassa não queimada oriunda de derrubadas feitas em anos anteriores. Por causa das emissões herdadas mais altas nas áreas desmatadas nos anos de desmatamento mais rápido que precederam o ano 1990, o balanço anual é mais alto que as emissões líquidas comprometidas em 27-29% se só é considerado o CO₂, e em 29-32% se também são incluídos os equivalentes de CO₂ dos outros gases. Emissões líquidas comprometidas seriam iguais ao balanço anual se o desmatamento fosse proceder a uma taxa constante ao longo de um período prolongado.

A emissão líquida comprometida e o balanço anual são comparados na Tabela 6, para os cenários de gases-traço baixo e alto, ambos considerando apenas o CO₂ e considerando os equivalentes de CO₂ calculados com os potenciais de aquecimento global (GWPs) usados pelo Segundo Relatório de Avaliação (SAR) da IPCC com 100 anos de integração. Também são tabuladas as emissões de exploração madeireira. Inclusão de gases traço (usando os GWPs do SAR para 100 anos) aumenta o impacto da emissão líquida comprometida em 5-9%, e do balanço anual em 8-11%. É provável que os impactos dos gases traço aumentem quando a IPCC chegar a um acordo sobre os efeitos indiretos adicionais dos gases. Por exemplo, se o impacto de CO fosse calculado usando o potencial de aquecimento global de 2 que foi adotado no relatório da IPCC de 1990 (Shine *et al.*, 1990: 60), mas não usados nos relatórios subsequentes enquanto não há acordo, o balanço anual seria aumentado pelo equivalente de 75-92 X 10⁶ t de gás de CO₂, enquanto a inclusão do efeito adicional de CO em estender a vida atmosférica de CH₄ devido à remoção dos radicais OH (Shine *et al.*, 1990: 59) aumentaria este impacto ainda mais.

VI. CONCLUSÕES

1. Em 1990, o ano para a linha de base dos inventários nacionais sob a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima, mudanças de uso da terra nos 5 X 10⁶ km² da Amazônia Legal incluíram 13,8 X 10³ km² de desmatamento, aproximadamente 5 X 10³ km² de

Tabela 4 - Balanço anual em 1990 de emissões líquidas por fonte na área originalmente florestada da Amazônia Legal brasileira (a): cenário de gases traço baixo.

Fonte	Emissões (milhões de t de gás)						Sumidouro (milhões de t de carbono)	
	CO ₂	CH ₄	CO	N ₂ O	NO _x	NMHC	Carbono de carvão vegetal	Carbono Grafítico
<i>Biomassa da Floresta</i>								
<i>Original</i>								
Queimada inicial	269,97	0,87	20,96	0,05	0,66	0,66	3,52	0,2
Requeimadas	65,95	0,32	10,21	0,01	0,51	0,16	1,05	0,08
Decomposição acima do solo por térmitas	14,6	0,02						
Outra decomposição acima do solo	357,08							
Decomposição debaixo do solo	321,55							
<i>Biomassa da Floresta</i>								
<i>Secundária</i>								
Queimada (b)	52,06	0,17	4,03	0,01	0,06	0,11	0,25	0,04
Decomposição acima do solo por térmitas	0,98	0,001						
Outra decomposição acima do solo	21,29							
Decomposição debaixo do solo	23,6							
Térmitas na floresta secundária		0,003						
<i>Biomassa de floresta secundária pré-1970</i>								
Queimada inicial	5,34	0,017	0,419	0,001	0,013	0,012	0,069	0,004
Requeimadas	0,85	0,004	0,135	2E-04	0,007	0,002	0,014	0,001
Decomposição acima do solo por térmitas	0,21	2E-04						
Outra decomposição acima do solo	5,21							
Decomposição debaixo do solo	3,03							
Térmitas na floresta secundária pré-1970		0,004						

Tabela 4 (continuação).

Fonte	Emissões (milhões de t de gás)						Sumidouro (milhões de t de carbono)	
	CO ₂	CH ₄	CO	N ₂ O	NO _x	NMHC	Carbono de carvão vegetal	Carbono Grafítico
<i>Queimada de pastagens</i>	(c)	0,07	1,69	0,004	0,12	0,05	0,08	0,02
<i>Represas hidrelétricas</i>								
Biomassa florestal	35,75	0,12						
Água		0,11						
Macrófitas		0,04						
<i>Outras fontes</i>								
Gado		0,31						
Solo sob pastagens				0,07				
Perda de fontes e sumidouros de floresta intacta		0,02			-4,24	-0,46		
Perda de térmitas de floresta natural		-0,03						
Carbono do solo (8 m superiores)	56,65							
<i>Emissões totais</i>	1233,4	2,04	37,37	0,16	-2,87	0,45	4,98	0,34
<i>Absorção</i>	-28,98							
<i>Emissões líquidas</i>	1204,1	2,04	37,37	0,16	-2,87	0,45	4,98	0,34

(a) Desmatamento na área originalmente florestada em 1990 foi 1.381.800 ha.

(b) A queimada de floresta secundária inclui tanto a inicial quanto as queimadas subsequentes para floresta secundária derivada de ambos agricultura e pastagem, e para pastagens degradadas que estão cortadas e recuperadas.

(c) O CO₂ das queimadas para manutenção de pastagens não é contado, já que isto é re-assimilado anualmente com o recrescimento das pastagens, fazendo com que o fluxo líquido seja igual a zero. O fluxo bruto em 1990 desta fonte é calculado em 22 milhões de t de gás de CO₂.

corte de cerrado, que originalmente ocupou aproximadamente 20% da Amazônia Legal, 7 X 10² km² em florestas secundárias "velhas" (pre-1970) e 19 X 10³ km² em florestas secundárias "jovens" (1970+); queimada de 40 X 10³ km² de pastagens produtivas (33% da área presente), e recrescimento em 121 X 10³ km² de florestas secundárias "jovens". Nenhuma represa hidrelétrica nova foi criada em 1990, mas a decomposição continuou nos 4,8 X 10³ km² de reservatórios já existentes. O ritmo anual de exploração madeireira na região foi presumida ser 24,6 X 10⁶ m³ de toras, a taxa oficial para 1988.

2. A biomassa total média sem exploração madeireira para florestas originais na

Tabela 5 - Balanço anual de emissões líquidas em 1990 por fonte na área originalmente florestada da Amazônia Legal brasileira (a): cenário de gases traço alto.

Fonte	Emissões (milhões de t de gás)						Sumidouro (milhões de t de carbono)	
	CO ₂	CH ₄	CO	N ₂ O	NO _x	NMHC	Carbono de carvão vegetal	Carbono Grafítico
<i>Biomassa da Floresta Original</i>								
Queimada inicial	269,97	1,05	26,13	0,05	0,66	1,1	3,52	0,24
Requeimadas	64,95	0,51	12,99	0,1	0,51	0,31	1,05	0,12
Decomposição acima do solo por térmitas	16,02	0,02						
Outra decomposição acima do solo	357,09							
Decomposição debaixo do solo	321,53							
<i>Biomassa da Floresta Secundária</i>								
Queimada (b)	40,24	0,16	3,89	0,008	0,04	0,16	0,23	0,04
Decomposição acima do solo por térmitas	0,93	0,0007						
Outra decomposição acima do solo	20,25							
Decomposição debaixo do solo	22,49							
Térmitas na floresta secundária		0,003						
<i>Biomassa de floresta secundária pré-1970</i>								
Queimada inicial	5,34	0,021	0,516	0,001	0,013	0,022	0,069	0,005
Requeimadas	0,85	0,007	0,17	0,001	0,007	0,004	0,014	0,002
Decomposição acima do solo por térmitas	0,23	0,0002						
Outra decomposição acima do solo	5,31							
Decomposição debaixo do solo	3,03							
Térmitas na floresta secundária pré-1970		0,0027						

Tabela 5 (continuação).

Fonte	Emissões (milhões de t de gás)						Sumidouro (milhões de t de carbono)	
	CO ₂	CH ₄	CO	N ₂ O	NO _x	NMHC	Carbono de carvão vegetal	Carbono Grafítico
<i>Queimada de pastagens</i>	(c)	0,08	2,02	0,004	0,11	0,08	0,08	0,02
<i>Represas hidrelétricas</i>								
Biomassa florestal	35,75	0,12						
Água		0,11						
Macrófitas		0,04						
<i>Outras fontes</i>								
Gado		0,29						
Solo sob pastagens				0,07				
Perda de fontes e sumidouros de floresta intacta		0,02			-4,06	-0,44		
Perda de térmitas de floresta natural		-						
		0,03						
Carbono do solo (8 m superiores)	54,43							
<i>Emissões totais</i>	1218,4	2,39	45,72	0,25	-2,71	1,23	4,96	0,42
<i>Absorção</i>	-28,98							
<i>Emissões líquidas</i>	1189,4	2,39	45,72	0,25	-2,31	1,23	4,96	0,42

(a) Desmatamento na área originalmente florestada em 1990 foi 1.381.800 ha.

(b) A queimada de floresta secundária inclui tanto a queimada inicial quanto as queimadas subsequentes para floresta secundária derivada de ambos agricultura e pastagem, e para pastagens degradadas que estão cortadas e recuperadas.

(c) O CO₂ das queimadas para manutenção de pastagens não é contado, já que isto é re-assimilado anualmente pelo recrescimento das pastagens, fazendo com que o fluxo líquido seja igual a zero. O fluxo bruto em 1990 desta fonte é calculado em 21 milhões de t de gás de CO₂.

Amazônia brasileira é calculada em 463 toneladas por hectare (t ha⁻¹), inclusive dos componentes mortos e debaixo do solo. Ajustes para a distribuição espacial do desmatamento e para a exploração madeireira indicam uma biomassa total média desmatada em 1990 de 406 t ha⁻¹ em áreas de florestas originais, 309 t ha⁻¹ das quais são acima do solo (expostas à queimada inicial). Além de emissões da queimada inicial, os remanescentes de desmatamentos em anos anteriores emitiram gases por decomposição e por combustão em queimadas.

O Desmatamento mais rápido nos anos que precederem 1990 faz com que as emissões herdadas sejam maiores do que teria sido o caso se a taxa de desmatamento fosse constante ao nível de 1990.

Tabela 6 - Comparação de métodos para calcular o impacto sobre o efeito estufa do desmatamento feito em 1990 em áreas originalmente florestadas na Amazônia brasileira em milhões de toneladas de carbono equivalente a carbono de CO₂.

Gases incluídos	Emissões líquidas comprometidas (Apenas desmatamento)	Balanço anual		
		Apenas desmatamento	Exploração madeira	Desmatamento + exploração madeira
<i>Cenário de gases traço baixo</i>				
CO ₂ apenas	255	328	61	390
CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	267	353	62	415
<i>Cenário de gases traço alto</i>				
CO ₂ apenas	255	324	61	386
CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O	278	359	63	422

3. Emissões líquidas comprometidas (as quantias líquidas de gases do efeito estufa que serão emitidos ao longo prazo como resultado do desmatamento feito em um determinado ano) de desmatamento (não incluindo emissões da exploração madeira ou do corte de cerrado) totalizaram 934 X 10⁶ t de CO₂, 1,3-1,5 X 10⁶ t de CH₄, 30-37 X 10⁶ t de CO, e 0,07-0,18 X 10⁶ t de N₂O. Estas emissões são equivalentes a 267-278 X 10⁶ t de carbono equivalente a carbono de CO₂, usando os GWPs de 100 anos do SAR da IPCC. Emissões de CO₂ incluem 270 X 10⁶ t de gás da queimada inicial, 628 X 10⁶ t de decomposição, 57 X 10⁶ t de queimadas subsequentes de biomassa da floresta primária, e 43 X 10⁶ t C de carbono do solo nos 8 m superiores. No longo prazo, a paisagem de substituição chega a armazenar 65 X 10⁶ C, ou 6,5% da emissão total. As faixas de variação de emissões dadas acima se referem aos cenários de gases traço baixo e alto, refletindo a gama de fatores de emissão que aparecem na literatura para diferentes processos de queima e de decomposição. Estes cenários não refletem a incerteza nos valores sobre a taxa de desmatamento, biomassa de floresta, intensidade de exploração madeira e outras entradas no cálculo. Algum carbono entra em sumidouros através da conversão para carvão (5,0 X 10⁶ t C) e para carbono de particulados gráfiticos (0,42 X 10⁶ t C).

4. O balanço anual de emissões líquidas em 1990 (fluxos líquidos em um único ano na região como um todo) incluiu 1189-1204 X 10⁶ t de CO₂, 2,1-2,4 X 10⁶ t de CH₄, 37,4-45,7 X 10⁶ t de CO, e 0,16-0,25 X 10⁶ t de N₂O. Emissões de CO₂ incluem 270 X 10⁶ t de gás da queimada inicial, 693-695 X 10⁶ t de decomposição, 65-66 X 10⁶ t de queimadas subsequentes de biomassa de floresta primária, e 46-58 X 10⁶ t de queimada de biomassa de floresta secundária de todas as idades, 54-57 X 10⁶ t CO₂ de liberações líquidas de carbono do solo até 8 m de profundidade (primeiros 15 anos apenas), 224 X 10⁶ t de exploração madeira e 36 X 10⁶ t de reservatórios hidrelétricos. Recrescimento de floresta secundária em 1990 absorveu 29,0 X 10⁶ t de gás de CO₂ (apenas 2,4% da emissão total, excluindo hidrelétricas e emissões de pastagens). Pastagens liberam através da queimada (e assimila através do crescimento) 21-22 X 10⁶ t de gás de CO₂, não contadas nos cálculos. O efeito de desmatamento no balanço anual é uma emissão líquida equivalente a 353-359 X 10⁶ t de carbono equivalente a carbono de CO₂, enquanto a exploração madeira acrescenta 62 X 10⁶ t de carbono equivalente ao carbono de CO₂.

5. A emissão líquida comprometida e o balanço anual de emissões líquidas de mudança do uso da terra na Amazônia brasileira em 1990 foram dominados pelo desmatamento. Devido às taxas de desmatamento terem diminuído nos três anos que precedem 1990, o balanço anual de desmatamento (*i.e.*, excluindo a exploração madeireira) foi mais alto que a emissão líquida comprometida.

6. Estes resultados indicam que o desmatamento na Amazônia brasileira contribuiu significativamente para o efeito estufa, e indica a alta prioridade que deveria ser dada à melhoria das estimativas destas emissões e das incertezas contidas nelas. Mudanças no manejo na paisagem desmatada só podem compensar para uma fração pequena deste impacto. Portanto, as medidas que teriam maior potencial para reduzir a emissão líquida de gases do efeito estufa da Amazônia seriam mudanças de política para reduzir a taxa de desmatamento.

VII. AGRADECIMENTOS

Este é uma tradução atualizada de Fearnside (2000) publicada pelo CRC Press. Uma versão anterior foi apresentada na 7ª Reunião Especial da SBPC: Amazônia no Brasil e no Mundo, Manaus-Amazonas, 25-27 de abril de 2001 (Fearnside, 2001). Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq AI 350230/97-98; AI 465819/00-1; EU 470765/2001-1) e ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA PPIs 5-3150 e 1-3160) para apoio financeiro. R.I. Barbosa e dois revisores anônimos fizeram comentários úteis sobre o manuscrito. Agradeço a N. Hamada, R.B. Matos, M.S. Moura e S.V. Wilson pela correção do português.

VIII. LITERATURA CITADA

- Araújo, T.M., J.A. Carvalho Jr., N. Higuchi, A.C.P. Brasil Jr. & A.L.A. Mesquita. 1997. Estimativa de taxas de liberação de carbono em experimento de queimada no Estado do Pará. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 69: 575-585.
- Barbosa, R.I. & P.M. Fearnside. 1996. Pasture burning in Amazonia: Dynamics of residual biomass and the storage and release of aboveground carbon. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 101(D20): 25.847-25.857.
- Borges, L. 1992. "Desmatamento emite só 1,4% de carbono, diz Inpe." O Estado de São Paulo, 10 de abril de 1992, p. 13.
- Brasil, Projeto RADAMBRASIL. 1973-1983. *Levantamento de Recursos Naturais*, Vols. 1-23. Ministério das Minas e Energia, Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM), Rio de Janeiro.
- Brown, S. & A.E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1-32.
- Carvalho, Jr., J.A., J.M. Santos, J.C. Santos, M.M. Leitão & N. Higuchi. 1995. A tropical rainforest clearing experiment by biomass burning in the Manaus region. *Atmospheric Environment* 29(17): 2301-2309.
- dos Santos, J.R. 1989. Estimativa da biomassa foliar das savanas brasileiras: Uma abordagem por sensoriamento remoto. p. 190-199 In: IV Simpósio Latinoamericano en Percepción Remota, IX Reunión plenaria SELPER, 19 al 24 de noviembre de 1989, Bariloche, Argentina, Tomo 1. SELPER, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, São Paulo.
- Fearnside, P.M. 1980. The effects of cattle pastures on soil fertility in the Brazilian Amazon: Consequences for beef production sustainability. *Tropical Ecology* 21: 125-137.
- Fearnside, P.M. 1991. Greenhouse gas contributions from deforestation in Brazilian Amazonia. p. 92-105 In: J.S. Levine (ed.), *Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications*. MIT Press, Boston, Massachusetts, E.U.A.
- Fearnside, P.M. 1992. Greenhouse Gas Emissions from Deforestation in the Brazilian Amazon. Carbon Emissions and Sequestration in Forests: Case Studies from Developing Countries. Volume 2. LBL-32758, UC-402. Climate Change Division, Environmental Protection Agency, Washington, DC & Energy and Environment Division, Lawrence Berkeley Laboratory (LBL), University of California (UC), Berkeley, California, E.U.A. 73 p.
- Fearnside, P.M. 1993. Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. *Ambio* 22: 537-545.
- Fearnside, P.M. 1994. Biomassa das florestas Amazônicas brasileiras. p. 95-124 In: Anais do Seminário Emissão X Seqüestro de CO₂. Companhia Vale do Rio Doce (CVRD), Rio de Janeiro.
- Fearnside, P.M. 1995a. 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. 1995b. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazon as sources of 'greenhouse' gases. *Environmental Conservation* 22: 7-19.
- Fearnside, P.M. 1996a. Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. p. 606-617 In: J. Levine (ed.), *Biomass Burning and Global Change. Volume 2: Biomass Burning in South America, Southeast Asia and Temperate and Boreal Ecosystems and the Oil Fires of Kuwait*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, E.U.A.
- Fearnside, P.M. 1996b. Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management* 80: 21-34.
- Fearnside, P.M. 1997a. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change* 35: 321-360.
- Fearnside, P.M. 1997b. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 90: 59-89.
- Fearnside, P.M. 1997c. Monitoring needs to transform Amazonian forest maintenance into a global warming mitigation option. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 2: 285-302.
- Fearnside, P.M. 1997d. Greenhouse-gas emissions from Amazonian hydroelectric reservoirs: The example of Brazil's Tucuruí Dam as compared to fossil fuel alternatives. *Environmental Conservation* 24: 64-75.
- Fearnside, P.M. 2000. Greenhouse gas emissions from land use change in Brazil's Amazon region. p. 231-249. In: R. Lal, J.M. Kimble & B.A. Stewart (eds). *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, E.U.A. 438 p.
- Fearnside, P.M. 2001. Emissões de Gases de Efeito Estufa Oriundas da Mudança do Uso da Terra na Amazônia Brasileira. In: 7^o Reunión Especial da SBPC: Amazônia no Brasil e no Mundo, Manaus-Amazonas, 25-27 de abril de 2001. SBPC, São Paulo. (CD-ROM).
- Fearnside, P.M. 2002. Greenhouse gas emissions from a hydroelectric reservoir (Brazil's Tucuruí Dam) and the energy policy implications. *Water, Air and Soil Pollution* 133(1-4): 69-96.
- Fearnside, P.M. & R.I. Barbosa. 1998. Soil carbon changes from conversion of forest to pasture in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 108: 147-166.
- Fearnside, P.M. & J. Ferraz. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. *Conservation Biology* 9: 1134-1147.
- Fearnside, P.M. & W.M. Guimarães. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology*

and Management 80: 35-46.

- Fearnside, P.M., N. Leal Filho & F.M. Fernandes. 1993. Rainforest burning and the global carbon budget: Biomass, combustion efficiency and charcoal formation in the Brazilian Amazon. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 98(D9): 16.733-16.743.
- Fearnside, P.M., P.M.L.A. Graça, N. Leal Filho, F.J.A. Rodrigues, & J.M. Robinson. 1999. Tropical forest burning in Brazilian Amazonia: Measurements of biomass loading, burning efficiency and charcoal formation at Altamira, Pará. *Forest Ecology and Management* 123(1): 65-79.
- Fearnside, P.M., P.M.L.A. Graça & F.J.A. Rodrigues. 2001. Burning of Amazonian rainforests: Burning efficiency and charcoal formation in forest cleared for cattle pasture near Manaus, Brazil. *Forest Ecology and Management* 146(1-3): 115-128.
- Fearnside, P.M., R.I. Barbosa & P.M.L.A. Graça. 2007. Burning of secondary forest in Amazonia: Biomass, burning efficiency and charcoal formation during land preparation for agriculture in Apiaú, Roraima, Brazil. *Forest Ecology and Management* 242(2-3): 678-687.
- Galy-Lacaux, C., R. Delmas, J. Kouadio, S. Richard & P. Gosse. 1999. Long-term greenhouse gas emissions from hydroelectric reservoirs in tropical forest regions. *Global Biogeochemical Cycles* 13(2): 503-517.
- Glerum, B.B. 1960. Report to the Government of Brazil on a Forestry Inventory in the Amazon Valley (Part Five) (Region between Rio Caete and Rio Maracassume), FAO Report No. 1250, Project No. BRA/FO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, Itália. 67 p.
- Graça, P.M.L.A. 1997. Conteúdo de Carbono na Biomassa Florestal da Amazônia e Alterações após à Queima. Masters thesis in forest sciences, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, São Paulo. 105 p.
- Graça, P.M.L.A., P.M. Fearnside, & C.C. Cerri. 1999. Burning of Amazonian forest in Ariquemes, Rondônia, Brazil: Biomass, charcoal formation and burning efficiency. *Forest Ecology and Management* 120(1-3): 179-191.
- Grace, J., J. Lloyd, J. McIntyre, A.C. Miranda, P. Meir, H.S. Miranda, C. Nobre, J. Moncrieff, J. Massheder, Y. Malhi, I. Wright & J. Gash. 1995. Carbon dioxide uptake by an undisturbed tropical rain forest in southwest Amazonia, 1992 to 1993. *Science* 270: 778-780.
- Guimarães, W.M. 1993. Liberação de carbono e mudanças nos estoques dos nutrientes contidos na biomassa aérea e no solo resultante de queimadas de florestas secundárias em áreas de pastagens abandonadas, em Altamira, Pará. Masters thesis in ecology, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação Universidade do Amazônia (INPA/FUA), Manaus. 69 p.
- Heinsdijk, D. 1957. Report to the Government of Brazil on a Forest Inventory in the Amazon Valley (Region between Rio Tapajós and Rio Xingu). FAO Report No. 601, Project No. BRA/FO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, Itália. 135 p.
- Heinsdijk, D. 1958a. Report to the Government of Brazil on a Forest Inventory in the Amazon Valley (Part Three) (Region between Rio Tapajós and Rio Madeira). FAO Report No. 969, Project No. BRA/FO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, Itália. 83 p.
- Heinsdijk, D. 1958b. Report to the Government of Brazil on a Forest Inventory in the Amazon Valley (Part Four) (Region between Rio Tocantins and Rios Guamá and Capim). FAO Report No. 992, Project No. BRA/FO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, Itália. 72 p.
- Heinsdijk, D. 1958c. Report to the Government of Brazil on a Forestry Inventory in the Amazon Valley (Part Two) (Region between Rio Xingu and Rio Tocantins), FAO Report No. 949, Project No. BRA/FO, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Roma, Itália. 94 p.
- Higuchi, N., J. dos Santos, R.J. Ribeiro, J.V. de Freitas, G. Vieira, A. Cöic & L.J. Minette. 1997. Crescimento e incremento de uma floresta amazônica de terra-firme manejada experimentalmente. p. 87-132 In: N. Higuchi, J.B.S. Ferraz, L. Antony, F. Luizão, R. Luizão, Y. Biot, I. Hunter, J. Proctor & S. Ross (eds.), *Bionte: Biomassa e Nutrientes Florestais, Relatório Final*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas. *ISTOÉ*. 1997. A Versão do Brasil. *ISTOÉ* [São Paulo] 15 de outubro de 1997. 98 p.
- Kaplan, W.A., S.C. Wofsy, M. Keller & J.M. da Costa. 1988. Emission of NO and deposition of O₃ in a tropical forest system. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 93: 1389-1395.
- Kauffman, J.B., D.L. Cummings, D.E. Ward, & R. Babbitt. 1995. Fire in the Brazilian Amazon. I. Biomass, nutrient pools, and losses in slashed primary forests. *Oecologia* 104: 397-408.
- Keller, M., D.J. Jacob, S.C. Wofsy & R.C. Harriss. 1991. Effects of tropical deforestation on global and regional atmospheric chemistry. *Climatic Change* 19: 139-158.
- Keller, M., W.A. Kaplan & S.C. Wofsy. 1986. Emissions of N₂O, CH₄ and CO₂ from tropical forest soils. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 91: 11.791-11.802.
- Kuhlbusch, T.A.J. & P.J. Crutzen. 1995. A global estimate of black carbon in residues of vegetation fires representing a sink of atmospheric CO₂ and a source of O₂. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 491-501.
- Lang, G.E. & D.H. Knight. 1979. Decay rates of boles for tropical trees in Panama. *Biotropica* 11: 316-317.
- Laurance, W.F., S.G. Laurance, L.V. Ferreira, J.M. Rankin-de-Merona, C. Gascon & T.E. Lovejoy. 1997. Biomass collapse in Amazonian forest fragments. *Science* 278: 1.117-1.118.
- Lugo, A.E. & S. Brown. 1981. Tropical lands: Popular misconceptions. *Mazingira* 5: 10-19.
- Lugo, A.E. & S. Brown. 1982. Conversion of tropical moist forests: A critique. *Interciencia* 7: 89-93.
- Malhi, Y., N. Higuchi, A.D. Nobre, J. Grace, R.J. Ribeiro, M. Pereira, A. Marques Filho, A. Culf, J. Massheder, S. Scott

- & J. Moncrief. 1996. Direct measurements of carbon uptake by Amazonian rain forest. Relatório não publicado.
- Martius, C., P.M. Fearnside, A.G. Bandeira, & R. Wassmann. 1996. Deforestation and methane release from termites in Amazonia. *Chemosphere* 33: 517-536.
- Moran, E.F., E. Brondizio, P. Mausell & Y. Wo. 1994. Integrating Amazonian vegetation, land-use, and satellite data. *BioScience* 44: 329-338.
- Nepstad, D.C., C.R. Carvalho, E.A. Davidson, P.H. Jipp, P.A. Lefebvre, G.H. Negreiros, E.D. Silva, T.A. Stone, S.E. Trumbore & S. Vieira. 1994. The role of deep roots in the hydrological cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372: 666-669.
- Rasmussen, R.A. & M.A.K. Khalil. 1988. Isoprene over the Amazon Basin. *Journal of Geophysical Research (Atmospheres)* 93: 1.417-1.421.
- Revilla Cardenas, J.D., F.L. Kahn & J.L. Guillaumet. 1982. Estimativa da Fitomassa do Reservatório da UHE de Tucuruí. p. 1-11 In: Brasil, Presidência da República, Ministério das Minas e Energia, Centrais Elétricas do Norte S.A. (ELETRONORTE) & Brasil, Secretaria do Planejamento, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (SEPLAN-CNPq-INPA), Projeto Tucuruí, Relatório Semestral Jan.-Jun. 1982, Vol. 2: Limnologia, Macrófitas, Fitomassa, Degradação de Fitomassa, Doenças Endêmicas, Solos. INPA, Manaus, Amazonas. 32 p.
- Shine, K.P., R.G. Derwent, D.J. Wuebbles & J.-J. Morcrette. 1990. Radiative forcing of climate. p. 41-68 In: J.T. Houghton, G.J. Jenkins & J.J. Ephraums (eds.), *Climate Change: The IPCC Scientific Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 365 p.
- Silveira, V. 1992. "Amazônia polui com apenas 1,4%". *Gazeta Mercantil* [São Paulo] 29 de maio de 1992. p. 2 & 6.
- Skole, D.L., W.H. Chomentowski, W.A. Salas & A.D. Nobre. 1994. Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. *BioScience* 44: 314-322.
- Sombroek, W.G. 1992. Biomass and carbon storage in the Amazon ecosystems. *Interciencia* 17: 269-272.
- Trumbore, S.E., E.A. Davidson, P.B. Camargo, D.C. Nepstad & L.A. Martinelli. 1995. Below-ground cycling of carbon in forests and pastures of eastern Amazonia. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 515-528.
- Uhl, C., R. Buschbacher & E.A.S. Serrão. 1988. Abandoned pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of plant succession. *Journal of Ecology* 76: 663-681.



Carvão vegetal, aqui ao longo da Estrada de Ferro do Carajás no Maranhão, é usado para produzir ferro gusa. O carvão vegetal substitui o carvão mineral, um combustível fóssil, assim trazendo benefícios climáticos. Já que escravidão por endividamento é comum na indústria carvoeira, cuidados são necessários para evitar que os créditos de carbono levem à injustiças sociais.

AS FLORESTAS E A MITIGAÇÃO DO EFEITO ESTUFA NO BRASIL: OPORTUNIDADES NO SETOR FLORESTAL PARA A MITIGAÇÃO DO EFEITO ESTUFA SOB O “MECANISMO DE DESENVOLVIMENTO LIMPO”

Capítulo 4

Resumo: O Protocolo de Kyoto criou oportunidades de mitigação do efeito estufa através do “Mecanismo de Desenvolvimento Limpo” que permite países como o Brasil receber investimentos de companhias e governos que desejam compensar as suas emissões de gases do efeito estufa. O Brasil tem um lugar especial no que se refere às estratégias para o combate ao efeito estufa, pois as suas vastas áreas de florestas tropicais representam uma fonte potencialmente grande de emissões se fossem desmatadas. Vários assuntos precisam ser resolvidos para atribuir corretamente o crédito de carbono dos tipos de opções apresentados pelo setor florestal brasileiro. Estes incluem a definição das unidades de carbono (seqüestro permanente versus toneladas-ano de carbono, este último sendo muito apropriado para as opções florestais), os meios de creditar o estabelecimento de reservas de floresta, a adoção de uma taxa de desconto ou de outra ponderação pela preferência temporal para carbono, a definição do método de contabilidade (emissões evitadas versus a manutenção de estoques), e os mecanismos para permitir contar as contribuições do programa, em lugar de restringir a consideração a projetos independentes. Plantações silviculturais oferecem oportunidades para benefícios de carbono, mas estes dependem muito do uso final dos produtos. Plantações para produção de carvão vegetal têm o maior benefício de carbono, mas têm impactos sociais altos no contexto brasileiro. Plantações também competem por verbas com opções de redução de desmatamento. Manejo florestal tem sido proposto como uma opção de mitigação do efeito estufa, mas quando se aplica qualquer valor para o tempo, esta opção fica sem atrativo em termos de benefícios de carbono. No entanto, a exploração madeireira de baixo impacto pode reduzir as emissões substancialmente quando comparada com as práticas tradicionais de exploração. Reduzir a velocidade do desmatamento é a oportunidade principal oferecida pelo Brasil. Reduzir a velocidade do desmatamento requer a compreensão das suas causas e a criação de modelos funcionais capazes de gerar cenários de mudança de uso da terra com e sem diferentes mudanças de política e outras atividades. O Brasil já tem vários programas com a finalidade de reduzir a velocidade do desmatamento, mas a perda rápida e contínua de floresta mostra o vasto abismo que existe entre a magnitude do problema e os esforços atuais para evitar isto. As altas e baixas da taxa de desmatamento têm tido pouca relação com os programas deliberados a fim de controlar ou influenciar o processo até hoje. Alcançar este controle requererá um grande esforço no qual será preciso contribuições do setor privado. São necessários mecanismos para fazer com que contribuições a tais programas se tornassem elegíveis para o crédito de carbono.

Palavras chave: aquecimento global, carbono, desmatamento, efeito estufa, mudança de clima, serviços ambientais

I. O PROTOCOLO DE KYOTO E A MITIGAÇÃO DO EFEITO ESTUFA

O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) foi incluído no Protocolo de Kyoto de dezembro de 1997 como uma proposta do governo brasileiro para criar meios pelos quais os países que não aceitam limites sobre as suas emissões possam cooperar em uma base de projetos específicos com os países que tinham aceitado limitações (os países do Anexo B) na redução das emissões. O MDL, definido no Artigo 12 do Protocolo, visa reduções de emissões líquidas de carbono que sejam reais, adicionais, e efetivos em termos de custo. O setor florestal no Brasil oferece possibilidades consideráveis para tais atividades dentro do MDL, inclusive oportunidades para investidores do setor privado. Porém, vários mecanismos institucionais e de política devem ser estabelecidos pelo governo e por agências internacionais para assegurar que estas atividades atendam aos objetivos do MDL. Adicionalmente, em certos países (por

exemplo, os Países Baixos) programas nacionais permitem que companhias evitem o pagamento de impostos sobre emissões se as companhias empreendem medidas aceitáveis de compensação de carbono em outro lugar no mundo.

O protocolo de Kyoto vai se aplicar a sucessivos “períodos de compromisso”, de cinco anos cada, o primeiro sendo de 01 de janeiro de 2008 a 31 de dezembro de 2012. Em março de 2001, o presidente George W. Bush, dos E.U.A., se posicionou contra a ratificação do Protocolo pelos E.U.A., e em julho do mesmo ano os demais países chegaram a um acordo (o “Acordo de Bonn”) para permitir a ratificação pelos demais países. O Acordo de Bonn depois foi confirmado na Sétima Conferência das Partes (COP-7) da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UN-FCCC). O Acordo definiu regras para o primeiro período de compromisso e decidiu que, para este período, seria incluído no MDL crédito para carbono em plantações silviculturais, mas não para desmatamento evitado. Novas regras serão negociadas para o segundo período de compromisso (2013-2017), e as decisões devem ser tomadas em 2005. As negociações referentes ao primeiro período de compromisso foram dominadas por divisões oriundas do fato da cota (“quantidade atribuída”) para cada país do Anexo B do Protocolo ter sido fixo em Kyoto em dezembro de 1997, ou seja, antes da definição das regras do jogo. Este quadro não se aplica ao segundo período de compromisso, assim aumentando a chance do desmatamento evitado ser incluído para crédito sob o MDL (Fearnside, 2001a).

A discussão que segue explica o papel do Brasil no combate ao efeito estufa, esboçando as oportunidades apresentadas pelo setor florestal do País e os obstáculos que devem ser superados para transformar estes em opções de mitigação do efeito estufa. Assuntos chave na atribuição de crédito para carbono incluem: a decisão sobre se o carbono será contado em base de seqüestro permanente versus toneladas-ano de carbono, métodos por creditar o estabelecimento de reservas de floresta e por creditar medidas para evitar “desastres naturais”, a aplicação de uma taxa de desconto ou outro mecanismo de ponderação por preferência temporal para carbono, e a decisão sobre o crédito estará baseado em emissões evitadas ou em manutenção de estoques. Além disso, o crédito para esforços no combate ao desmatamento requererá a aceitação de contribuições a programas ao nível nacional, em lugar do reconhecimento ser restringido a projetos independentes.

Serão analisadas as oportunidades e os desafios de cada classe de atividade do setor florestal brasileiro. Serão examinadas as plantações silviculturais em termos dos seus benefícios de carbono, impactos sociais, e a competição com esforços para reduzir o desmatamento. O manejo florestal será examinado em termos dos meios de creditar os benefícios de carbono e o potencial para evitar emissões através de exploração madeireira de baixo impacto. Reduzir a velocidade do desmatamento requer a compreensão das causas do desmatamento, a magnitude das emissões de gases do efeito estufa atribuída ao desmatamento, e os programas existentes para reduzir a velocidade de perda de floresta. Finalmente, será considerado o papel do potencial do setor privado em esforços para combater o efeito estufa nestas áreas.

II. O PAPEL DO BRASIL NA LUTA CONTRA O EFEITO ESTUFA

O Brasil não é qualquer país em assuntos relacionados ao desmatamento tropical. É o país mais importante, tanto do ponto de vista da floresta tropical remanescente, quanto do ponto de vista da atual taxa de desmatamento anual (e, portanto, em termos de emissões potenciais, seja em termos totais ou em uma base instantânea). A Amazônia Legal, composta de todo ou parte de nove estados, cobre cinco milhões de km², dos quais quatro milhões de km² eram originalmente florestados (Figura 1). Aproximadamente 3,4 milhões de km² (85%) da área originalmente florestada ainda estavam com a floresta em pé em 2001 (Brasil, INPE, 2002).

Mais adiante neste trabalho as altas e baixas das taxas de desmatamento amazônico serão discutidas em detalhe.



Figura 1 - O Brasil e a Amazônia Legal.

No Brasil, o maior potencial para a mitigação do efeito estufa se encontra na redução da velocidade do desmatamento, e não no plantio de árvores, redução do consumo de combustível fóssil, ou em outras atividades. O desmatamento na Amazônia brasileira emite aproximadamente $250-350 \times 10^6$ toneladas (t) de carbono (C) anualmente, dependendo do método de cálculo (a ser discutido mais adiante em maior detalhe neste trabalho), quando comparado a aproximadamente 60×10^6 t C a partir de combustíveis fósseis (Graça & Ketoff, 1992). É uma tarefa muito mais difícil e não-estudada reduzir a velocidade do desmatamento e atribuir corretamente o crédito a diferentes ações, que, ou são feitas com este objetivo ou que acontecem por razões independentes. A probabilidade de gastar dinheiro e não ter nada que mostrar é muito mais alta, mesmo que o tamanho do prêmio, havendo sucesso, também seja muito mais alto.

Tanto em jogos de azar quanto em investimentos empresariais, uma visão Bayesiana é essencial para avaliar resultados diferentes. O valor monetário esperado (EMV) é o valor líquido do resultado (o "prêmio", expressado como benefícios menos custos) multiplicado pela probabilidade da sua ocorrência. Se vários possíveis resultados existem, os EMVs são calculados e somados para obter o valor no ponto onde a decisão será feita (veja Raiffa, 1968).

No presente caso, reduzir a velocidade do desmatamento tem um retorno potencial muitas vezes maior do que as opções mais comuns de mitigação do efeito estufa. Porém, o risco de fracasso é alto, como é também a incerteza sobre o que é a verdadeira probabilidade de sucesso.

III. ASSUNTOS PENDENTES NA CONTABILIDADE DE CARBONO

a. Sequestro permanente versus toneladas-ano de carbono

A contabilidade de carbono precisa ser feita em uma base de toneladas ano de carbono em vez da base de "sequestro permanente", se é para fazer comparações entre a criação de reservas de floresta e políticas para reduzir a velocidade do desmatamento. A contabilidade em termos de toneladas ano é necessária também para poder comparar as emissões de combustíveis fósseis evitadas opções de mitigação no setor florestal, incluindo tanto desmatamento evitado como plantações silviculturais. Sob um sistema de toneladas ano, o crédito seria dado para o número de toneladas de carbono mantido fora da atmosfera a cada ano. A aplicação de uma taxa de desconto (seja de valor zero ou não) aplicaria ao valor de carbono calculado durante cada ano até o limite do horizonte de tempo, quando são comparadas as expectativas para propostas diferentes para projetos de mitigação. Manter uma tonelada de carbono fora da atmosfera durante qualquer determinado ano tem o mesmo valor, independente de se os átomos de carbono sejam reciclados através de lotes sucessivos de papel (cada um dos quais dura apenas alguns semanas ou meses) ou se o carbono está em uma escrivinha de mogno que dura um século. Sob um sistema de contabilidade de toneladas ano, adiar o desmatamento merece crédito independente do destino a longo prazo da floresta, embora o crédito cumulativo que pode ser ganho de um determinado hectare de floresta seja obviamente maior na medida em que a floresta permanece em pé por mais tempo.

A maneira de calcular os créditos de carbono pode determinar se as opções de mitigação com base em mudanças de política estão sujeitas a "vazamento" ou "fugas" (conhecido como *leakage*), ou seja, a negação dos benefícios de carbono devido a eventos postos em movimento pela atividade de mitigação, mas que acontecem fora da área de determinado projeto. Como as atividades de mitigação no nível de mudanças de política afetam os totais no nível nacional (sejam estes totais de fluxos ou de estoques), nenhum "vazamento" pode acontecer por mudanças na distribuição espacial de atividade de desmatamento dentro do país, por exemplo, devido ao movimento de desmatamento potencial de uma reserva para uma outra área de floresta. No entanto, com a passagem do tempo, o deslocamento do desmatamento pode resultar em vazamento se o procedimento de contabilidade requerer "sequestro permanente" em qualquer área específica de floresta, ou no setor de floresta de um país inteiro (Fearnside, 1997a).

b. Crédito para o estabelecimento de reservas florestais

O critério atual de "custos incrementais" implica que o estabelecimento de um parque em uma área de floresta que não seria desmatada não receberia nenhum crédito, enquanto um parque em uma área que vem sofrendo rápido desmatamento seria altamente recompensado. É provável que o parque na área com pouco desmatamento seja mais barato para se estabelecer. A maneira em que são calculados os créditos de carbono pode influenciar então onde são criados os parques. Dependendo de como são contados os benefícios, as áreas com o maior benefício para um determinado investimento em carbono não serão as mesmas áreas que seriam escolhidas para manter a biodiversidade (Fearnside, 1995). Na Amazônia brasileira, os tipos de floresta mais ameaçados e com menor grau de proteção estão localizados ao longo do limite sul da região, onde o estabelecimento de reservas é relativamente caro por unidade de área (Fearnside & Ferraz, 1995). Este efeito é somado ao fato destas florestas terem uma biomassa mais baixa do que as áreas mais remotas na Amazônia central (Fearnside, 1994).

c. Crédito para evitar "desastres naturais"

Os fogos que se alastraram fora de controle no Estado de Roraima de dezembro de 1997 a março de 1998 deixaram claro que evitar "desastres naturais" representa um grande fator no equilíbrio do carbono em florestas tropicais, e que este fato deveria ser focalizado em estratégias para mitigação do efeito estufa. O fogo atingiu 11.394-13.928 km² de floresta intacta de terra firme (Barbosa & Fearnside, 1999). Embora a porcentagem de árvores dentro desta área que foram mortas seja relativamente pequena, a vasta área envolvida assegura que as emissões de carbono, incluindo as emissões comprometidas, são bem significativas. A madeira residual das árvores mortas por este tipo de fogo aumenta a probabilidade de incêndios mais severos entrarem nessas florestas nos anos futuros (Cochrane & Schulze, 1999). As emissões do Grande Incêndio de Roraima foram calculadas em 17,9-18,3 × 10⁶ t de carbono equivalente ao carbono de CO₂ (atualizado de Barbosa & Fearnside, 1999).

O incêndio de Roraima aconteceu durante um evento El Niño, mas o incêndio não teria acontecido sem a intervenção humana. Os fogos mais prejudiciais para a floresta começaram em áreas de assentamento que foram instaladas na floresta pelo governo no início dos anos 1980, providenciando-se assim, o início dos focos de incêndio. É significativo que estas áreas de assentamento tenham sido implantadas deliberadamente pelo governo, ao invés de serem áreas onde migrantes ocuparam a floresta espontaneamente, com o papel do governo sendo restrito à legalização de um fato consumado. A probabilidade de fogos escaparem para a floresta circunvizinha nunca foi considerada na ponderação dos custos e benefícios nas decisões sobre assentamentos e outros projetos de desenvolvimento. As lições dos eventos acontecidos em Roraima precisam ser aprendidas para que as decisões futuras levem em conta este fator.

A exploração madeireira não havia afetado a maioria das florestas queimadas em Roraima em 1998, mas esta atividade é difundida em outras partes da Amazônia Legal onde o perigo de incêndio é significativo. A exploração madeireira aumenta a flamabilidade da floresta, deixando madeira morta dentro da própria floresta na forma de resíduos das árvores colhidas e por matar muitas outras árvores além daquelas que são colhidas. Isto foi documentado em áreas de exploração madeireira na Amazônia Oriental (Uhl & Buschbacher, 1985; Uhl & Kauffman, 1990). A exploração madeireira tem se expandido rapidamente em muitas partes da região, e pode ser esperado que aumente até mesmo mais rapidamente no futuro, já que as florestas asiáticas não são mais capazes de prover o volume de madeira exigido por mercados globais de madeira.

Os assentamentos são uma característica que cresce continuamente na paisagem amazônica, além de construção e a melhoria de estradas. O processo político através do qual assentamentos e estradas de acesso são implantados envolve uma relação de retroalimentação positiva entre os dois, levando a uma aceleração do desmatamento (Fearnside, 1987a). O governo brasileiro anunciou metas ambiciosas para a reforma agrária para amenizar tensões sociais entre os agricultores sem-terra e os grandes proprietários. Ao longo do período 1987-1996, foram assentadas 145.000 famílias em todo o país, porém 4,8 milhões de famílias ainda permaneceram sem terra (Scharf, 1997). A tentação é sempre presente para distribuir terras em áreas florestadas na Amazônia para esta população, como também aconteceu em programas passados da reforma agrária, em vez de enfrentar a alternativa politicamente mais difícil de redistribuir pastagens degradadas em grandes propriedades. Áreas já desmatadas invariavelmente têm donos que representam uma força política contra a desapropriação dessas áreas para a reforma agrária. Uma área maior que a França já foi desmatada (aproximadamente 600 mil km² até 2001), grande parte da qual hoje se encontra com pastagens degradadas e florestas secundárias. O custo ambiental do alastramento de incêndios em florestas fornece um argumento importante para estabelecer uma política que todos os

assentamentos novos estejam nestas áreas já desmatadas, bem longe de áreas de floresta em pé. Embora o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) oficialmente parou de iniciar novos assentamentos em áreas florestais desde 1999, esta mudança de política tem pouco efeito na prática, porque o INCRA já não escolhe mais os locais para os assentamentos. Ao invés disso, as organizações de camponeses sem-terra selecionam e invadem áreas (quase sempre florestadas), que são posteriormente “legalizadas” pelo INCRA como assentamentos (Fearnside, 2001b).

d. Taxa de desconto ou ponderação por preferência temporal

Eu argumento que adiar o desmatamento é uma medida de mitigação válida até mesmo se as florestas em questão vão estar depois cortadas, inclusive até o máximo teórico de desmatar todas as florestas em um determinado país. O crédito para uma demora deste tipo depende de dois parâmetros-chaves: o horizonte de tempo e a taxa de desconto (ou um outro esquema alternativo de preferência temporal). Decisões sobre estes parâmetros, inclusive a opção de usar um horizonte de tempo infinito, ou uma taxa de desconto igual a zero, refletem valores morais e deveriam ser tomadas por meios democráticos. De uma perspectiva relativa ao carbono, sob algumas condições, adiar um determinado número de hectares de desmatamento durante um ano é equivalente a emissões evitadas por uma redução da queima de combustíveis fósseis. No caso de combustível fóssil, são contadas as emissões evitadas como um ganho permanente, embora os mesmos barris de petróleo que não se queimam em um ano serão queimados apenas um ano depois. É presumido que o adiamento do uso de combustíveis fósseis cascateia adiante, ou 1) indefinidamente (*i.e.*, presumindo que os estoques de combustível fóssil são infinitos para propósitos práticos), 2) até após o fim do horizonte de tempo, ou 3) até que a queima de combustível fóssil cesse a um ponto fixo no tempo futuro, devido ao desenvolvimento de alternativas tecnológicas ou devido ao esclarecimento público e mudanças sociais. No caso do desmatamento, estas suposições podem deixar de funcionar se a área de floresta restante for pequena o bastante que possa acabar dentro do horizonte de tempo considerado. Se as florestas de um país se esgotam (ou se esgotam as florestas acessíveis ou desprotegidas) dentro do horizonte de tempo, então a única vantagem em termos de carbono que proviria de adiar o desmatamento, se a taxa de desconto for igual a zero é aquela que se origina da remoção de CO₂ atmosférico através de sumidouros oceânicos ou outras ao longo do tempo (Fearnside *et al.*, 2000).

A taxa de desconto para carbono não precisa ser igual a zero, embora uma taxa de desconto zero é a prática atual da Facilidade Ambiental Global (GEF) quando são avaliados as propostas para os projetos de mitigação. Uma taxa de desconto maior que zero está justificada pelo fato de que um determinado aumento de temperatura devido ao efeito estufa não produz um impacto de uma só vez, mas aumenta a frequência de secas, de inundações e de outros eventos indesejáveis daquele tempo em diante. Se o efeito estufa estiver adiado do ano 1 para o ano 2, os impactos que teriam sido sofridos entre o ano 1 e o ano 2 representariam ganhos permanentes, o que daria um valor para o tempo independente de qualquer valor adicional que poderia ser acrescentado a isto com base em motivos egoístas por parte da geração atual. A maneira de traduzir um valor para o tempo na tomada de decisões econômicas é através do uso de uma taxa de desconto (ou equivalente). Aplicar taxas de desconto pode alterar radicalmente as escolhas de fontes de energia e de opções de mitigação (Fearnside, 1995a, 1997b).

e. Emissões evitadas versus manutenção de estoques

Manter o carbono incorporado na biomassa de florestas naturais representa uma opção na mitigação do efeito estufa importante para o Brasil. Não deve ser permitido que essa opção

seja descartada em função da tendência de restringir a discussão às opções florestais que aumentam os fluxos de carbono da atmosfera para sumidouros. É importante lembrar que a redução de emissões representa um meio para chegar a um fim: o objetivo da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UN-FCCC) está definido em termos de evitar "níveis perigosos" de gases de efeito estufa na atmosfera (i.e., em termos de estoques, e não de fluxos).

A manutenção de estoques de carbono não é reconhecida atualmente pelos protocolos da UN-FCCC, mas fortes argumentos existem para incorporar esta forma de serviço ambiental em políticas de mitigação do efeito estufa (Fearnside, 1997a,c). Em um cálculo de manutenção de estoques, o tamanho de um estoque de carbono (por exemplo, o carbono nas florestas da Amazônia Legal) é recompensado com um pagamento anual, semelhante aos juros em uma caderneta de poupança. Considerando valores de 1990 (o ano base para inventários sob a UN-FCCC), o Brasil poderia ganhar aproximadamente 10 vezes mais com uma abordagem de contabilidade usando manutenção do estoque de carbono, comparada com a abordagem de emissões evitadas, se a taxa de desconto anual for de 5% (Fearnside, 2000a).

Se a manutenção dos estoques de carbono for reconhecida como uma forma de medida de mitigação, como distinto de desmatamento evitado, então as necessidades de monitoramento seriam muito mais simples do ponto de vista de países que contribuem com fundos como créditos de carbono: só o acompanhamento dos estoques de floresta que permanecem a cada ano seria necessário. O Brasil, como recipiente de créditos, teria seus interesses nacionais melhores servidos tendo informações mais detalhadas. Por exemplo, precisa-se de informações ao nível de propriedade para poder entender o processo de desmatamento e controlar ou influenciar isto, visando maximizar os benefícios de reter a floresta, inclusive os seus benefícios de carbono. Reconhecer o valor dos estoques de carbono na floresta aumentaria muito o valor creditado às áreas com estoques grandes, comparado às áreas com altas perdas anuais por desmatamento. Isto aumentaria a necessidade de monitoramentos efetivos das áreas de floresta, dos estoques de biomassa, e dos processos de perda e degradação da floresta.

Qualquer projeto para diminuir o desmatamento no Brasil tem o potencial de afetar de forma positiva o destino de um dos principais estoques de carbono da Terra. Isto contrasta com a situação de muitos países tropicais menores. Por exemplo, o impacto em longo prazo de um projeto na Costa Rica é a possibilidade de poupar as sobras minúsculas de florestas dentro daquele pequeno país, além de uma conexão indireta tênue para as florestas tropicais restantes do mundo através de qualquer lição aprendida ou efeitos de demonstração que podem ser ganhos do projeto. No caso do Brasil, onde extensões grandes de floresta permanecem em pé, os estoques representam um serviço de carbono muito maior do que evitar o desmatamento, embora este também seja um serviço grande. O reconhecimento da manutenção de estoques como um serviço a ser compensado deve ser uma prioridade para o Brasil na aplicação da sua influência diplomática.

Uma dificuldade em ganhar o reconhecimento da manutenção dos estoques de carbono em florestas nativas como um benefício é o medo de que os mesmos argumentos poderiam ser usados em respeito ao carbono de combustíveis fósseis, assim tornando inviável qualquer forma de crédito na prática. O carbono de combustíveis fósseis "disponível" do mundo totaliza pelo menos 5.000×10^9 t C (calculado por Bolin *et al.*, 1979: 33, baseado em Perry & Landsberg, 1977), considerando que o carbono estocado na biosfera totaliza aproximadamente 2.190×10^9 t C, das quais 610×10^9 t C são na vegetação viva e 1.580×10^9 t C estão no detrito e no solo (Schimel *et al.*, 1996: 77). Muito do estoque no solo não está em risco de liberação: somente $18,3 \times 10^9$ t C seriam liberados do metro superficial do solo se fossem convertidas todas as florestas tropicais em outros usos da terra. A participação das florestas tropicais nos estoques globais de carbono é calculada em $195,8 \times 10^9$ t C que (junto

com os $18,3 \times 10^9$ t C de carbono do solo “em risco”, menos os $17,4 \times 10^9$ t C na paisagem que substituiria as florestas tropicais) eleva o estoque total de carbono da floresta tropical que requer a manutenção para $216,8 \times 10^9$ t C. A conversão da floresta amazônica brasileira para uma paisagem que reflete as tendências atuais (Fearnside, 1996a) liberaria uma quantidade de carbono calculada em $76,9 \times 10^9$ t C, ou 31% da liberação líquida potencial total das florestas tropicais do mundo (Fearnside, 2000b).

Uma das diferenças pertinentes entre estoques de carbono em florestas versus carbono em combustíveis fósseis, é que o crescimento populacional e da tecnologia para efetuar mudanças do uso de terra avançaram ao ponto que todos os estoques de carbono da biosfera estejam efetivamente em risco de serem desmatados dentro desse século, enquanto apenas o pico do vasto iceberg de depósitos de combustíveis fósseis, especialmente carvão mineral, poderia ser queimado ao longo do mesmo horizonte de tempo. Além disso, a defesa ativa de florestas é necessária para mantê-las em pé, enquanto as taxas de uso de combustíveis fósseis sejam mais facilmente influenciadas por instrumentos de política econômica, tais como impostos e tarifas. O valor das florestas para funções climáticas além da estocagem de carbono, manutenção da biodiversidade e das culturas indígenas, providencia adicionais razões para tratar as florestas de forma diferente das reservas de combustíveis fósseis (Fearnside, 1999a).

f. Projetos independentes versus contribuições de programa

As opções de mitigação sob o MDL são normalmente vistas como sendo projetos independentes e auto-suficientes que mantêm uma soma quantificável de gases do efeito estufa fora da atmosfera. Por exemplo, alguém pode plantar árvores dentro das limitações impostas por recursos financeiros e de outros fatores: a escala de ações desse tipo pode, em tese, ser tão pequena quanto quiser, até o limite de plantar e manter uma única árvore. Os benefícios de carbono podem ser calculados, e a presença contínua da(s) árvore(s) pode ser monitorada(s). No entanto, combater o efeito estufa deste modo pode não ser o melhor uso da oportunidade apresentada pelos fundos disponibilizados pelo Protocolo de Kyoto.

É necessário considerar as opções de mitigação válidas como incluindo todo o processo de evitar o desmatamento (ao invés de só o ponto final do processo de alcançar níveis específicos de redução), e tem que aceitar critérios para avaliar o sucesso que não sejam o número de toneladas que são garantidas a serem mantidas fora da atmosfera, como é o caso na substituição de combustível fóssil ou em projetos de eficiência energética. Na hora de projetar um plano para achar uma cura para uma doença mortal, tais como o câncer ou a AIDS, não consideramos como fracassos os avanços que não chegam a achar “a cura”. Em lugar disso, produzimos uma longa série de avanços incrementais direcionados a este objetivo final. O dinheiro gasto alcançando estes passos não é desperdiçado, embora nenhum sobrevivente possa ser apontado como o resultado do investimento. Até mesmo no caso onde uma “cura” é achada, e podem ser contados os sobreviventes, o crédito não pode ser facilmente aquinhado entre os diferentes passos na cadeia que conduziu à “cura”.

g. Comércio de emissões versus o MDL

O Artigo 12 do Protocolo de Kyoto especifica que o crédito de carbono sob o MDL só pode ser concedido para os benefícios que são adicionais ao que teria acontecido na ausência do projeto, uma exigência conhecida como “adicionalidade”. A incerteza associada com o cenário da linha de base (*baseline*) sem o projeto, mais a dificuldade na atribuição de causas para qualquer mudança na taxa de desmatamento, significam que o benefício de baixar a taxa de desmatamento provavelmente ficaria sem crédito. No entanto, o Brasil tem a opção de se

juntar ao Anexo B do Protocolo de Kyoto, ou seja, a lista dos países que assumiram compromissos referentes a um nível máximo de emissões nacionais (“tetos”). Ao contrário da maioria dos países industrializados (tais como os na América do Norte e na Europa), o Brasil poderia contar as suas emissões através de desmatamento amazônico dentro da sua “quantidade atribuída” (a quantia de carbono equivalente ao CO₂ que o país é permitido de emitir anualmente sem penalidade) por causa de Artigo 3.7 (a “cláusula da Austrália”). Portanto, qualquer redução no desmatamento abaixo do nível em 1990 se tornaria automaticamente um crédito que poderia ser vendido através do “comércio das emissões” (*emissions trading*) sob o Artigo 17 do Protocolo, sem a necessidade para determinar porquê o desmatamento diminuiu. A diferença na quantia do crédito alcançável chegaria a muitos bilhões de dólares se o desmatamento fosse controlado (Fearnside, 1999b). A condição prévia fundamental é que o governo tem que ter a confiança de que realmente consegue controlar o desmatamento, e tem que ter a coragem para agir.

IV. PLANTAÇÕES SILVICULTURAIS

a. Benefícios do carbono

Até agora as propostas brasileiras para a mitigação no setor florestal centraram nas plantações. O mais conhecido é o Projeto FLORAM, de 20 milhões de hectares, preparado por um grupo liderado pelo Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo (Ab'Sáber *et al.*, 1990). Embora os cálculos de carbono na proposta exageram os benefícios, por terem usado a biomassa das plantações ao ponto máximo do ciclo (o ponto de colheita), e por terem considerado somente o processo de fixação de carbono em lugar do efeito sobre os estoques de carbono (Fearnside, 1990a), as alternativas de plantação representam um meio de remover quantias significativas de carbono da atmosfera. Isto é particularmente válido quando a madeira produzida pode ser usada para substituir carbono fóssil, como no caso de plantações para a produção de carvão vegetal.

Os estoques de carbono em biomassa e em produtos madeireiros para uma determinada área de plantação são relativamente fáceis de calcular, apesar das incertezas. As conseqüências relativas ao carbono de um programa de plantações como uma opção de mitigação são muito mais difíceis de avaliar. Uma análise ao nível de programa não só tem que considerar a própria plantação, mas também a paisagem circunvizinha para a qual as pessoas podem ter se mudado quando a plantação foi instalada. Cenários com e sem o programa de plantações têm que ser simulados para permitir uma comparação. Já foram apresentados cálculos em nível de projeto (Fearnside, 1995a), mas os cálculos em nível de programa ainda não existem.

Cálculos em nível de projeto provêm de um quadro incompleto por causa do “vazamento” dos benefícios de carbono (Brown *et al.*, 2000). Projetos de plantações silviculturais causam efeitos em outros locais por meio do mercado para produtos madeireiros e devido à migração de população humana (Fearnside, 1996b). Os produtos feitos da madeira substituem produtos que, na ausência do projeto, teriam sido derivados de madeira que vem de outras fontes (florestas naturais ou plantações em outros lugares). Para produtos madeireiros, o ganho líquido é só o aumento no estoque total de produtos madeireiros que seriam o resultado da oferta maior (e preço menor) destes artigos devido à existência do projeto (uma quantia que é inevitavelmente sempre muito menor do que a produção total do projeto).

Os benefícios do carbono em plantações dependem fortemente do uso final da madeira produzida. A substituição de combustível fóssil possui maior benefício em potencial do que estocar o carbono na biomassa em pé, em plantações ou nos produtos madeireiros feitos a partir das árvores colhidas. Isto é porque se considera que cada tonelada de carbono de

combustível fóssil substituída é um ganho permanente, enquanto os fluxos de carbono para estoques em biomassa ou em produtos madeiros revertem depois à atmosfera, tal que o fluxo líquido é zero depois que o tamanho destes estoques chega a um equilíbrio. Isto é o que dá às plantações para carvão vegetal uma grande vantagem em termos de benefícios do carbono comparado com outros tipos de plantações.

b. Impactos sociais

As principais preocupações com relação a uma ampla expansão de plantações silviculturais no Brasil como uma opção de mitigação do efeito estufa são sociais, ao invés de serem de cunho ambiental ou técnico. O projeto FLORAM é visto como sendo composto de plantações divididas em blocos relativamente pequenos de forma que a população local teria espaço suficiente para a produção de alimentos nas áreas entre os blocos de silvicultura: "Desdobrar florestas plantadas por espaços de 100.000 ou 200.000 ha, na conjuntura do mundo rural brasileiro, é um crime que se comete contra o futuro de um país que necessita potencializar sua agricultura e descobrir corretas diretrizes para um processo de Reforma Agrária. Daí, porque pensamos que as reservas técnicas de plantações empresariais não devam ultrapassar espaços superiores a 15.000 ou 20.000 hectares, um tanto separadas, entre si (25 a 40 km, no mínimo)" (Ab'Sáber, 1997: 110). É óbvio que esta visão difere do padrão atual, onde várias empresas têm mais de 200.000 ha de plantações em blocos contínuos. O padrão espacial atual não se desenvolveu ao acaso: é o resultado de economias de escala e a minimização de custos de transporte e da administração. Se o padrão espacial adotado for o recomendado pelo projeto FLORAM, isto implica um custo financeiro adicional que seria o preço de evitar os impactos sociais provocados por vastas extensões contínuas de eucalipto que a expansão da silvicultura produziria sob um cenário de *laissez-faire* (Fearnside, 1997d).

A atratividade do carvão vegetal do ponto de vista de benefícios de carbono contrasta claramente com os efeitos sociais do carvão vegetal quando comparados com outros usos de plantações, tal como madeira para celulose. A fabricação de carvão vegetal no Brasil é ligada a um sistema de escravidão por endividamento que foi o centro de um escândalo doméstico e internacional. Em 1994 foi chamada a atenção pública à existência de escravidão no Brasil quando foram trazidas denúncias para a Organização Internacional do Trabalho em Genebra (Sutton, 1994; Pachauski, 1994; Pamplona & Rodrigues, 1995). O carvão vegetal freqüentemente é fabricado por famílias inteiras, inclusive crianças, que trabalham para um atravessador que fornece o carvão a empresas legítimas tais como usinas de ferro-gusa. Os trabalhadores de carvão são obrigados a comprar todos os seus mantimentos do patrão e, dado aos preços altos cobrados pelos mantimentos e as quantias mínimas creditadas por unidade de volume de carvão produzido, as dívidas crescem inexoravelmente e ficam impossíveis de liquidar. Na prática, os trabalhadores nunca recebem qualquer pagamento em espécie, só crédito para pagar dívidas anteriores. Os pistoleiros asseguram que os trabalhadores não possam fugir, e a única saída do sistema acaba sendo a morte.

O sistema de escravidão por endividamento viola a legislação trabalhista do Brasil, mas é tolerado na prática. Em 1997, o Brasil começou um projeto piloto para combater o uso de mão-de-obra infantil na fabricação de carvão vegetal no Mato Grosso do Sul, mas nenhum programa desse tipo foi iniciado na região de Carajás, entre o Pará e o Maranhão, onde as plantações silviculturais para a produção de carvão vegetal provavelmente serão localizadas (Fearnside, 1999c). A região de Carajás é o local da maior jazida mundial de minério de ferro de alto grau de pureza, provendo uma grande demanda potencial de carvão para a manufatura do ferro-gusa (Fearnside, 1989a).

Teoricamente, a oferta de financiamento internacional para as plantações para produção de carvão vegetal poderia ser usada como um induzimento para motivar o governo

brasileiro para terminar o sistema de escravidão por endividamento. Um cenário desse tipo requereria mais que ameaças de papel no sentido de que nenhum financiamento seria liberado a não ser que um monitoramento independente estabelecesse que medidas apropriadas haviam sido tomadas para assegurar que a legislação trabalhista brasileira seja respeitada em todas as atividades associadas com as plantações e os seus produtos. Penalidades por não cumprir os contratos teriam que ir além da suspensão de pagamentos subsequentes, como foi demonstrado no caso da fabricação de carvão vegetal na área de Carajás usando madeira de florestas nativas: o empréstimo do Banco Mundial para o Projeto Ferro Carajás se tornou um escândalo internacional quando o Brasil violou com impunidade as cláusulas ambientais no contrato do empréstimo após os desembolsos terem sido finalizados (Fearnside, 1989a).

c. Competição com redução do desmatamento

O problema mais básico com a promoção de plantações silviculturais como uma opção de mitigação do aquecimento global é o efeito que as despesas nestes programas teriam sobre a prioridade dada a evitar o desmatamento. Já que o dinheiro disponível para o combate ao efeito estufa está inevitavelmente limitado, estas duas abordagens competem entre si.

As emissões brasileiras de desmatamento na Amazônia são muito grandes, como será discutido adiante neste trabalho, e, portanto qualquer redução na taxa de desmatamento traria grandes benefícios de carbono. Reduzir as taxas de desmatamento é uma área muito mais atraente do que promover as plantações silviculturais como uma estratégia para combate ao efeito estufa (Fearnside, 1995a).

V. MANEJO FLORESTAL

a. Crédito para manejo florestal

Uma opção de mitigação com manejo sustentável da floresta nativa para a produção de madeira pode parecer razoável, sendo que, teoricamente, ela guarda carbono em produtos madeireiros duradouros feitos de madeira tropical. Porém, até mesmo sob a suposição muito otimista adotada aqui de cumprimento perfeito com o plano de manejo florestal, o manejo sustentável não constitui uma opção de mitigação do efeito estufa quando comparado com a floresta nativa.

Além disso, as propostas para manejo sustentável como uma opção de mitigação invariavelmente presumem que o sistema de manejo florestal não só seja sustentável em termos silviculturais, mas também seria sustentável na prática, ao invés de servir como um primeiro passo no processo de desmatamento. Caso as análises de manejo florestal incluíssem as probabilidades mais realistas do sistema sendo convertido ao desmatamento (probabilidades que provavelmente têm valores mais perto de um do que de zero), o resultado seria grandes liberações líquidas de carbono. O problema é que existem contradições fundamentais entre a maximização do retorno financeiro aos atores principais que implantam o manejo florestal e os critérios aplicados por pessoas interessadas em promover os sistemas sustentáveis por outras razões, inclusive para os benefícios de carbono (Fearnside, 1989b).

Os ganhos ou as perdas de carbono atribuíveis ao manejo sustentável obviamente dependem fortemente da alternativa com que o sistema esteja comparado (deixar a floresta intacta, exploração não sustentável da madeireira, ou desmatamento). Quando comparado à floresta nativa, o manejo sustentável representa uma perda líquida de carbono. Foi apresentado em outro lugar estimativas dos custos e benefícios de carbono para o manejo florestal (Fearnside, 1995a).

b. Exploração madeireira de baixo impacto

A redução de danos em esquemas de manejo florestal existentes pode ter benefícios significativos de carbono a custos moderados (Johns *et al.*, 1996; Pinard & Putz, 1996; Putz & Pinard, 1993). Uma grande iniciativa de manejo florestal está sendo realizada desde 1994 perto de Itacoatiara, Amazonas, pela Mil Madeireira Itacoatiara, Ltda., que pertence à companhia suíça Precious Woods. Esta companhia maneja 50.000 ha de uma propriedade de 80.000 ha, explorando seletivamente 2.000 ha anualmente em um ciclo que é planejado para ser de 25 anos. Os investimentos no projeto já excederam US\$ 27 milhões, o que provavelmente não aconteceria se não contasse com a motivação idealista dos investidores (principalmente médicos e advogados suíços). No entanto, a experiência ganha, pode vir a contribuir para tornar futuras iniciativas mais eficientes em termos de custos. A iniciativa não está contemplando atualmente os benefícios de carbono, embora esta seria uma direção lógica para a companhia seguir.

VI. REDUZINDO O DESMATAMENTO

a. Entendendo as causas do desmatamento

Uma condição prévia para qualquer programa para reduzir a velocidade do desmatamento é que as causas do desmatamento devem ser esclarecidas. Nosso conhecimento dos processos de desmatamento ainda está imperfeito e contribuições para a melhor compreensão do processo representam uma área fundamental na qual o esforço é necessário para evitar a perda de floresta e as emissões resultantes de gases do efeito estufa. Existe uma grande gama de opiniões sobre quem é culpado pelo desmatamento na Amazônia brasileira, embora estas opiniões variem de forma igualmente ampla no que diz respeito à base de informações que as fundamenta. O exame das várias linhas de evidência disponíveis indica que os fazendeiros (médios e grandes) são os agentes principais do desmatamento.

O peso relativo de pequenos agricultores versus grandes proprietários na Amazônia brasileira está mudando continuamente como resultado de mudanças nas pressões econômicas e demográficas. O comportamento de grandes proprietários de terras é muito sensível a mudanças econômicas, tais como as taxas de juros oferecidas por mercados financeiros e outros investimentos financeiros, subsídios do governo para o crédito agrícola, taxa geral de inflação, e mudanças nos preços da terra. Incentivos fiscais forneceram um motivo forte nos anos 1970. Em junho de 1991, um decreto suspendeu a concessão de incentivos novos. Porém, os incentivos velhos (*i.e.*, já aprovados) continuam até hoje, ao contrário da impressão popular que foi nutrida através de numerosas declarações por oficiais do governo indicando que haviam sido extintos os incentivos. Muitas outras formas de incentivos, tais como grandes quantias de crédito subsidiado pelo governo a taxas muito abaixo da inflação brasileira, se tornaram muito mais escassos depois da 1984.

A hiperinflação era a característica dominante da economia brasileira durante as décadas que precederam a iniciação do Plano Real, o programa de reforma econômica iniciado em julho de 1994. A terra tinha um papel principal como o estoque de valor, e o seu valor subiu muito além dos níveis que poderiam ser justificados como uma contribuição para a produção agropecuária. O desmatamento desempenhou um papel crítico como um meio de segurar reivindicações de posse da terra (veja Fearnside, 1987a). Os desmatamentos para pastagens eram o meio mais barato e mais eficaz para manter a posse de investimentos imobiliários, independente das razões por trás da rentabilidade dessas iniciativas. Até que ponto o motivo para defender estas reivindicações (por expansão de pastagens) eram os lucros especulativos sobre o valor de terra tem sido uma questão de debate. Hecht *et al.* (1988) apresentaram

cálculos da rentabilidade global de pecuária bovina no qual a contribuição da especulação é crítica, enquanto Mattos & Uhl (1994) constataram que a produção atual de carne bovina está cada vez mais lucrativa, e que a renda adicional de vender madeira (permitindo o investimento na recuperação de pastos degradados nas propriedades) é crítica. Cortar a madeira, obviamente, só pode funcionar durante alguns anos para subsidiar a criação de gado nessas operações, já que as taxas de colheita quase sempre excedem os níveis sustentáveis. Faminow (1998) analisou as tendências do preço de terra na Amazônia e concluiu que os lucros especulativos não podiam explicar a atração de capital para investimentos nas fazendas amazônicas. Porém, um declínio na taxa de desmatamento ao longo do período 1995-1997 associado à queda dos preços da terra sob o Plano Real sugere que a especulação tivesse sido um motor significativo de desmatamento. Talvez a demonstração mais clara do papel crítico de motivos de desmatamento diferente da produção de carne bovina é provida pela cidade de Manaus, Amazonas. Fazendas numa zona especial adjacente a Manaus deixaram a maioria das suas áreas desmatadas a reverterem para a floresta secundária depois de 1984, quando efetivamente terminou o programa de subsídio especial para a área. Não foram mantidos pastos existentes e o desmatamento novo foi mínimo apesar da população de Manaus e de sua demanda para carne bovina terem aproximadamente dobrados desde aquele ano. Manaus (com uma população em 2000 de aproximadamente 1,6 milhões) está isolada da competição por vastas distâncias sem estradas transitáveis. O Estado do Amazonas produz apenas 20% da carne de bovina consumida em Manaus (*Amazonas em Tempo*, 2000). Fazendas perto de Manaus têm pouca motivação para desmatar a não ser para a produção de carne bovina. Isto é porque as propriedades têm a documentação e demarcação como parte de um esquema organizado pelo governo e porque o isolamento geográfico de Manaus tem protegido a área da ameaça de invasão por migrantes sem terra.

O declínio na taxa de desmatamento na Amazônia brasileira de 1987 para 1991 pode ser mais bem explicado pelo País ter estado afundado numa recessão econômica ao longo deste período. Aos fazendeiros simplesmente faltou dinheiro para investir na ampliação dos seus desmatamentos no mesmo ritmo que eles tiveram seguido no passado. Além disso, ao governo faltaram verbas para continuar construindo rodovias e implantando projetos de assentamentos. Provavelmente muito pouco do declínio pode ser atribuído à repressão do desmatamento por inspeção com helicópteros, ao confisco de motosserras, e às multas aos proprietários de terras que foram flagrados queimando sem a permissão exigida do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Apesar de reclamações amargas, a maioria das pessoas continuou desmatando de qualquer maneira. Tampouco pode ser explicado o declínio por mudanças em políticas em conceder incentivos fiscais. O decreto que suspendeu a concessão de novos incentivos (Decreto No. 153) foi emitido em 25 de junho de 1991, ou seja, depois de quase todo o declínio observado na taxa de desmatamento de 1988 até 1991 já tinha acontecido. Até mesmo durante o último ano do declínio (1991), o efeito seria mínimo, já que a data média das imagens de LANDSAT para 1991 era agosto daquele ano.

O pico em 1995 provavelmente é, em grande parte, um reflexo de recuperação econômica sob o Plano Real, que resultou em mais dinheiro ficando disponível de repente para investimento, inclusive os investimentos em pecuária bovina. A queda das taxas de desmatamento nos anos depois de 1995 é uma consequência lógica do Plano Real por ter cortado nitidamente a taxa de inflação. O preço da terra alcançou um pico em 1995, e subseqüentemente caiu em aproximadamente 50% até o final de 1997 (*O Diário*, 1998). Preços de terra em queda fazem com que a especulação da terra não tenha atrativo para os investidores. A associação de grandes oscilações na taxa de desmatamento com fatores macroeconômicos tais como a disponibilidade de dinheiro e a taxa inflacionária é uma indicação de que a maioria do desmatamento é feita por aqueles que investem em fazendas médias e grandes, ao invés de pequenos agricultores que usam mão-de-obra familiar

(Fearnside, 1999d).

A distribuição do desmatamento feito em 1991 entre os nove estados da região indica que a maioria do desmatamento aconteceu nos estados que são dominados por fazendeiros: o estado de Mato Grosso sozinho respondeu por 26% do total de $11,1 \times 10^3 \text{ km}^2$. Mato Grosso tem a porcentagem mais alta de sua terra com fazendas de 1000 ha ou mais: 84% pelo último censo agrícola completo (1985). Contrastando com isto, Rondônia, que é um estado que ficou notório por seu desmatamento por pequenos agricultores que chegaram através da rodovia BR-364 quando foi pavimentada pelo Projeto POLONOROESTE do Banco Mundial no início dos anos 1980, respondeu por somente 10% do total de desmatamento em 1991, enquanto o Acre teve 3%.

O número constatado no censo de propriedades em cada classe de tamanho explicou 74% da variância nas taxas de desmatamento por área de terra privada entre os nove estados amazônicos em ambos 1990 e 1991. Regressões múltiplas indicam que 30% do desmatamento em ambos os anos 1990 e 1991 poderiam ser atribuídos a pequenos fazendeiros (propriedades <100 ha em área), e os 70% restantes a grandes ou médios fazendeiros (Fearnside, 1993). O custo social de reduzir taxas de desmatamento substancialmente seria então muito menos do que é implicado pelos pronunciamentos freqüentes que culpam a "pobreza" por problemas ambientais na região.

Ao contrário das declarações feitas pelo presidente do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (Traumann, 1998), dados de desmatamento para 1995 e 1996 divulgados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (Brasil, INPE, 1998) não indicam que os pequenos agricultores são agora os agentes primários do desmatamento. O fato de que mais da metade (59% em 1995, e 53% em 1996) da área de novos desmatamentos (distinto da área das propriedades nas quais os desmatamentos eram situados) tinha áreas menores de 100 ha reforça a conclusão que a maioria do desmatamento está sendo feito por grandes e médios fazendeiros, já que nenhum pequeno agricultor pode derrubar 100 ha em um único ano. Somente 21% da área de novos desmatamentos em 1995 estavam em talhões menores que 15 ha, uma porcentagem que caiu para oscilar na faixa de 10-18% entre 1996 e 2000 (Brasil, INPE, 1998, 2002). Famílias de pequenos agricultores só são capazes de derrubar aproximadamente 3 ha/ano com mão-de-obra familiar (Fearnside, 1982), e isto é refletido no comportamento de desmatamento em áreas de assentamentos (Fearnside, 1987b).

A pergunta de quem tem culpa pelo desmatamento tropical tem implicações profundas para as prioridades de programas voltados a reduzir a perda de floresta. Por exemplo, uma "iniciativa de redução de desmatamento", depois renomeada para "alternativas ao projeto de corte e queima" pretende reduzir o desmatamento por meio da fomentação de sistemas agroflorestais entre pequenos agricultores. No entanto, a relação entre as melhorias agrícolas promovidas e a redução do desmatamento não tem sido demonstrada e é altamente improvável que seja do nível afirmado pelos proponentes (5-10 ha salvos do machado dos agricultores itinerantes por hectare posto sob agricultura sustentável) (Sánchez, 1990). A proeminência de pecuaristas no Brasil (diferente de muitas outras partes dos trópicos) significa que medidas objetivando conter o desmatamento como, por exemplo, fomento de sistemas agroflorestais entre pequenos agricultores, nunca pode alcançar esta meta, embora algumas das mesmas ferramentas (tais como sistemas agroflorestais) tenham razões importantes para serem apoiadas, independente de esforços para combater o desmatamento (Fearnside, 1998).

Entender como o desmatamento funciona requereria estimativas quantitativas dos efeitos da rentabilidade de produção de carne bovina, papéis de especulação de terra e preços de terra, incentivos, pequenos agricultores, reforma agrária, construção de estradas, exploração madeireira, e soja. Além disso, precisa-se da quantificação dos efeitos econômicos de mudanças na taxa inflacionária, nos investimentos alternativos (taxa de desconto), e no

preço e tempo de transporte em diferentes partes da região.

O que é necessário são modelos funcionais (causais) de desmatamento que sejam desagregados por grupo sócio-econômico e por local na Amazônia Legal. Precisa-se de simulações com e sem os projetos de mitigação, assim permitindo o cálculo da diferença entre os cenários para o mesmo lugar. Os resultados podem ser ponderados de acordo com o tempo quando ocorrem as emissões e as absorções, assim como também os fluxos monetários, permitindo uma comparação justa entre várias opções com diferenças na distribuição temporal dos efeitos. Assim como também é o caso com modelos de circulação global (GCMs) da atmosfera, devem ser puxadas conclusões de política baseadas nas melhores estimativas atuais apesar de níveis altos de incerteza: adiar ações para controlar o desmatamento (que também é uma decisão política) não é provável ser a escolha mais sábia.

Freqüentemente são mencionadas duas abordagens em propostas para manutenção da floresta tropical como forma de mitigar o efeito estufa (Fearnside *et al.*, 2000). Uma é de montar reservas específicas, financiando o estabelecimento, a demarcação e a vigilância destas unidades. O monitoramento, neste caso, consiste no processo relativamente direto de confirmar que a floresta que existia continua existindo. Na Amazônia, onde vastas áreas de floresta ainda existem, a aproximação de reservas tem a fraqueza lógica de estar completamente aberta ao "vazamento": com a implantação do projeto, as pessoas que teriam desmatado na área estabelecida como reserva provavelmente desmatariam a mesma quantia de floresta em outro lugar na região.

A segunda abordagem é por meio de mudanças de política objetivando a redução da taxa de desmatamento como um todo na região amazônica (não limitado a reservas ou áreas de floresta específicas). Esta segunda abordagem tem a grande vantagem de influenciar em aspectos mais fundamentais como o problema do desmatamento tropical, mas tem as desvantagens de não assegurar a permanência da floresta e de não resultar em um produto visível que pode ser atribuído de forma convincente à existência do projeto. Para que algum crédito seja concedido a projetos de mudança de política, devem ser desenvolvidos modelos funcionais do processo de desmatamento capaz de gerar cenários com e sem diferentes mudanças de política.

b. Emissões de gases de efeito estufa pelo desmatamento

As estimativas oficiais brasileiras das taxas de desmatamento tem sido divulgadas depois de longas demoras, e apresentadas freqüentemente como porcentagens pequenas e enganadoras que foram calculadas pelo procedimento inválido de dividir a área desmatada pelas áreas das unidades políticas, que incluem porções significativas de savana, água e outras áreas não originalmente florestadas. Em várias ocasiões os valores liberados subestimaram o desmatamento por causa da maneira em que se lidaram com cobertura de nuvens e cenas que faltam. Estes problemas foram analisados em detalhes para as estimativas de desmatamento até 1988 (Fearnside, 1990b), 1989-1990 (Fearnside, 1993) e 1991-1994 (Fearnside, 1997a).

Demoras na divulgação de notícias ruins e a indicação incompleta da extensão e do impacto do desmatamento representam um padrão que tem se repetido em um número de ocasiões demasiadamente alto para ser descartado como uma ocorrência fortuita. Em janeiro de 1998 foram liberadas as estimativas para 1995 e 1996, junto com um valor preliminar para 1997 (Brasil, INPE, 1998). A estimativa revelou um salto tremendo na taxa de desmatamento em 1995 para $29,1 \times 10^3 \text{ km}^2/\text{ano}$, ou quase o dobro da taxa de $14,9 \times 10^3 \text{ km}^2/\text{ano}$ para o período 1992-1994. A taxa de 1996 era $18,2 \times 10^3 \text{ km}^2/\text{ano}$, e a estimativa preliminar para 1997 era $13,0 \times 10^3 \text{ km}^2/\text{ano}$ (no ano seguinte a estimativa referente a 1997 foi revisada para $13,2 \times 10^3 \text{ km}^2/\text{ano}$; Brasil, INPE, 1999).

As estimativas para 1995 e 1996 estavam prontas em novembro de 1997 (e

provavelmente substancialmente mais cedo no caso de 1995), mas não foram liberadas, segundo notícias, devido a ordens recebidas pelo INPE do planalto para poupar o presidente de embaraço internacional (Traumann, 1997). Estas estimativas não foram liberadas apenas depois do encontro de Kyoto em dezembro de 1997, e também não foram liberadas até depois que a estimativa preliminar para 1997 tivesse sido preparada, indicando uma taxa de desmatamento mais baixa que nos dois anos anteriores (embora ainda muito alta).

As estimativas oficiais brasileiras de emissões de gases do efeito estufa produziram alguns valores extraordinariamente baixos. Na véspera da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED), ou "ECO-92", realizada no Rio de Janeiro em 1992, o INPE anunciou que o desmatamento brasileiro liberou apenas 1,4% das emissões de CO₂ do mundo (Borges, 1992), um valor aproximadamente três vezes menor que as estimativas feitas por este autor (Fearnside, 1996c, 1997e). Um valor tão baixo foi obtido contando somente as emissões imediatamente liberadas pela queima inicial da floresta, ignorando a decomposição e as re-queimadas. Só 39% da liberação de carbono acima do solo, ou 27% da liberação total de carbono (incluindo a biomassa subterrânea e o carbono do solo) acontece por este caminho para o componente de CO₂ das emissões líquidas comprometidas (Fearnside, 2000b, atualizado de Fearnside, 1997e).

Em 1997, na véspera da conferência das partes da UN-FCCC em Kyoto, o INPE anunciou que o Brasil libera zero emissões líquidas de desmatamento (ISTOÉ, 1997). Aparentemente, esta conclusão extraordinária foi tirada ignorando todas as emissões de desmatamento que não sejam da queimada inicial, combinado com a crença de que as "plantações" podiam absorver esta quantia de carbono de alguma maneira. O INPE divulgou que "as plantações acabam absorvendo o carbono que foi jogado na atmosfera pela queimada" (ISTOÉ, 1997). Infelizmente, apenas 7% das emissões líquidas comprometidas do desmatamento são reabsorvidos pela paisagem que substitua a floresta (Fearnside, 1997e; também veja Fearnside & Guimarães, 1996).

Estimativas atuais das emissões em 1990 de desmatamento na Amazônia Legal brasileira são apresentadas na Tabela 1 em termos de emissões líquidas comprometidas e o balanço anual (Fearnside, 2000c). "Emissões líquidas comprometidas" se refere ao total ao longo prazo de emissões e absorções cujo início é dado pelo ato de desmatamento, e só é calculado para a área derrubada em um determinado ano (*i.e.*, nos $13,8 \times 10^3$ km² que foram desmatados em 1990). O "balanço anual" refere às emissões e absorções em um único ano (*i.e.*, 1990) sobre a paisagem inteira (*i.e.*, nos $415,2 \times 10^3$ km² desmatados até 1990). Dois cenários são apresentados: "baixas" e "altas" emissões de gases-traço. Estes representam uma gama de fatores de emissões, ou a quantia de cada gás emitida através de diferentes processos, tais como queimadas com chamas e queimadas com formação de brasas sem chamas. A gama de dúvidas associada a outros processos importantes, tais como a biomassa de floresta e a taxa de desmatamento em locais diferentes, não é incluída. O balanço anual foi mais alto que as emissões líquidas comprometidas em 1990 porque as taxas de desmatamento tinham sido mais altas nos anos anteriores a este, enquanto deixando maiores quantidades de biomassa não queimadas que produziam emissões ao longo dos anos subsequentes. A minha melhor estimativa atual para 1990 (Tabela 1) é 267×10^6 t C de emissões líquidas comprometidas e 353×10^6 t C para o balanço anual de desmatamento, mais um adicional de 62×10^6 t C de exploração madeireira (Fearnside, s/d; atualizado de Fearnside, 1996c). São incluídos os gases-traço por usar os potenciais de aquecimento global (GWPs) com integração de 100 anos, adotados pelo segundo relatório de avaliação (SAR) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) (Schimel *et al.*, 1996). Apenas o desmatamento (quer dizer, perda de floresta original, incluindo corte raso e a inundação por represas hidrelétricas) é apresentado aqui, não a perda do cerrado que era a vegetação original em 13-17% da Amazônia Legal. A magnitude das emissões oriundas do desmatamento pode ser apreciada através de

comparação com as emissões globais de automóveis: os 400 milhões de automóveis no mundo emitem 550×10^6 t de carbono anualmente (Flavin, 1989).

O mais importante é entender que o desmatamento amazônico faz uma contribuição significativa ao efeito estufa, e representa uma oportunidade para o Brasil ganhar benefícios financeiros e ganhar ajuda no alcance da meta de reduzir desmatamento, como foi anunciado como um objetivo do governo em numerosas ocasiões por razões completamente independentes das preocupações do efeito estufa.

Tabela 1: comparação de métodos de calcular o impacto no efeito estufa causado por desmatamento em 1990 em áreas originalmente florestadas na Amazônia brasileira em milhões de toneladas de carbono equivalente ao carbono de CO₂.

Cenário	Gases incluídos	Emissões líquidas comprometidas (apenas do desmatamento) (a,b)	Balanço anual		
			Apenas desmatamento ^(b)	Exploração madeira	Desmatamento ^(b) + exploração madeira
Baixo gases-traço	Apenas CO ₂	255	329	61	390
	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O ^(c)	267	354	62	416
Alto gases-traço	Apenas CO ₂	255	324	61	385
	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O ^(b)	278	358	62	421

c. Programas para reduzir o ritmo do desmatamento

Esforços atuais para conter o desmatamento incluem o Programa Piloto para Conservação das Florestas Tropicais do Brasil (PPG-7), financiado pelos países do G-7 e administrado pelo Banco Mundial e o governo brasileiro. Componentes que já são implementados incluem os projetos de demonstração tipo "A" (o "PD/A", ou projetos pequenos realizados por organizações não-governamentais), as reservas extrativistas (RESEX), as terras indígenas (PPTAL), o apoio para centros de pesquisa científica e projetos de pesquisa dirigida (PPD), o subprograma de políticas de recursos naturais (SPRN) (*i.e.*, zoneamento), o manejo de recursos naturais (PROMANEJO) (principalmente manejo florestal), manejo da várzea e o monitoramento e análise das atividades do Programa Piloto para aprender algumas lições de política (AMA).

Além do Programa Piloto, o governo brasileiro tem vários outros programas apontados para o controle do desmatamento. Estes podem ser vistos no website do Instituto

Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA): <http://www.ibama.gov.br>.

O problema mais básico no controle do desmatamento é que grande parte daquilo que precisa ser feito fica fora das atribuições de agências como o IBAMA, que é o responsável pelas questões ambientais. A autoridade para mudar as leis de impostos, políticas de assentamentos, e prioridades para a construção de estradas, por exemplo, se estabelece em outras partes do governo. Passos necessários para reduzir o desmatamento incluem: aplicação de impostos pesados para tirar qualquer lucro da especulação de terra, mudança nos procedimentos para obtenção de títulos da terra (deixando de reconhecer o desmatamento para pastagens como uma benfeitoria), remoção dos subsídios remanescentes, reforço aos procedimentos para Relatórios de Impacto sobre o Meio Ambiente (RIMAs), promoção da reforma agrária tanto na Amazônia como nas áreas fontes de migrantes, e criação de empregos alternativos em áreas rurais e urbanas (Fearnside, 1989c).

Embora os pequenos agricultores respondam por somente 30% na atividade do desmatamento (Fearnside, 1993), a intensidade de desmatamento dentro da área que eles ocupam é maior do que na parte ocupada por médios e grandes fazendeiros que detêm 89% da terra privada da Amazônia Legal. A intensidade de desmatamento, ou seja, o impacto por km² de terra privada, diminui na medida em que cresce o tamanho das propriedades. Isto significa que o desmatamento aumentaria se as áreas de floresta que hoje são de grandes fazendas fossem redistribuídas em pequenas propriedades. Isto indica a importância de usar áreas já desmatadas para a reforma agrária, em vez de seguir o caminho politicamente mais fácil de continuar distribuir áreas em floresta. Mesmo sendo grande como já é a área desmatada, existem limites que restringem a área a uma quantidade muito aquém da demanda potencial para terras. Na verdade, até mesmo a Amazônia Legal como um todo não chega a satisfazer essa demanda (Fearnside, 1985). Reconhecer a existência de limites de capacidade de suporte (e então manter os níveis de população dentro desses limites) é fundamental a qualquer plano em longo prazo para o uso sustentável da Amazônia (Fearnside, 1986, 1997f).

VII. O PAPEL DO SETOR PRIVADO

A criação de oportunidades para parcerias entre os setores privados e públicos é a tarefa de um setor especial na Secretaria da Amazônia Legal no Ministério do Meio Ambiente e da Amazônia Legal (MMA) (veja: <http://www.sca.mma.gov.br>). Atores não governamentais também agem como intermediários para empresas privadas interessadas em oportunidades de investimentos ambientais.

Investidores privados vão querer garantias de que as regras do jogo estejam fixas antes de investir em projetos de mitigação no setor florestal. Muito ainda falta a ser decidido (Schlamadinger & Marland, 1998; Trexler & Kosloff, 1998). São examinados muitos itens relacionados a essas opções no Relatório Especial sobre Uso de Terra, Mudanças do Uso da Terra e Florestas (SR-LULUCF), do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) (Watson *et al.*, 2000).

A natureza das opções de mitigação do efeito estufa que são mais atraentes no Brasil faz com que arranjos institucionais especiais sejam necessários. Enquanto as plantações podem ser executadas como projetos isolados na forma de pequenos projetos, esforços para reduzir a taxa de desmatamento requerem ações coordenadas que estão além das capacidades de qualquer investidor individual. Estas ações incluem investimentos significativos em pesquisa antes que qualquer "real" benefício em termos de carbono possa ser reivindicado. Também envolvem riscos significativos de fracasso, embora os benefícios em potencial de carbono sejam muito mais altos. Isso faz com que a redução de desmatamento seja a primeira prioridade (Fearnside, 2000d).

Portanto é necessário pensar sobre como dividir o risco e como tratar de casos de não cumprimento com os acordos de implementação nesse setor. Embora os críticos veem assuntos de responsabilidade sob o MDL como sendo “essencialmente insolúveis” (Lanchbery, 2000), a contabilidade de tonelada-ano oferece um mecanismo para que os benefícios de carbono sejam recompensados na medida em que são alcançados, assim tirando a necessidade para arranjos de responsabilidade (Fearnside *et al.*, 2000). Porém para a concessão de crédito logo no início, de forma comparável aos projetos de energia, a responsabilidade teria que ser assumida. Reduções certificadas de emissões (CERs) com períodos finitos de validade têm sido propostas (Blanco & Forner, 2000). Sob esta proposta, os CERs expirariam quando o carbono fosse emitido à atmosfera por qualquer razão, e o país detentor da CER ou teria que reduzir as suas emissões nacionais por aquela quantia ou teria que comprar o mesmo número de CERs de outro projeto florestal. Crédito concedido ao projeto de MDL (do Artigo 12 do Protocolo) no início teria um risco parecido ao risco envolvido com créditos comprados com antecedência de comércio de emissões (do Artigo 17 do Protocolo). Existem propostas para “responsabilidade do comprador”, “responsabilidade do vendedor”, e “responsabilidade mista” (CIEL, 2000). Qualquer mecanismo com responsabilidade do vendedor complicaria a aprovação dos projetos pelo governo brasileiro, como foi demonstrado pela história do Programa Piloto (PPG-7). Se uma garantia de reembolso pelo governo brasileiro fosse requerida (como a Alemanha exigiu inicialmente para os projetos no PD/A), então teriam que ser incluídos no orçamento federal e passar pelo Congresso Nacional (o que implicaria em uma demora de mais de um ano e também em um risco significativo de ser reduzido e/ou adiado).

O monitoramento e a verificação de resultados é especialmente importante no caso de atividades de redução de desmatamento. A necessidade para independência da entidade que faz o monitoramento não pode ser sobre-enfatizada (veja Fearnside, 1997a). Além dos estoques e fluxos de carbono precisam ser monitoradas as políticas governamentais relacionadas ao desmatamento, e aos problemas ambientais e sociais (inclusive direitos humanos) nas áreas onde acontecem atividades de projetos ou de programas.

VIII. CONCLUSÕES

Evitar o desmatamento possui maior potencial para combate ao efeito estufa no setor florestal brasileiro. Esforços voltados a mudar políticas têm maior efeito em potencial nessa área, mas muito depende de como são contados os benefícios de carbono. Embora reste muito a ser feito para tornar a redução do desmatamento uma opção de mitigação do efeito estufa que pode demonstrar benefícios "reais" de carbono como esperado pelo Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, é imperativo que os esforços necessários sejam feitos para desenvolver esta opção.

As plantações silviculturais, embora mais próximas a oferecerem projetos elegíveis para investimentos, têm potencial inerentemente mais baixo. No caso de plantações, as principais barreiras são sociais em vez de técnicas. São necessários mecanismos, para assegurar que os impactos sociais inaceitáveis não sejam o resultado de programas para expansão de plantações, particularmente no caso de plantações para a produção de carvão vegetal (que têm os maiores benefícios potenciais de carbono entre as opções com plantações).

IX. AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi abreviado e atualizado de uma versão em inglês publicada na revista *Biomass and Bioenergy* (Fearnside, 1999e); agradeço a Elsevier Science Ltd. pela permissão de publicar esta tradução. Uma versão anterior foi apresentada no Aspen Forum sobre

Implementação do Acordo de Kyoto, São Roque, São Paulo, 18-20 de junho de 1998. Foram atualizadas porções desta discussão de Fearnside (1996b, 1997a). O Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq AI 350230/97-98, 523980/96-5; AI 465819/00-1; EU 470765/2001-1) e o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA PPI 1-3160) contribuíram com apoio financeiro. Agradeço a R.I. Barbosa, S.V. Wilson e dois referees anônimos pelos comentários, e a R.B. Matos e M.S. Moura pela revisão do português.

X. LITERATURA CITADA

- Ab'Sáber, A. 1997. FLORAM: História e Endereço Social de um Projeto. p. 105-131 In: U.G. Cordani, J. Marcovitch & E. Salati (eds.) *Rio-92 Cinco Anos Depois: Avaliação das Ações Brasileiras em Direção ao Desenvolvimento Sustentável Cinco Anos Após a Rio-92*. ABC, CNPq, IEA & FBDS, São Paulo, Brasil. 307 p.
- Ab'Sáber, A., J. Goldemberg, L. Rodés & W. Zulauf. 1990. Identificação de áreas para o florestamento no espaço total do Brasil. *Estudos AVANÇADOS* 4(9): 63-119.
- Amazonas em Tempo*. 2000. Manaus come carne importada. *Amazonas em Tempo* 26 de maio de 2000, p. A-4.
- Barbosa, R.I. & P.M. Fearnside. 1999. Incêndios na Amazônia brasileira: Estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento "El Niño" (1997/98). *Acta Amazonica* 29(4): 513-534.
- Blanco, J.T. & C. Forner. 2000. Expiring CERs: A proposal to addressing the permanence issue for LUCF projects in the CDM. Manuscrito não publicado, Grupo de Análise Económica y Financera, Ministério del Medioambiente, Bogotá, Colômbia. 4 p. FCCC/SB/2000/MISC.4/Add.2/Rev.1, 14 September 2000. (disponível em: <http://www.unfccc.de>).
- Bolin, B., E.T. Degens, P. Duvigneaud & S. Kempe. 1979. The global biogeochemical carbon cycle. p. 1-56 In: B. Bolin, E.T. Degens, S. Kempe & P. Ketner (eds.) *The Global Carbon Cycle. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) Report No. 13*. John Wiley & Sons, New York, E.U.A. 491 p.
- Borges, L. 1992. "Desmatamento emite só 1,4% de carbono, diz Inpe" *O Estado de São Paulo* 10 de abril de 1992, p. 13.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 1998. *Amazonia: Deforestation 1995-1997*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, São Paulo, Brasil.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 1999. *Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/ Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite: 1997-1998*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), São José dos Campos, São Paulo, Brasil.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2002. *Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/ Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite: 2000-2002*. INPE, São José dos Campos, São Paulo, Brasil. (<http://www.inpe.br>).
- Brown, S. & 18 outros. 2000. Project-based activities. p. 283-338 In: R.T. Watson, I.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo & D.J. Dokken (eds.) 2000. *Land Use, Land-Use Change and Forestry: A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 377 p.
- CIEL, 2000. Hybrid liability revisited: Bridging the divide between seller and buyer liability. Manuscrito não publicado. Center for International Environmental Law (CIEL), Washington, DC, E.U.A. 5 p.
- Cochrane, M.A. & M.D. Schulze. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. *Biotropica* 31(1): 2-16.
- O Diário [Mogi das Cruzes]*. 25 de janeiro de 1998. "Preços das terras estão caindo, afirma FGV." p. 5.
- Faminow, M.D. 1998. *Cattle, Deforestation and Development in the Amazon: An Economic and Environmental Perspective*. CAB International, New York, E.U.A. 253 p.
- Fearnside, P.M. 1982. Alocação do uso da terra dos colonos da Rodovia Transamazônica e sua relação com a capacidade do suporte humano. *Acta Amazonica* 12(3): 549-578.
- Fearnside, P.M. 1985. Agriculture in Amazonia. p. 393-418 In: G.T. Prance & T.E. Lovejoy (eds.) *Key Environments: Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, Reino Unido. 442 p.
- Fearnside, P.M. 1986. *Human Carrying Capacity of the Brazilian Rainforest*. Columbia University Press, New York, E.U.A. 293 p.
- Fearnside, P.M. 1987a. Causes of Deforestation in the Brazilian Amazon. p. 37-61 In: R.F. Dickinson (ed.) *The Geophisiology of Amazonia: Vegetation and Climate Interactions*. John Wiley & Sons, New York, E.U.A. 526 p.
- Fearnside, P.M. 1987b. Derrubada da floresta e roçagem de crescimento secundário em projetos de colonização na Amazônia brasileira e a sua relação à capacidade de suporte humano. *Acta Amazonica* 16/17 (suplemento): 123-141.
- Fearnside, P.M. 1989a. The charcoal of Carajás: Pig-iron smelting threatens the forests of Brazil's Eastern Amazon Region. *Ambio* 18(2): 141-143.
- Fearnside, P.M. 1989b. Forest management in Amazonia: The need for new criteria in evaluating development options. *Forest Ecology and Management* 27(1): 61-79.
- Fearnside, P.M. 1989c. A prescription for slowing deforestation in Amazonia. *Environment* 31(4): 16-20, 39-40.
- Fearnside, P.M. 1990a. Comentários sobre o Projeto FLORAM. *Estudos AVANÇADOS* 4(9): 288-289.
- Fearnside, P.M. 1990b. The rate and extent of deforestation in Brazilian Amazonia. *Environmental Conservation* 17(3): 213-226.
- Fearnside, P.M. 1993. Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. *Ambio* 22(8): 537-545.
- Fearnside, P.M. 1994. Biomassa das florestas Amazônicas brasileiras. p. 95-124 In: *Anais do Seminário Emissão Seqüestro de CO₂*. Companhia Vale do Rio Doce (CVRD), Rio de Janeiro, Brasil. 221 p.

- Fearnside, P.M. 1995. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. *Biomass and Bioenergy* 8(5): 309-322.
- Fearnside, P.M. 1996a. Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management* 80(1-3): 21-34.
- Fearnside, P.M. 1996b. Socio-economic factors in the management of tropical forests for carbon. pp. 349-361 In: M.J. Apps & D.T. Price (eds.) *Forest Ecosystems, Forest Management and the Global Carbon Cycle*, NATO ASI Series, Subseries I "Global Environmental Change," Vol. 40. Springer-Verlag, Heidelberg, Alemanha. 452 p.
- Fearnside, P.M. 1996c. Amazonia and global warming: Annual balance of greenhouse gas emissions from land-use change in Brazil's Amazon region. p. 606-617 In: J. Levine (ed.) *Biomass Burning and Global Change. Volume 2: Biomass Burning in South America, Southeast Asia and Temperate and Boreal Ecosystems and the Oil Fires of Kuwait*. MIT Press, Cambridge, Massachusetts, E.U.A. 902 p.
- Fearnside, P.M. 1997a. Monitoring needs to transform Amazonian forest maintenance into a global warming mitigation option. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 2(2-3): 285-302.
- Fearnside, P.M. 1997b. Greenhouse-gas emissions from Amazonian hydroelectric reservoirs: The example of Brazil's Tucuruí Dam as compared to fossil fuel alternatives. *Environmental Conservation* 24(1): 64-75.
- Fearnside, P.M. 1997c. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20(1): 53-70.
- Fearnside, P.M. 1997d. Comentários de Philip M. Fearnside (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA). [sobre "FLORAM: História e Endereço Social de um Projeto"]. p. 142-145 In: U.G. Cordani, J. Marcovitch & E. Salati (eds.) *Rio-92 Cinco Anos Depois: Avaliação das Ações Brasileiras em Direção ao Desenvolvimento Sustentável Cinco Anos Após a Rio-92*. ABC, CNPq, IEA & FBDS, São Paulo, Brasil. 307 p.
- Fearnside, P.M. 1997e. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: Net committed emissions. *Climatic Change* 35(3): 321-360.
- Fearnside, P.M. 1997f. Human carrying capacity estimation in Brazilian Amazonia as a basis for sustainable development. *Environmental Conservation* 24(3): 271-282.
- Fearnside, P.M. 1998. Sistemas agroflorestais na política de desenvolvimento na Amazônia brasileira: Papel e limites como uso para áreas degradadas. p. 293-313 In: C. Gascon & P. Moutinho (eds.) *Floresta Amazônica: Dinâmica, Regeneração e Manejo*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas, Brasil. 373 p.
- Fearnside, P.M. 1999a. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: Risks, value and conservation. *Environmental Conservation* 26(4): 305-321.
- Fearnside, P.M. 1999b. Como o efeito estufa pode render dinheiro para o Brasil. *Ciência Hoje* 26(155): 41-43.
- Fearnside, P.M. 1999c. Environmental and social impacts of wood charcoal in Brazil. p. 177-182 In: M. Prado (ed.) *Os Carvoeiros: The Charcoal People of Brazil*. Wild Images Ltd., Rio de Janeiro, Brasil. 192 p.
- Fearnside, P.M. 1999d. Combate ao desmatamento na Amazônia brasileira. *Cadernos da Biodiversidade* 2(2): 10-20.
- Fearnside, P.M. 1999e. 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(3): 171-189.
- Fearnside, P.M. 2000a. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. p. 154-185 In: C. Cavalcanti (ed.) *The Environment, Sustainable Development and Public Policies: Building Sustainability in Brazil*. Edward Elgar, Cheltenham, Reino Unido. 219 p.
- Fearnside, P.M. 2000b. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46(1-2): 115-158.
- Fearnside, P.M. 2000c. Greenhouse gas emissions from land use change in Brazil's Amazon region. p. 231-249 In: R. Lal, J.M. Kimble & B.A. Stewart (eds.) *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida, E.U.A. 438 p.
- Fearnside, P.M. 2000d. Uncertainty in land-use change and forestry sector mitigation options for global warming: plantation silviculture versus avoided deforestation. *Biomass and Bioenergy* 18(6): 457-468.
- Fearnside, P.M. 2001a. Saving tropical forests as a global warming countermeasure: An issue that divides the environmental movement. *Ecological Economics* 39(2): 167-184.
- Fearnside, P.M. 2001b. Land-tenure issues as factors in environmental destruction in Brazilian Amazonia: The case of southern Pará. *World Development* 29(8): 1361-1372.
- Fearnside, P.M. s/d. Tropical forest logging and management: Implications for global warming. (em preparação).
- Fearnside, P.M. & J. Ferraz. 1995. A conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. *Conservation Biology* 9(5): 1134-1147.
- Fearnside, P.M. & W.M. Guimarães. 1996. Carbon uptake by secondary forests in Brazilian Amazonia. *Forest Ecology and Management* 80(1-3): 35-46.
- Fearnside, P.M., D.A. Lashof & P. Moura-Costa. 2000. Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5(3): 239-270.
- Flavin, C. 1989. Slowing global warming: A worldwide strategy. *Worldwatch Paper 91*. Worldwatch Institute, Washington, DC, E.U.A. 94 p.
- Graça, G.M.G. & A.N. Ketoff. 1992. Carbon dioxide savings in Brazil: The importance of a small contribution. Unpublished report, Lawrence Berkeley Laboratory, Berkeley, California, E.U.A. 15 p.

- Hecht, S.B., R.B. Norgaard & C. Possio. 1988. The economics of cattle ranching in eastern Amazonia. *Interciencia* 13(5): 233-240.
- ISTOÉ. 1997. "A versão do Brasil" *ISTOÉ* [São Paulo], 15 October 1997, p. 98.
- Johns, J.S., P. Barreto & C. Uhl. 1996. Logging damage in planned and unplanned logging operations and its implications for sustainable timber production in the eastern Amazon. *Forest Ecology and Management* 89(1): 59-77.
- Lanchbery, J. 2000. Briefing paper for the meetings of the subsidiary bodies to the climate change convention, Lyon, September 2000. Birdlife International, Royal Society for Bird Preservation (RSPB), Sandy, Bedfordshire, Reino Unido. 8 p.
- Mattos, M.M. & C. Uhl. 1994. Economic and ecological perspectives on ranching in the Eastern Amazon. *World Development* 22(2): 145-158.
- Pachauski, F. 1994. "Trabalha, escravo". *ISTOÉ* [São Paulo] 04 de maio de 1994, p. 32-35.
- Pamplona, G. & A. Rodrigues. 1995. "História sem fim: Um ano depois da denúncia de ISTOÉ, carvoeiros ainda trabalham como escravos no norte de Minas". *ISTOÉ* [São Paulo] 21 de junho de 1995, p. 46-47.
- Perry, H. & Landsberg, H.H. 1977. Projected world energy consumption. p. 35-50 In: United States National Academy of Sciences (NAS) *Energy and Climate*. NAS Press, Washington, DC, E.U.A. 158 p.
- Pinard, M.A. & F.E. Putz. 1996. Retaining forest biomass by reducing logging damage. *Biotropica* 28(3): 278-295.
- Putz, F.E. & M.A. Pinard. 1993. Reduced-impact logging as a carbon-offset method. *Conservation Biology* 7(4): 755-759.
- Raiffa, H. 1968. *Decision Analysis: Introductory Lectures on Choices under Uncertainty*. Addison-Wesley, Reading, Massachusetts, E.U.A. 312 p.
- Sánchez, P.A. 1990. Deforestation reduction initiative: An imperative for world sustainability in the twenty-first century. p. 375-399 In: A.F. Bouwman (ed.) *Soils and the Greenhouse Effect*. Wiley, Chichester, Reino Unido. 575 p.
- Scharf, R. 1997. A saga dos com-floresta: O que não falta para os sem-terra são problemas ambientais. *Parabólicas* [Instituto Socioambiental, São Paulo] 26(4): 4.
- Schimel, D. & 75 outros. 1996. Radiative forcing of climate change. p. 65-131 In: J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (eds.) *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 572 p.
- Schlamadinger, B. & G. Marland. 1998. 'The Kyoto Protocol: Provisions and unresolved issues relevant to land-use change and forestry', *Environmental Science and Policy* 1: 313-327.
- Sutton, A. 1994. *Slavery in Brazil--A Link in the Chain of Modernisation: the case of Amazonia*. Anti-Slavery International, London, Reino Unido. 158 p.
- Traumann, T. 1997. "Tática de avestruz: Anúncio do desmatamento na Amazônia é adiado para não atrapalhar a viagem de FHC". *Véja* [São Paulo], 03 de dezembro de 1997, p. 40.
- Traumann, T. 1998. "Os novos vilões: Ação dos sem-terra e de pequenos agricultores contribui para o desmatamento da Amazônia". *Véja* [São Paulo], 04 de fevereiro de 1998, p. 34-35.
- Trexler, M.C. & L.H. Koslof. 1998. The Kyoto Protocol: What does it mean for project-based climate change mitigation? *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 3(1): 1-58.
- Uhl, C. & R. Buschbacher. 1985. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. *Biotropica* 17: 265-268.
- Uhl, C. & J.B. Kauffman. 1990. Deforestation, fire susceptibility, and potential tree responses to fire in the Eastern Amazon. *Ecology* 71(2): 437-449.
- Watson, R.T., I.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo & D.J. Dokken (eds.) 2000. *Land Use, Land-Use Change and Forestry: A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 377 p.



SALVAR FLORESTAS TROPICAIS COMO UMA MEDIDA DE MITIGAÇÃO DO EFEITO ESTUFA: O ASSUNTO QUE MAIS DIVIDE O MOVIMENTO AMBIENTALISTA

Capítulo 5

O desmatamento lança para a atmosfera grandes quantidades de gases do efeito estufa. O valor do dano ambiental excede em muito os lucros do desmatamento, assim criando a oportunidade para mudar a base da economia para uma voltada ao fornecimento de serviços ambientais, tais como a mitigação do aquecimento global. Agendas paralelas de certos países e ONGs têm impedido o aproveitamento desta oportunidade a curto prazo sob o Protocolo de Kyoto, mas as perspectivas a partir de 2013 são bem melhores.

Resumo: Salvar florestas tropicais como uma medida de mitigação do efeito estufa está se tornando o assunto que mais divide o movimento ambientalista. As divisões entre organizações não governamentais (ONGs) são tão grandes quanto as diferenças mais conhecidas entre as posições dos governos dos países. Enquanto o debate é freqüentemente colocado em termos científicos e com apelos para altos princípios universais, as posições dos diferentes partidários são melhor compreendidas em termos de pautas ocultas. No caso de governos europeus que se opõem à inclusão de florestas no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Kyoto, a exclusão das florestas conduziria a uma melhoria de competitividade industrial com os Estados Unidos. No caso do Brasil, oposição contra a inclusão do desmatamento evitado se encaixa com teorias de conspiração relativas à internacionalização da Amazônia. Para ONGs européias e euro-dominadas, a oposição contra florestas é mais bem explicada como um golpe oportunístico contra a cultura de consumo dos EUA, que os seus integrantes não gostam por razões geralmente não ligadas à mudança climática. Do ponto de vista de ONGs brasileiras interessadas em manter a floresta amazônica, estas pautas alternativas são assuntos laterais que, mesmo quando possuem mérito, não merecem o desperdício de uma grande oportunidade de obter fluxos monetários substanciais pela manutenção da floresta. Os argumentos técnicos apresentados por críticos do desmatamento evitado contêm grandes distorções das conseqüências climáticas de projetos nesta área. Propostas existem para lidar efetivamente com assuntos como a permanência do carbono, que tornaria os benefícios climáticos do desmatamento evitado uma realidade, permitindo um ganho tanto para o clima como também para a biodiversidade e outros valores, através de atividades de mitigação de carbono. Isto continuará sendo o caso independente do rumo de negociações nos próximos meses após o anúncio chocante em março de 2001 pelo presidente dos EUA George W. Bush do seu desejo de tirar os EUA do Protocolo.

Palavras chave: Efeito Estufa, Carbono, Desmatamento, Protocolo de Kyoto, Aquecimento Global

I. INTRODUÇÃO

O lugar da conservação das florestas tropicais nos esforços para combater o efeito estufa se tornou uma fonte de discordância acentuada entre organizações não-governamentais (ONGs) ambientalistas, e também, embora elas não gostem de admitir isto, entre os seus próprios membros. O atual trabalho apresenta os pontos de vista de um participante nestas controvérsias e não faz nenhuma pretensão de separação ou neutralidade. Durante quase 20 anos o autor foi defensor forte de reduzir a velocidade do desmatamento tropical como um meio de reduzir as emissões de gases do efeito estufa, e muito do trabalho profissional dele ao longo deste período foi dedicado a prover a base científica, tanto em termos de dados como de teoria, que é necessário para tornar isto possível. Este esforço faz parte de uma estratégia mais ampla para mudar a base de sustentação das populações humanas em áreas de floresta tropicais, tais como a Amazônia brasileira, de um sistema baseado em destruir a floresta por um baseado em manter a floresta pelos seus serviços ambientais (Fearnside, 1997a).

As posições das ONGs ambientalistas sobre a inclusão do desmatamento evitado no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) do Protocolo de Kyoto são fortemente ligadas à geografia, com ONGs européias se posicionando contra a inclusão de florestas, ONGs dos EUA (fora as filiais e afiliados nos EUA de grupos internacionais) favorecendo a inclusão de florestas, e ONGs brasileiras (também excluindo a maioria das filiais e afiliados de ONGs

internacionais) também favorecendo as florestas. Se fosse representar as opiniões sobre este assunto lançando dardos coloridos num mapa do Mundo, as chances das cores que representam estas visões serem agrupadas na Europa, América do Norte e Brasil deste modo seriam ínfimas. Em outras palavras, estas posições estão baseadas em algo diferente das preocupações universais sobre mudança de clima e gerações futuras que predominam nas declarações públicas em todos os lados.

As razões para estas diferenças não são científicas, apesar do debate frequentemente ser expresso em termos científicos. As ONGs euro-dominadas têm um argumento científico que, em combinação com escolhas morais sobre o horizonte de tempo, preferência temporal e efeitos “colaterais”, os leva a rejeitar o desmatamento evitado (*e.g.*, Greenpeace International, 2000a). Por outro lado, um argumento científico igualmente válido conduz à conclusão oposta quando diferentes escolhas morais sobre os outros fatores críticos são levadas em conta (*e.g.*, Fearnside *et al.*, 2001; Niles, 2000).

É muito importante distinguir entre o que é uma conclusão científica e o que é um julgamento moral. A ciência pode prover respostas a perguntas como “Quanto carbono vai ficar fora da atmosfera por causa de um determinado projeto, por quanto tempo e com que grau de certeza?” Nos não podemos dizer se aquela resposta significa que o MDL deveria incluir ou deveria excluir o desmatamento evitado. Tal conclusão requer escolhas morais. Nós temos que ter a coragem para admitir que estamos tomando decisões morais, e prosseguir a fazer estas escolhas. Decisões sobre o valor do tempo, como refletido na taxa de desconto e no horizonte de tempo, estão baseadas no valor que a sociedade (representada pelos “tomadores de decisão”) coloca sobre um conjunto de considerações diferentes, tais como a importância do presente em comparação com as gerações futuras. O preço ambiental será alto se nós desperdiçarmos uma grande oportunidade para manter a floresta tropical em troca de um benefício climático esperado para acontecer vários séculos no futuro.

As pessoas envolvidas nos debates sobre florestas no Protocolo de Kyoto raramente são conscientes das motivações subjacentes que afetam as várias posições, incluindo as suas próprias posições. A maioria das pessoas não está conscientemente promovendo uma pauta oculta enquanto, cingidamente, está declamando um argumento intelectual. As pessoas são simplesmente levadas pelo contexto social no qual elas vivem: em geral, praticamente todo mundo que qualquer dado indivíduo conhece está em um lado do assunto, e os do outro lado são pintados nos termos mais negativos possíveis. Confiar em conhecidas “marcas registradas” de ONGs está substituindo a análise individual dos assuntos envolvidos. Por exemplo, muito poucos ecologistas europeus que gritam “não afunde [sink] o Protocolo” poderiam explicar a diferença entre uma emissão evitada e um sumidouro [sink], ou as suposições e implicações de escolhas sobre preferência de tempo que fundamentam diferentes meios de contabilizar o carbono.

Enquanto negociações sobre a inclusão das florestas tropicais no combate ao efeito estufa tem por trás uma série de pautas ocultas, os debates sobre florestas são frequentemente expressados em termos acadêmicos e/ou morais. Nas páginas seguintes eu sugerirei razões para as posições dos governos e das ONGs que explicam tais fatos como a distribuição geográfica de opiniões, a qual seria altamente improvável de acontecer ao acaso. Estas razões devem ser entendidas no contexto do papel das florestas tropicais na mudança climática e considerações relativas ao carbono e relativas a aspectos que não sejam o carbono nas escolhas de política sobre mitigação do efeito estufa. Quando vista da perspectiva das preocupações ambientais mais amplas que muitas ONGs ambientais esperam endereçar, leva à conclusão de que os grupos ambientalistas que se opõem à inclusão de desmatamento evitado nas medidas de mitigação contra o aquecimento global deveriam repensar as suas posições.

II. FLORESTAS TROPICAIS E A MUDANÇA DO CLIMA

A Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças de Clima (UN-FCCC), assinada por mais de 150 países no Rio de Janeiro em 1992 (UN-FCCC, 1992), provê uma estrutura para continuar as negociações internacionais sobre a redução das emissões de gases do efeito estufa. Negociações procederam em uma série de Conferências das Partes (COPs), sendo a mais importante a terceira (COP-3) em Kyoto, Japão, onde o Protocolo de Kyoto foi negociado em dezembro de 1997 (UN-FCCC, 1997). A COP-6 foi realizada em novembro de 2000, em Haia, Holanda, para decidir o papel das florestas sob o Protocolo de Kyoto, inclusive o papel das florestas tropicais no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Faltou acordo, e a conclusão da COP-6 foi programada para uma reunião em Bonn, Alemanha em maio, depois adiada para julho de 2001.

Na reunião em Bonn em julho de 2001 a um acordo foi alcançado que exclui o desmatamento evitado do MDL no primeiro período de compromisso do Protocolo de Kyoto (2008-2012). A questão de desmatamento evitado continua pertinente às negociações de Kyoto por causa da necessidade de definir as regras para o segundo e subsequentes períodos de compromisso e por causa da possibilidade de financiar projetos para evitar desmatamento com dinheiro gerado pelo sistema ainda indefinido de anuência (Schlamadinger *et al.*, 2001). Muito do debate sobre a contabilidade de carbono e possíveis ajustes (Noble *et al.*, 2000) também é pertinente a outras atividades do setor florestal, tais como o reflorestamento que foi incluído no MDL sob o acordo de Bonn. Também existe a possibilidade de projetos bilaterais neste setor.

As declarações feitas pelo Presidente dos EUA George W. Bush e pelos seus porta-vozes em março de 2001 expressando oposição contra o Protocolo de Kyoto como um todo chocaram todas as pessoas que lidam com o assunto de mudança de clima. A urgência de pressionar os Estados Unidos em admitir as suas responsabilidades como o maior emissor líquido do Mundo de gases de efeito estufa, e a necessidade de medidas efetivas para reduzir estas emissões, não deveria ser permitida atrapalhar as discussões em andamento sobre os méritos das diferentes opções de mitigação, inclusive a redução do ritmo de desmatamento tropical. Independente do que vier a ser decidido nos próximos meses sobre o primeiro período de compromisso do Protocolo de Kyoto (2008-2012), ou até sobre o futuro do Protocolo de Kyoto como um todo, o efeito estufa estará conosco durante séculos, e, na medida em que os seus impactos ficam mais óbvios e inegáveis, as medidas tomadas para combater isto aumentarão. Mais cedo ou mais tarde o papel das florestas tropicais será reconhecido e será incorporado nas medidas de combate ao efeito estufa porque a lógica atrás dos benefícios de carbono fornecidos pela manutenção das florestas tropicais é cientificamente consistente.

Não existe a alternativa de não fazer nada sobre o efeito estufa. Cenários de “negócios como sempre” que usam as melhores informações disponíveis indicam grandes impactos ao longo do Século XXI. Espera-se que os países em desenvolvimento venham a sofrer as maiores perdas, devido ao efeito estufa, especialmente de vida humana. Sob a suposição obviamente otimista, de que a população mundial não cresce depois de 1990, a mortalidade se elevaria devido à duplicação do CO₂ pré-industrial (*i.e.*, aproximadamente no ano 2070) em 138 mil vidas/ano (115 mil das quais seriam em países em desenvolvimento), enquanto as perdas monetárias, independente das perdas de vida, totalizariam US\$221 bilhões/ano, em termos de dólares constantes de 1990, de acordo com o cenário de referência usado pelo Segundo Relatório de Avaliação do Painel Intergovernmental sobre Mudanças do Clima (IPCC) (Pearce *et al.*, 1996: 196-197). O fato de que os países em desenvolvimento sofrerão muito não é geralmente entendido no Brasil, onde o efeito estufa freqüentemente é visto como um problema que principalmente afeta os países do norte. Infelizmente, o Relatório Especial do IPCC sobre Impactos Regionais indica o Brasil como um dos países onde a

agricultura sofrerá mais devido ao efeito estufa (Canziani *et al.*, 1998: 213).

Preocupação com a gravidade das mudanças do clima e a urgência de ação não deveria ser confundida com a questão de que deveria ser feito a respeito. Apresentações de ONGs européias freqüentemente começam com declarações dramáticas sobre a gravidade da mudança do clima, seguido pela condenação de “sumidouros”. A implicação subliminar é de que qualquer pessoa que favorece um “sumidouro”, uma categoria na qual as ONGs européias incluem o desmatamento evitado, não está, de alguma maneira, preocupada com o combate da mudança do clima. Esta implicação é bastante errônea, já que quem favorece a concessão de crédito pelo desmatamento evitado é tão preocupado com a mudança climática como qualquer outro; a diferença de opinião está em torno do que deveria ser feito.

As emissões de carbono provenientes das mudanças no uso da terra nos trópicos indica uma contribuição significativa ao efeito estufa. Para todos os países tropicais no Mundo, ao longo do período 1981-1990, as emissões líquidas comprometidas anuais de remoção de vegetação natural e de florestas secundárias (incluindo tanto emissões da biomassa como os fluxos de gases do solo) era $2,0 \times 10^9$ t C, equivalente a $2,0-2,4 \times 10^9$ t de carbono equivalente a carbono de CO₂, considerando os potenciais de aquecimento global adotados pelo Protocolo de Kyoto. Somando as emissões de $0,4 \times 10^9$ t C de mudanças entre categorias de uso da terra que não sejam o desmatamento traz o total para mudança de uso da terra (não considerando a absorção de carbono pela floresta intacta, queimadas periódicas em savanas ou incêndios em florestas intactas) para $2,4 \times 10^9$ t C, equivalente a $2,4-2,9 \times 10^9$ t de carbono equivalente a carbono de CO₂. Caso se considere a emissão de combustível fóssil anual com uma média de $6,0 \times 10^9$ t C ao longo do período 1981-1990 (Watson *et al.*, 1992: 29), a emissão de $2,4 \times 10^9$ t C da mudança do uso da terra representaria 29% do total combinado.

Desmatamento na Amazônia brasileira libera quantidades de gases do efeito estufa que são significantes tanto em termos do impacto presente como em termos do potencial para a contribuição em longo prazo do desmatamento contínuo em vastas áreas de floresta remanescente (Fearnside, 2000a). O Brasil é o maior contribuinte de emissões provenientes de mudanças de uso da terra, com 23% do total proveniente de uso da terra nos trópicos; os $0,462 \times 10^9$ t C de emissão anual de desmatamento no Brasil, mais os $0,094 \times 10^9$ t C emitidas por exploração madeireira e outras mudanças entre categorias de vegetação (uma parte proporcional desta emissão), junto representa 6,6% do total global de combustíveis fósseis e de mudança do uso da terra (Fearnside, 2000a).

III. IMPASSES NAS NEGOCIAÇÕES

a. Posições nacionais

1. União européia

Os representantes dos países europeus são quem mais pressionam para uma redução da abrangência nas atividades em florestas tropicais aceitas como medidas de combate ao efeito estufa (Tabela 1). A razão dada é que o carbono nas florestas está inerentemente sob risco de emissão para a atmosfera, e que, portanto, a única forma aceitável de mitigação deveria ser a redução de emissões de combustíveis fósseis “na fonte”. Mais adiante, a fraqueza desta justificativa será explicada. A posição dos países europeus é mais bem explicada pelo fato básico de que os preços dos combustíveis fósseis são muito mais altos na Europa do que nos Estados Unidos. Em praticamente qualquer país europeu um litro de gasolina custa o dobro ou o triplo do preço nos EUA. Isto aumenta os custos de produção para as indústrias européias e as coloca em desvantagem na competição por mercados internacionais. Portanto, os governos europeus estão ansiosos para forçar os EUA a aumentarem seus preços de energia. Ao fechar a

porta para fontes de créditos de carbono potencialmente grandes e disponíveis para compra no estrangeiro, por exemplo, através de projetos do MDL para manutenção de florestas tropicais, os EUA seriam forçados a aplicar impostos pesados sobre o carbono dos combustíveis fósseis. Pela mesma razão, os países europeus gostariam de instituir um limite sobre a porcentagem do compromisso de Kyoto de cada país que pode ser satisfeita pelo MDL e/ou por outros “mecanismos flexíveis”, tais como a implementação em conjunto e o comércio das emissões entre membros do Anexo B do Protocolo (os países que aceitaram limites nacionais sobre as emissões). Estas considerações podem conduzir a uma tendência para questionar aspectos práticos e teóricos de projetos do MDL no setor florestal muito além do que seria o caso de outra forma. Embora há uma certa justiça em nivelar o campo para competição internacional, este é um assunto separado da mitigação de mudanças climáticas. Obviamente, a luta diplomática entre a Europa e a América do Norte não está baseada nos interesses nacionais dos países detentores de florestas tropicais, como o Brasil, e esses países seriam sábios em pensar cuidadosamente sobre onde ficam os seus próprios interesses.

Tabela 1 - Blocos de países.

	Plantações	Agro- florestas	Desmatamento Evitado
Brasil	+	+	-
EUA, Canadá, Japão	+	+	+
União Europeia	-	-	-
Pequenas Ilhas	-	-	-
G-77 + China	?	?	?

A hipocrisia dos países europeus em alegar que sua oposição contra a inclusão do desmatamento evitado no MDL se origina de preocupações sobre a permanência (o tempo que o carbono fica fora da atmosfera) e a certeza, ao invés de originar de considerações geopolíticas, é mostrada pelas prioridades dos mesmos países expressadas fora do contexto do Protocolo de Kyoto. Em 1991, antes da Convenção do Clima de junho de 1992 e do Protocolo de Kyoto de dezembro de 1997, Alemanha, França e o Reino Unido eram os principais atores traçando os objetivos do PP-G7, ou o Programa Piloto (do G-7) para Conservação das Florestas Tropicais do Brasil. Interesse em reduzir a taxa de desmatamento amazônico como meio de diminuir as emissões de gases de estufa é declarado explicitamente como uma motivação primária do Programa, formalmente declarado pela Resolução do Banco Mundial sobre o Fundo Fiduciário de Floresta Tropical, de janeiro de 1992: “O objetivo global do programa piloto é reduzir a contribuição das florestas tropicais brasileiras para emissões globais de carbono...” (Banco Mundial, 1992). Estes países investiram até agora mais de US\$250 milhões no PP-G7. Nas negociações que se seguem de Kyoto, estes países europeus se opõem a atribuir qualquer valor ao desmatamento evitado, baseado na noção de que somente a composição da atmosfera a muito longo prazo (*i.e.*, quando chegar em equilíbrio) importa e que combater o desmatamento tropical é, portanto, sem nenhuma importância climática porque as árvores provavelmente seriam cortadas e/ou queimadas de qualquer maneira por uma razão ou outra ao longo do curso de alguns séculos. Obviamente, no contexto do PP-G7 os países europeus pensam que evitar o desmatamento tem um real valor para o clima, embora a impossibilidade de controlar a história ao longo de uma escala de tempo de séculos significa que o carbono nas florestas poderia ser emitido um dia à atmosfera. Os países europeus não estavam errados em 1991, nem nos anos ao longo dos quais eles apoiaram esse programa, ainda em andamento. Ao invés disso, eles agora estão sendo hipócritas quando alegam que evitar emissões só tem valor se for permanente e certo. Do ponto de vista da mudança de clima e seus impactos, no entanto,

manter carbono em florestas tem valor até mesmo se for incerto e não permanente. Para cada tonelada de carbono, este valor não é 100% do valor de uma tonelada de carbono de combustível fóssil, mas nem tampouco é zero. A pergunta pertinente é como quantificar a conversão e fazer os ajustes apropriados no crédito (Fearnside, 2000b; Fearnside *et al.*, 2000).

Muito da oposição ao desmatamento evitado como uma suposta “brecha” segue da convicção de que é uma “distração perigosa” porque “do modo que o Protocolo foi escrito, cada tonelada de carbono absorvida por um sumidouro permite que seja emitida uma tonelada de carbono da queima de combustíveis fósseis” (WWF Climate Action Campaign, 2000). Felizmente, esta interpretação está enganada porque não é necessário fazer a presunção de uma razão nas proporções de “um para um” entre o carbono seqüestrado e o crédito concedido que permite a emissão de carbono fóssil. Pode muito bem ter mais carbono estocado nas florestas do que o crédito concedido. Assim, mesmo que o carbono nas florestas seja temporário, em algum ponto existe um benefício *líquido* para o clima em ter o projeto florestal no lugar de uma redução menor na emissão de combustível fóssil. Se a negociação for bem conduzida, a inclusão das florestas pode resultar em vantagens concretas para o clima global, além das suas grandes vantagens em outras esferas. Esta mesma lógica com relação à permanência também se aplica a outros aspectos de projetos florestais, tais como incerteza e vazamentos ou fugas (“leakage”).

2. Brasil

A oposição do Ministério das Relações Exteriores (Itamaraty) do Brasil à inclusão de florestas no MDL aturde muitas pessoas por causa dos benefícios potenciais muito grandes para o País oriundos da renda do carbono e da ajuda a alcançar objetivos nacionais, tais como controlar o desmatamento. O desmatamento na Amazônia brasileira produz pouco benefício econômico porque a maioria da área desmatada se torna pastagem com baixa produtividade e tende a degradar para floresta secundária (Fearnside, 1996). Reduzir o desmatamento no Brasil representa uma grande oportunidade para evitar emissões de carbono por três razões: 1) porque existem grandes áreas de floresta remanescentes no país e as taxas de desmatamento são altas, 2) porque o desmatamento poderia ser significativamente reduzido em grandes fazendas com pouca perda econômica ou sofrimento social e 3) porque o Brasil pôde aceitar um arranjo, com lucro, que concede uma fração menor do “real” benefício em condições de crédito, garantindo uma vantagem assim para a atmosfera (Fearnside, 2000a,d).

As justificativas oficiais da posição brasileira quanto às negociações estão bastante confusas, já que o Brasil se opõe à inclusão de desmatamento evitado mas, ao mesmo tempo, quer incluir as plantações silviculturais. Apelar ao argumento da União Européia relativo à permanência é, portanto, contraditório, já que o armazenamento do carbono em plantações silviculturais e em produtos de madeira é inevitavelmente temporário (com a exceção de plantações produzindo carvão vegetal ou outro substituto de combustível fóssil). A posição do Itamaraty contra a inclusão do desmatamento evitado é mais bem explicada pela convicção de que o resto do mundo é engajado em uma conspiração permanente para tirar a Amazônia do Brasil, e que o carbono poderia fornecer uma desculpa para fazer isto. Vale a pena notar que a oposição do Itamaraty à inclusão de florestas no MDL não é compartilhada pelos governadores dos estados amazônicos, nem pela maioria da comunidade científica brasileira. Também não é compartilhada pelo Ministro do Meio Ambiente que, em Cochabamba, Bolívia em junho de 1999, assinou uma declaração em conjunto com os ministros do meio ambiente dos países latinos americanos pedindo a inclusão das florestas naturais no MDL.

Uma suposta incapacidade institucional para diminuir o desmatamento é citada, às vezes, como razão para o Brasil não fazer projetos de desmatamento evitado, sendo que o País poderia ficar exposto a penalidades se fosse assumir compromissos para diminuir o

desmatamento que depois não seriam cumpridos. No entanto, o Brasil não é incapaz de controlar o desmatamento. Um forte indício foi dado com a queda dramática do número de queimadas em 01 de julho de 2000, quando entrou em vigor uma proibição. A queda foi de mais de 80% em Mato Grosso, que é um dos estados que tradicionalmente tem maiores problemas com relação a queimadas. De certa forma, a autoconfiança de que o País pode realizar as mudanças que decidir fazer é o fator crítico, e acredito que não falta patriotismo no Brasil para tanto.

O Brasil atualmente representa o G-77+China (o “Grupo de 77 mais a China”, um bloco de negociação que agora soma 131 países). Assim, além de ser o país de floresta tropical mais importante por causa de suas emissões de desmatamento atuais e potenciais, o Brasil tem tremenda influência nas negociações de clima internacionais. Os membros do G-77+China têm visões diversas, variando desde países produtores de petróleo no Oriente Médio que opõem muito do conteúdo do Protocolo a países em ambos os lados do assunto de evitar-desmatamento que está fortemente preocupado sobre mudança de clima. O Brasil desempenha um papel chave nas discussões dentro do grupo, e as suas visões contam pesadamente em decisões de grupo.

3. Outros países

A maioria dos demais países com florestas tropicais na América Latina são favoráveis à inclusão do desmatamento evitado no MDL. A Bolívia e a Costa Rica tem sido particularmente vocais; a Colômbia e o México também foram influentes. Porém, o Peru se opôs à inclusão de florestas. A Associação de Estados de Pequenas Ilhas (AOSIS), representada pelas Ilhas Tuvalu (as antigas Ilhas Ellice), se opôs à inclusão de florestas.

O “Grupo de Guarda-chuva” dos Estados Unidos, Canadá, Japão, Austrália e Nova Zelândia apoiaram a inclusão das florestas. Particularmente no caso de Estados Unidos, Canadá e Japão, estes países tem a ganhar financeiramente comprando crédito para satisfazer seus compromissos assumidos em Kyoto. Estes países têm um interesse em negociar um sistema no qual as atividades de mitigação de carbono sob o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo seriam acompanhadas por poucas ou nenhuma exigência para promover o desenvolvimento sustentável, inclusive proteções contra impactos ambientais e sociais. Fortes proteções são necessárias (Fearnside, 1999, 2000c). Em Haia, os Estados Unidos fizeram um jogo diplomático visando obter um enorme crédito para supostas atividades domésticas de floresta e uso da terra que parecem ser essencialmente “negócios de sempre”. Em agosto de 2000 os EUA entregaram um relatório à Convenção de Clima alegando que teve 148×10^6 ha de floresta no país sob manejo, e que, como resultado deste manejo, 300×10^6 t C estavam sendo absorvidas anualmente (veja Smaglik, 2000). Uma grande parte disto representa carbono do solo devido à mudança contínua da agricultura dos EUA para métodos de plantio direto (Kaiser, 2000). O total é a metade do “gap” de 600×10^6 t C/ano que os EUA calculam que vão precisar reduzir suas emissões durante o Primeiro Período de Compromisso (2008-2012) para satisfazer os seus compromissos no Protocolo de Kyoto. Na COP-6 em Haia em novembro de 2000, os EUA inicialmente tentaram obter crédito para todos os 300×10^6 t C sob Artigo 3.3 do Protocolo (para atividades domésticas de florestamento, reflorestamento e desmatamento) e sob o Artigo 3.4 (para “outras” atividades que ainda são indefinidas, mas que podem incluir manejo de florestas nativas e plantio direto para aumentar os estoques de carbono nos solos agrícolas). Durante a reunião em Haia, esta proposta foi reduzida para uma reivindicação de aproximadamente 70×10^6 t C, que ainda representaria um subterfúgio tremendo do espírito do Protocolo de Kyoto. Os EUA foram considerados o vilão principal do evento (com razão), culminando com o chefe da delegação americana recebendo uma torta no rosto (Dickson, 2000). A veemência das outras partes da Convenção e das ONGs de todos os

tipos na rejeição da manobra que os EUA tentaram basear na interpretação dos Artigos 3.3 e 3.4 tende a ofuscar as discussões sobre as quantidades mais modestas de carbono envolvidas no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, do Artigo 12. É importante que os debates sobre estes diferentes artigos do Protocolo não sejam confundidos e juntados indiscriminadamente em categorias tais como “sumidouros” ou “brechas”. Com proteções adequadas, o desmatamento evitado sob o MDL não precisa ser uma “brecha” (“Scientists' Call for Action...”, 2000).). O fato que os EUA ganharam uma reputação como o vilão principal nas negociações de mudança de clima e que os EUA também apóiam crédito para desmatamento evitado não significa que o desmatamento evitado é necessariamente manchado ou suspeito como um esforço legítimo para combater a mudança climática.

b. Posições das ONGs

O fato que os setores de clima das matrizes europeias de quatro grandes ONGs ambientalistas (Greenpeace-International, WWF-International, Birdlife International e FOE [Amigos da Terra]-International) se oponham à inclusão de desmatamento evitado no MDL (Tabela 2) não é facilmente entendido, pelo menos em termos dos argumentos apresentados. Filiais e afiliados destas ONGs nos EUA seguem as posições das matrizes europeias, mas a posição oposta é tomada pelas principais ONGs ambientais sediadas nos EUA, tais como Conservation International (CI), Environmental Defense (EDF), Natural Resources Defense Council (NRDC) e The Nature Conservancy (TNC) (Tabela 3). O Indigenous Peoples' Forum on Climate Change, uma associação mundial de grupos indígenas que é liderado por grupos do Sudeste da Ásia, se opõe à inclusão de qualquer floresta no MDL. É significativo que não houve um único representante dos povos indígenas do Brasil nas reuniões que aprovaram esta posição em setembro e novembro de 2000 (Indigenous Peoples' Forum on Climate Change, 2000a,b).

Grupos ambientalistas na América Latina têm posições variadas. A Aliança Regional

Tabela 2 - ONGs internacionais.

	Plantações	Agro- florestas	Desmatamento Evitado
Greenpeace-International	-	-	-
WWF-International	-	-	-
FOE-International	-	-	-
Birdlife International	-	-	-
Climate Action Network	-	-	-
Indigenous People's Forum on Climate Change	-	-	-

Tabela 3 - ONGs nacionais.

	Plantações	Agro- florestas	Desmatamento Evitado
EDF		+	+
CI		+	+
TNC		+	+
NRDC		+	+
UCS		+	+

para Política de Conservação na América Latina e o Caribe (ARCA) emitiu uma declaração em novembro 2000 apoiando a inclusão de desmatamento evitado no MDL, assinada por grupos em 11 países (ARCA, 2000). No entanto, vários outros grupos têm a posição oposta, o mais barulhento sendo a filial de Amigos da Terra no Paraguai.

Grupos ambientalistas no Brasil são virtualmente todos a favor de incluir florestas, inclusive o afiliado da Amazônia brasileira do Amigos da Terra (Monzoni *et al.*, 2000). Talvez a situação esteja resumida melhor em uma entrevista da imprensa por Mario Monzoni, coordenador de clima de Amigos da Terra-Amazônia brasileira: “é muito fácil estar em Washington ou Amsterdã dizendo que as organizações não governamentais no sul (mundo em desenvolvimento) deveriam fazer. Nós vivemos aqui, este problema está aqui” (Bugge, 2000).

Uma reação às controvérsias sobre florestas no MDL freqüentemente comentada ao redor do mundo é que “estou tão confuso, vou para cama pensando uma coisa e me levanto pensando outra”. Porém, ninguém está confuso que é mais perto às queimadas na Amazônia, como evidenciado pelas posições da maioria das ONGs brasileiras apoiando a inclusão de florestas (“Manifestação...”, 2000; veja Tabela 4), embora algumas adotaram a posição contrária (“A Brazilian NGO Declaration...”, 2000; veja Tabela 4). As organizações que apóiam a inclusão do desmatamento evitado incluem grupos de base tais como o Conselho Nacional dos Seringueiros (CNS) que é composto de pessoas que tanto antes como depois do Chico Mendes têm vivido nas linhas de frente de uma batalha ambiental que lhes dá credenciais ambientalistas muito melhores que qualquer ONG européia, o Grupo de Trabalho Amazônico (GTA) que representa mais de 390 organizações de base na Amazônia brasileira, a Comissão Pastoral da Terra (CPT) que representa muitos grupos de pequenos agricultores ligados à Igreja Católica, a Federação dos Trabalhadores Agrícolas do Estado do Pará (FETAGRI) que representa um grande número de grupos de pequenos agricultores, e a Coordenação dos Povos Indígenas da Amazônia Brasileira (COIAB), o maior grupo representando povos indígenas na região. O apoio dessas organizações para a inclusão de florestas no MDL não é resultado apenas das decisões de alguns líderes, mas de decisões tomadas através de reuniões estendidas com as suas bases. A diferença fundamental entre o pensamento da maioria das ONGs brasileiras, especialmente as de grupos de base, e os etéreos argumentos intelectuais relativo à permanência e a incerteza, é que nos grupos de base as pessoas conhecem a aparência, o cheiro e o calor das chamas na fronteira onde a floresta está sendo cortada com motosserra e queimada.

Tabela 4 - Filiais e afiliados de ONGs internacionais.

	Plantações	Agro- florestas	Desmatamento Evitado
WWF-US	-	-	-
FOE-US	-	-	-
Greenpeace-US	-	-	-

É difícil entender como qualquer organização ambiental poderia tomar uma posição que implica em jogar fora uma das mais importantes oportunidades para manter florestas tropicais. Isto é particularmente estranho no caso de organizações como WWF e Birdlife International, que tem a proteção da biodiversidade como o seu propósito primário, já que sem florestas tropicais, muito da biodiversidade do Mundo estará perdida. O ganho em tentar forçar os EUA a cumprir a sua cota de emissão de Kyoto quase exclusivamente através da redução do consumo de combustível fóssil (um desfecho altamente incerto, dado que o Senado dos EUA ainda não ratificou o Protocolo) seria muito modesto mesmo se alcançado. Esta oportunidade é o resultado da circunstância incomum dos EUA estarem em uma situação apertada nas negociações atuais porque assinaram o Protocolo de Kyoto, aceitando uma quantidade

atribuída em 7% abaixo do seu nível de emissão em 1990, antes de terem sido tomadas as decisões sobre as regras do jogo, como seriam incluídas as florestas no MDL. Esta situação é muito temporária. Qualquer ganho seria de uma vez só, porque a “quantidade atribuída” (a quantia que cada país do Anexo I é permitido emitir sem penalidade) será renegociada para cada período de compromisso depois do primeiro período. Assim sem as florestas, países como os Estados Unidos simplesmente não concordaram em fazer reduções de emissões tão grandes quanto eles teriam feito se medidas de mitigação de floresta fossem incluídas. Embora a exclusão de florestas seria uma perda muito importante para a biodiversidade, isto seria em troca de um ganho bastante modesto (ou até inexistente) para o clima.

A contra-proposta freqüentemente mencionada por governos e por ONGs eurodominadas opostas à inclusão de florestas é que a proteção das florestas é uma preocupação com a biodiversidade e, portanto deveria ser feita pela Convenção da Biodiversidade. Dizer que deveriam ser protegidas as florestas tropicais com dinheiro de outras fontes, tais como a Convenção de Biodiversidade, é apenas uma diversão, já que quantias significantes de dinheiro simplesmente não existem nestas “outras” fontes. Nenhum dos países que sugerem que estas fontes sejam usadas está oferecendo bilhões de dólares.

O mesmo se aplica a sugestões de que a proteção de florestas deveria ser feita com fundos do Artigo 4.8 da UN-FCCC e 12.8 do Protocolo (o “fundo de adaptação”). Criar reservas florestais no Brasil tomando dinheiro de Bangladesh e de outros países que precisarão desesperadamente de fundos para medidas de adaptação não seria uma solução justa.

É provável que seja adotado um teto sobre o uso de projetos no setor florestal. É importante entender que isto representa um reflexo da realidade diplomática, ao invés de ser o resultado de um argumento científico. Se os benefícios do carbono do setor florestal são reais, o que se poderia presumir, é que o valor do crédito seria ajustado para dar um maior benefício ao clima para cada unidade de redução de emissões certificada (CER) se derivado da floresta em comparação com o que seria dado no caso de carbono oriundo de combustível fóssil. Logo seria lógico o uso de tanta mitigação no setor florestal quanto possível, ao invés de restringi-la. Uma proporcionalidade com as emissões de mudança do uso da terra (seja com referência a qualquer país do Anexo I ou ao total global) não têm nenhum embasamento lógico, a menos que os CERs [Obs.: diferente das toneladas físicas de carbono] são menos benéfico ao clima se derivados de floresta ao invés de combustíveis fósseis.

O Greenpeace e outros grupos adversários à inclusão de florestas no MDL fundamentam seu argumento no Artigo 2 da UN-FCCC, que especifica o objetivo como “estabilização de concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera a um nível que previne interferência antropogênica perigosa no sistema climático”, e Artigo 12, Parágrafo 5(c) do Protocolo, que exige “benefícios em longo prazo”. As palavras “estabilização” e “longo prazo” são interpretadas como um significado de que nós deveríamos estar interessados apenas no estado da atmosfera quando é alcançado o estado de equilíbrio séculos no futuro, e o que acontece entre hoje e aquela data futura não tem nenhuma importância para a humanidade. Teoricamente, poderia explicar a diferença entre as posições na Europa e no Brasil se as pessoas no Brasil estivessem interessadas nos seus filhos e netos e os europeus apenas em gerações daqui a 200 anos, mas a probabilidade de uma diferença deste tipo nas prioridades para as gerações futuras em diferentes partes do mundo é basicamente nula: as pessoas no mundo inteiro parecem ser basicamente iguais nas suas prioridades para o futuro. Já que qualquer explicação da motivação dos diferentes grupos precisa explicar a peculiar distribuição geográfica das opiniões, as declarações públicas e publicações dos grupos são de pouca utilidade. Outras motivações, mesmo inconscientes, são mais prováveis.

A oposição das ONGs européias pode ser mais bem entendida em termos de uma lógica que é paralela às motivações dos governos europeus que querem melhorar a competitividade industrial européia relativa aos EUA. Embora as ONGs não estejam fazendo a

vontade dos governos da União Européia, o desejo de usar o Protocolo de Kyoto como uma oportunidade para forçar os EUA a reduzir o seu consumo drasticamente é compartilhado. Na Europa, a cultura Americana de consumo, e a dominação cultural associada a esta, é geralmente ressentida, e símbolos tais como McDonalds, Coca Cola e Walmart são amplamente rejeitados. Uma oportunidade para deflagrar um golpe contra este conjunto de alvos (vagamente definidos) logo encontra partidários entre grupos ambientalistas por razões que não têm nada que ver com a mudança do clima. Embora a redução do consumo dos EUA teria benefícios climáticos, a queda no consumo deve ser vista como um meio ou até um fim ao invés de ser um fim em si mesmo. Visto assim, não deveria ser permitido subverter os esforços de mitigação do efeito estufa em outras esferas, tais como a conservação das florestas tropicais.

É muito importante distinguir entre desmatamento evitado e plantações silviculturais, apesar dos dois serem virtualmente sempre amalgamados como “sumidouros” no discurso de ONGs européias (eg., Greenpeace International, 2000b; Hare & Meinshausen, 2000). Eles são muito diferentes, em termos de benefícios de carbono e em termos dos impactos e benefícios para a biodiversidade e para os fatores sociais. Desmatamento evitado quase sempre é mais benéfico que plantações de árvores.

As ONGs internacionais deveriam repensar o que elas estão tentando realizar. Organizações como o WWF representam os seus membros, que são pessoas que estão principalmente preocupadas com a biodiversidade. No Século 21 a maior ameaça para a biodiversidade será provavelmente a perda de habitat, especialmente pelo desmatamento tropical. Somente em escalas de tempo mais longas seria provável que a mudança de clima chegasse a este nível de importância e, neste caso agiria principalmente na eliminação de espécies que tenham sobrevivido um século de destruição direta de habitat. No caso do WWF, a organização funciona como uma “rede”, com as principais decisões sendo tomadas em reuniões de representantes dos diferentes países. Depois que uma decisão em grupo é tomada, todas as filiais nacionais são obrigadas a cumprir isto. Isto pode ir contra as percepções que as pessoas em países como o Brasil tenham sobre o que é melhor para o ambiente nos seus países. Por exemplo, na reunião em outubro de 2000 em Belém que produziu o “manifesto de Belém” apoiando inclusão do desmatamento evitado no MDL, o representante do WWF-Brasil (Manuel Cesário) apresentou a posição do WWF-International contra a inclusão de florestas, mas assinou o manifesto como indivíduo (“Manifestação...”, 2000). Vale a pena notar que, nos níveis mais altos do WWF-International, o discurso antifloresta do setor de clima é menos evidente: em outubro de 2000 o WWF-International assinou uma declaração no congresso internacional da IUCN em Amã, Jordânia, que deixa a porta aberta à inclusão de florestas no MDL (IUCN, 2000).

IV. ESCOLHAS DE POLÍTICA NA MITIGAÇÃO DO EFEITO ESTUFA

a. Considerações do carbono

1. Tempo e permanência

Permanência e outros assuntos temporais representam uma área de resistência contra a inclusão de florestas, já que é sempre possível que florestas futuramente estejam derrubadas, degradadas ou incendiadas por alguma razão, assim liberando o carbono para a atmosfera. A própria mudança climática se tornou uma arma usada para atacar a conservação de florestas como opção de mitigação do efeito estufa, alegando que muitas florestas na Amazônia e em outros locais tropicais estão de qualquer maneira condenadas devido a perdas previstas na pluviosidade (por exemplo, Greenpeace International, 2000a; ver refutação por Niles, 2000). Devido ao fato que uma quantidade de carbono foi emitida à atmosfera com a queima de

combustíveis nos países do Anexo I devido aos créditos do projeto de MDL, na hora de terminar o sequestro temporário do carbono logo, existiria mais carbono na atmosfera do que seria o caso sem projeto algum (Meinshausen & Hare, 2000).

Felizmente, há vários fatores que se contrapõem a este efeito. Mais importante é a implicação desse argumento de que deve haver um peso igual para eventos no presente e em tempos muito distantes no futuro. Tal presunção é completamente inconsistente com a maneira com que as decisões sociais são tomadas em geral. No caso do efeito estufa, existem argumentos consistentes para dar um valor à estocagem temporária de carbono, embora seja claro que esse valor não precisa ser o valor total que representaria uma estocagem permanente do carbono. O aquecimento global altera as probabilidades de acontecerem secas, inundações e outros desastres, que após o aumento de temperatura podem ser presumidos a ficar mais altos para sempre. Portanto, qualquer adiamento do aquecimento global representa um ganho permanente de todos os danos que teriam acontecido durante o intervalo 'temporário' que o aquecimento foi postergado. Em outras palavras, o tempo tem valor (Fearnside *et al.*, 2000).

Esse valor pode ser incorporado na contabilidade de carbono de várias maneiras, além do mecanismo tradicional em economia de aplicação de uma taxa de desconto. A fixação de um horizonte de tempo tem este efeito, por exemplo, o horizonte de 100 anos já adotado pelo Protocolo de Kyoto para os potenciais de aquecimento global (GWPs) usados para traduzir os impactos dos vários gases em equivalentes de CO₂. No relatório especial sobre uso da terra, mudanças do uso da terra e florestas (SR-LULUCF), do Painel Intergovernamental sobre Mudanças do Clima (IPCC), diferentes propostas são revisadas para contabilidade em termos de “toneladas-ano” que permitiria estabelecer equivalências entre estocagem permanente e temporária de carbono (Noble *et al.*, 2000).

É importante entender que somente se consegue crédito para carbono efetivamente estocado, não para promessas. Enquanto os críticos vêem assuntos de responsabilidade sob o MDL como sendo “essencialmente não solucionáveis” (Lanchbery, 2000), a contabilidade de toneladas-ano oferece um mecanismo para recompensar os benefícios de carbono na medida em que são alcançados, assim obviando a necessidade por arranjos de responsabilidade (Fearnside *et al.*, 2000). No entanto, para poder conceder crédito logo no início, até certo ponto de forma comparável com o caso dos projetos no setor energético, a responsabilidade poderia ser assumida. Reduções Certificadas de Emissões (CERs) com prazos finitos de validade foram sugeridas sob o que é conhecido como a “Proposta Colombiana” (Blanco & Forner, 2000). Sob esta proposta, as CERs perderiam a validade quando o carbono fosse emitido à atmosfera por qualquer razão, e o país detentor da CER teria que reduzir as suas emissões nacionais por aquela quantia ou comprar o mesmo número de CERs de outro projeto florestal. Duas pequenas modificações na Proposta Colombiana foram sugeridas por Kerr e Leining (2000), com as quais esta proposta pudesse efetivamente resolver o assunto de permanência caso fossem adotadas: provisão para verificação pelo menos uma vez em cada período de compromisso com pagamento imediato de CERs se o carbono estivesse perdido, e responsabilidade em pagar seria carregada com a propriedade de CERs específicas.

O tratamento da não permanência de carbono em florestas depende da maneira adotada para pagamento dos benefícios climáticos dos projetos. O pagamento poderia ser feito apenas após os benefícios atmosféricos serem efetuados, fazendo assim com que não seja necessário um sistema de compromissos financeiros para cobrir o caso de não cumprimento dos benefícios previstos. Embora isto tenha as vantagens da simplicidade e da minimização de riscos, implica também na perda de uma parte do valor financeiro dos projetos quando comparados a projetos no setor energético, que receberiam pagamento antecipado devido à presumida certeza da permanência do carbono substituído. A “Proposta Colombiana”, mencionada anteriormente, criaria créditos temporários por esses projetos de floresta, com necessidade de serem substituídos pelo comprador no final do período, ou com um crédito

permanente (por exemplo, de combustível fóssil), ou com outro crédito temporário.

2. Linhas de base

Uma das críticas freqüentemente levantadas contra a inclusão do desmatamento evitado no MDL é que seria impossível fazer linhas de base confiáveis. A “linha de base” (baseline) é o cenário sem o projeto de mitigação, que é comparado com os estoques observados de carbono após o projeto para calcular o ganho de carbono. Embora construir linhas de base para desmatamento evitado não seja fácil, é importante entender que também não é impossível nem inerentemente diferente dos problemas com linhas de base para o setor energético. Em todos os casos envolve um cenário 'testemunho' do futuro sem o projeto, cenário esse que necessariamente é contra-factual. Existem dificuldades em modelar o desmatamento futuro (Carvalho *et al.*, 2001; Laurance *et al.*, 2001; Nepstad *et al.*, 2000), mas o Brasil dispõe de uma grande vantagem nessa área comparado com outros países tropicais devido à seqüência de levantamentos de desmatamento que o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) vem realizando (Brasil, INPE, 2000).

Uma objeção às vezes levantada contra a inclusão de desmatamento evitado no MDL é que uma boa parte do desmatamento que acontece é ilegal, e, portanto qualquer pagamento para cumprir a lei implica na premiação de uma situação ilegal sendo que o valor é derivado da linha de base (que representa uma ilegalidade). No entanto, não há nada no Protocolo que exija que a linha de base seja feita em função da legalidade, ao contrário de usar a realidade, independente da situação legal. O uso da situação real é consistente com o princípio de basear os cálculos apenas em coisas que possam ser vistas de satélites, assim minimizando as chances de situações onde o crédito de carbono acaba sendo concedido para projetos que não produzem benefícios reais para o clima.

3. Vazamentos

Vazamentos ou fugas são as perdas de carbono que o projeto provoca indiretamente, fora das fronteiras físicas do projeto ou fora das fronteiras conceituais do assunto em estudo. Por exemplo, se uma reserva florestal é criada e as pessoas que de outra forma estariam desmatando naquele local simplesmente se deslocam para outro local dentro da floresta para desmatar, as emissões liberadas representariam um “vazamento” ou “fuga”. Em algumas situações este tipo de problema pode ser contornado através de “contratos de vazamento”, como foi feito no caso do Projeto Noel Kempff Mercado, na Bolívia, onde empresas madeireiras se comprometeram legalmente, com provisões para fiscalização, a não investir verbas recebidas em exploração madeireira em outros locais (Brown *et al.*, 2000a,b). Uma maneira genérica de minimizar o problema de vazamentos é a de apoiar projetos na área de desmatamento evitado na forma de programas de abrangência ampla, ao contrário de projetos localizados (Fearnside, 1995).

4. Verificação

Um problema inerente a projetos de manutenção de floresta para mitigação do efeito estufa é que virtualmente todas as partes possuem conflitos de interesse que conduzem em viés na mesma direção: exagero dos benefícios. Por exemplo, imagine uma proposta hipotética para preservar uma área de floresta em um país tropical. O governo do país tropical teria um interesse em exagerar os benefícios de carbono do projeto, porque mais crédito seria ganho. Um país industrializado que financia o projeto ia querer os benefícios exagerados igualmente, já que o seu investimento no projeto renderia mais crédito para satisfazer os compromissos

assumidos pelo país sob o Protocolo de Kyoto. ONGs ambientalistas com planos para usar projetos de carbono como meio para manter florestas tropicais para a sua biodiversidade também vão querer que a contabilidade de carbono indique o maior benefício climático possível. Comunidades locais vão querer que o benefício do carbono seja grande, já que a quantia de dinheiro representada pela fatia deles corresponderia a maiores fluxos financeiros. As empresas “independentes” que avaliam e monitoram o projeto também irão querer que o benefício do carbono seja o máximo possível, já que isto agradaria os governos que os contratam e aumentaria a probabilidade de contratos futuros, resultando em viés embutido da mesma maneira que empresas consultoras que preparam avaliações de impacto ambiental em muitos países, visto que estas tendem a produzir relatórios favoráveis (ver, Fearnside & Barbosa, 1996). Em outras palavras, uma proposta que exagera muito os benefícios de carbono reivindicados poderia atravessar o sistema facilmente se não são incluídas providências estritas para contrabalançar estas tendências embutidas. Isto não é um problema específico ao setor florestal, já que projetos energéticos sofrem da mesma tentação. Este seria contraposto por um sistema de certificação e verificação independente (Fearnside, 1997b).

5. Incerteza

Providências para restringir o grau de incerteza nos cálculos de mitigação de carbono implicam em perdas potenciais significativas para o clima e para outros interesses, porque tais providências ameaçam remover o crédito para projetos de desmatamento evitado com potencial para tirar a sorte grande de ganho de carbono caso que medidas para controlar o desmatamento sejam eficazes. O Canadá (1998) propôs a exigência de 95% de certeza em todos os cálculos de carbono. Isto apresenta um problema análogo ao de “erro tipo II” na estatística, onde o desejo por um risco minúsculo de aceitar uma conclusão errônea freqüentemente pode conduzir ao resultado mais prejudicial de considerar uma relação inexistente quando ela realmente existe. Neste caso, o desejo compreensível de países como os da Associação dos Estados de Pequenas Ilhas (AOSIS) de ter certeza que cada tonelada de crédito de carbono contada contra as “quantidades atribuídas” (cotas nacionais) sob o Protocolo é real pode levar a desperdiçar a oportunidade para adquirir ganhos esperados para o clima muito maiores em troca de uma quantia relativamente modesta de crédito (Fearnside, 2000b). Isto é porque o crédito concedido pode ser menor que o valor de carbono esperado de projetos de desmatamento evitado.

b. Considerações que não sejam do carbono

1. Biodiversidade

A manutenção da biodiversidade é um benefício importante do desmatamento evitado que não é atingido através de outras medidas de mitigação, tais como promover eficiência energética, plantar eucalipto ou promover agricultura de plantio direto. Uma urgência considerável é apropriada para ações voltadas a parar a perda de biodiversidade. Tem-se que esperar até depois do final do Primeiro Período de Compromisso do Protocolo de Kyoto, em dezembro de 2012, quando não haverá muita floresta tropical remanescente para salvar. Os esforços de oponentes de incluir florestas no MDL, focalizando a discussão exclusivamente sobre carbono e clima, fazem um desserviço aos objetivos mais amplos da UN-FCCC e dos governos e ONGs envolvidos no debate. Particularmente para o MDL, o “desenvolvimento sustentável” é especificado explicitamente no Artigo 12 do Protocolo como a meta primária dos projetos.

A estratégia que está sendo promovida no debate sobre o efeito estufa é essencialmente a usada pela extrema direita nos EUA de “política de assunto único”, neste caso

insistindo que as decisões que determinarão quais medidas de mitigação são levadas à frente sejam fundadas somente em benefícios de carbono, independente dos impactos ou benefícios sociais e ambientais que estas escolhas possam ter. Ao meu ver, deveriam ser apoiadas decisões nas quais as medidas de mitigação do efeito estufa envolvam uma combinação de considerações que incluem objetivos não relacionados ao efeito estufa. Além do “pautas escondidas” da União Européia e do Ministério das Relações Exteriores do Brasil, preocupações ambientais mais apropriadas incluem o valor da biodiversidade protegida através da manutenção de florestas tropicais, em comparação com outras opções de mitigação, tais como plantar eucalipto ou promover agricultura de plantio direto. Os impactos ambientais e sociais de opções de mitigação, tais como projetos de grandes hidrelétricas, mega-plantações ou energia nuclear contrastam com os benefícios “colaterais” da manutenção de floresta.

2. Desenvolvimento sustentável

Um aspecto importante do MDL é que o Artigo 12 do Protocolo de Kyoto, quando define o MDL, deixa explícito que o objetivo primário dos projetos é de alcançar o desenvolvimento sustentável. Portanto, é essencial esclarecer quem define o que é “desenvolvimento sustentável”, e quais os critérios que caracterizam um projeto neste sentido. Existe uma corrente de pensamento diplomático de que o desenvolvimento sustentável seria definido dentro de cada país individualmente. Já que todas as propostas para projetos são enviadas para o Conselho Executivo do MDL pelo escritório do MDL do governo do país onde o projeto proposto estaria localizado, por implicação, qualquer projeto assim enviado já teria a aprovação do país em termos de desenvolvimento sustentável, e a cláusula do Artigo 12 a respeito seria completamente inócua. Muito embora atraente por evitar qualquer possibilidade de influência indesejada sobre os rumos de desenvolvimento no país, esta linha de pensamento implica também em desvantagens em casos como o do Brasil. O Brasil dispõe de um sistema de avaliação de impactos ambientais (EIA/RIMA) e um sistema de leis trabalhistas, enquanto existem outros países sem nada disso. Se cada país define por si, sem nenhum conjunto de critérios mínimos padronizados, os países como o Brasil com exigências ambientais e trabalhistas não vão poder vender o carbono tão barato como os países sem nenhuma restrição deste tipo, assim criando uma concorrência desleal.

O conceito de desenvolvimento sustentável implica em deixar as gerações futuras em condições de satisfazer as suas necessidades (Brundtland Commission, 1987), o que exige tanto desqualificar projetos com impactos ambientais e sociais graves e oferecer a possibilidade de proporcionar algum tipo de bônus adicional para projetos que fazem contribuições positivas neste sentido, por exemplo, aliviando desigualdades sociais e mantendo a biodiversidade. Portanto, existem dois mecanismos complementares possíveis, um para fornecer um crivo contra projetos danosos, e outro para premiar projetos com contribuições positivas. Estas possibilidades são discutidas no SR-LULUCF, do IPCC (Noble *et al.*, 2000).

V. CONCLUSÕES

O assunto de salvar florestas tropicais como uma medida de mitigação do efeito estufa tem provocado tremenda controvérsia e divisão entre e dentro de ONGs e governos. As divisões são tão grandes quanto as diferenças mais conhecidas entre as posições dos governos dos diferentes países. Enquanto o debate é frequentemente colocado em termos científicos e com apelos para altos princípios universais, as posições dos diferentes partidários são mais bem compreendidas em termos de motivos não declarados, concientes ou não. No caso de governos europeus que se opõem à inclusão de florestas no Mecanismo de Desenvolvimento

Limpo, do Protocolo de Kyoto, as posições nacionais conduziram a melhoria de competitividade industrial com os Estados Unidos. No caso do Brasil, oposição contra a inclusão de desmatamento evitado se encaixa com teorias de conspiração relativo à internacionalização da Amazônia. Para ONGs européias e euro-dominadas a oposição contra florestas, é mais bem explicada como um golpe oportunístico contra a cultura de consumo dos EUA, que os seus integrantes não gostam por razões geralmente não ligados à mudança de clima. Do ponto de vista de ONGs brasileiras interessadas em manter a floresta amazônica, estas pautas alternativas são assuntos laterais que, mesmo podendo ter mérito, não merecem o desperdício de uma grande oportunidade de obter fluxos monetários para a manutenção de florestas. Os argumentos técnicos apresentados por críticos do desmatamento evitado contêm grandes distorções das conseqüências climáticas de projetos nesta área. Propostas existem para lidar efetivamente com assuntos como a permanência do carbono para tornar os benefícios climáticos de desmatamento evitado uma realidade, enquanto permitindo um ganho para o clima e para a manutenção da biodiversidade e outros valores, através das atividades de mitigação de carbono.

VI. AGRADECIMENTOS

Uma versão anterior deste trabalho foi apresentada no III Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, 21-25 de novembro de 2000, Manaus, Amazonas (Fearnside, 2001a). Algumas porções do texto foram adaptadas de Fearnside (2000d) e das contribuições escritas pelo autor à Reunião Técnica sobre florestas no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo, Secretaria da Amazônia Legal, Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 09 de outubro de 2000. Uma versão em inglês foi publicada na revista *Ecological Economics* (Fearnside, 2001b), e agradeço a Elsevier Science B.V. pela permissão de publicar esta tradução. INPA (PPI 1-3160) e CNPq (AI 350230/97-8; AI 465819/00-1; EU 470765/2001-1) forneceram apoio financeiro. Agradeço a M.S. Moura e R.B. Matos pela revisão do português e a R.I. Barbosa pelos comentários sobre o manuscrito. Todas as opiniões expressadas são do autor.

VII. LISTA DE SIGLAS

AOSIS Alliance of Small Island States (Aliança de Estados de Pequenas Ilhas)
CAN Climate Action Network (Rede de Ação de Clima)
CDM Clean Development Mechanism (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo)
CER Certified Emissions Reduction (Redução de Emissões Certificada)
CI Conservation International (Conservação Internacional)
COIAB Coordenação de Povos Indígenas da Amazônia Brasileira
COP Conference of the Parties (Conferência das Partes)
CNS Conselho Nacional dos Seringueiros
CPT Comissão Pastoral da Terra
EDF Environmental Defense (Defesa Ambiental)
EIA/RIMA Estudo de Impacto Ambiental/Relatório de Impactos sobre o Meio Ambiente
FETAGRI Federação dos Trabalhadores Agrícolas do Estado de Pará
FOE Friends of the Earth (Amigos da Terra)
G-7 Grupo dos sete: EUA, Reino Unido, Alemanha, França, Itália, Canadá e Japão.
G-77+China Grupo dos setenta e sete, mais a China.
GTA Grupo de Trabalho Amazônico
GWP Global Warming Potential (Potencial de Aquecimento Global)
IMAZON Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia
INPE Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais


IPAM Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia
IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (Painel Intergovernamental sobre Mudanças de Clima)
ISA Instituto Socioambiental
IUCN World Conservation Union (União Mundial de Conservação)
LULUCF Land Use, Land-Use Change and Forestry (Uso de Terra, Mudança de Uso da Terra e Florestas)
MDL Mecanismo de Desenvolvimento Limpo
NRDC Natural Resources Defense Council (Conselho de Defesa dos Recursos Naturais)
ONG Organização Não-Governamental
PP-G7 Programa Piloto para Conservação das Florestas Tropicais do Brasil
SR-LULUCF Relatório Especial sobre Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas
TNC The Nature Conservancy (A Conservância da Natureza)
UCS Union of Concerned Scientists (União de Cientistas Preocupados)
UN-FCCC United Nations Framework Convention on Climate Change (Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças de Clima)
Vitae Civilis Instituto para o Desenvolvimento Meio Ambiente e Paz
WWF Worldwide Fund for Nature (Fundo Mundial para a Natureza)

VIII. LITERATURA CITADA

- ARCA (Alianza Regional para Políticas de Conservación en América Latina y El Caribe). 2000. Forests and the Clean Development Mechanism. ARCA, San José, Costa Rica. 2 p. (disponível de: <http://www.cedarena.org>; <http://www.arca.org/>).
- Banco Mundial. 1992. Rain Forest Trust Fund Resolution, Background note, Part I, Introduction and Objectives. World Bank, Washington, DC, EUA (disponível em <http://www.worldbank.org>).
- Blanco, J.T. & C. Forner. 2000. Expiring CERs: A proposal to addressing the permanence issue for LUCF projects in the CDM. Unpublished manuscript, Economic and Financial Analysis Group, Ministry of the Environment, Bogotá, Colombia. 4 p. FCCC/SB/2000/MISC.4/Add.2/Rev.1, 14 September 2000. (disponível em: <http://www.unfccc.de>).
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais): 2000 'Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite: 1998-1999' (INPE: São José dos Campos, SP (disponível em: <http://www.inpe.br>).
- "A Brazilian NGO Declaration". 2000. A Brazilian NGO declaration on forests and climate change within the scope of the Clean Development Mechanism of the Kyoto Protocol, Vitae Civilis, São Lourenço da Serra, São Paulo. 1 p.
- Brown, S., M. Burnham, M. Delany, R. Vaca, M. Powell & A. Moreno. 2000b. Issues and challenges for forest-based carbon-offset projects: A case study of the Noel Kempf climate action project in Bolivia. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5: 99-121.
- Brown, S., O. Masera, J. Sathye, K. Andrasko, P. Brown, P. Frumhoff, R. Lasco, G. Leach, P. Moura-Costa, S. Mwakifwamba, G. Phillips, P. Read, P. Sudha, R. Tipper, A. Riedacker, M. Pinard, M. Stuart & C. Wilson. 2000a. Project-based activities. p. 283-338 in, R.T. Watson, I.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo & D.J. Dokken (eds.) *Land Use, Land-Use Change and Forestry: A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 377 p.
- Brundtland Commission. 1987. *Our Common Future: The UN World Commission on Environment and Development*. Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- Bugge, A. 2000. Brazil: Analysis Should polluters save the Amazon? Reuters English News Service, 10 de novembro de 2000. (disponível em: <http://www.reuters.com>).
- Canada. 1998. In: UN-FCCC, Subsidiary Body on Scientific and Technical Advice (SBSTA), Report FCCC/SBSTA/1998/Misc.6/ADD1, additional submissions by the Parties. UN-FCCC, Bonn, Germany. (disponível em: <http://www.unfccc.de>).
- Canziani, O.F., S. Díaz, E. Calvo, M. Campos, R. Carcavallo, C.C. Cerri, C. Gay-García, L.J. Mata, A. Saizar, P. Aceituno, R. Andressen, V. Barros, M. Cabido, H. Fuenzalida-Ponce, G. Funes, C. Galvão, A.R. Moreno, W.M. Vargas, E.F. Viglizzo & M. de Zuviria. 1998. Latin America. p. 187-230 In: R.T. Watson, M.C. Zinyowera & R.H. Moss (eds.) *The Regional Impacts of Climate Change: An Assessment of Vulnerability*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 517 p.
- Carvalho, G., A.C. Barros, P. Moutinho & D. Nepstad. 2001. Sensitive development could protect Amazonia instead of destroying it. *Nature* 409: 131.
- Dickson, D. 2000. Deadlock in The Hague, but hopes remain for spring climate deal. *Nature* 40: 503-504.
- Fearnside, P.M. 1995. Global warming response options in Brazil's forest sector: Comparison of project-level costs and benefits. *Biomass and Bioenergy* 8(5): 309-322.
- Fearnside, P.M. 1996. Amazonian deforestation and global warming: Carbon stocks in vegetation replacing Brazil's Amazon forest. *Forest Ecology and Management* 80(1-3): 21-34.
- Fearnside, P.M. 1997a. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20(1): 53-70.
- Fearnside, P.M. 1997b. Monitoring needs to transform Amazonian forest maintenance into a global warming mitigation option. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 2(2-3): 285-302.
- Fearnside, P.M. 1999. 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(3): 171-189.
- Fearnside, P.M. 2000a. Uncertainty in land-use change and forestry sector mitigation options for global warming: plantation silviculture versus avoided deforestation. *Biomass and Bioenergy* 18(6): 457-468.
- Fearnside, P.M. 2000b. Global warming and tropical land-use change: greenhouse gas emissions from biomass burning, decomposition and soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Climatic Change* 46 (1/2): 115-158.
- Fearnside, P.M. 2000c. O Potencial do Setor Florestal Brasileiro para a Mitigação do Efeito Estufa sob o mecanismo de Desenvolvimento Limpo" do Protocolo de Kyoto. p. 59-74 In: A.G. Moreira & S. Schwartzman (eds.) *Mudanças Climáticas e os Ecossistemas Brasileiros*. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), Brasília, DF. 165 p.
- Fearnside, P.M. 2000d. As pautas escondidas atrás das negociações sobre o clima. *Jornal do Comércio* [Manaus]. 31 de julho de 2000. Caderno Textos JC. p. 8-9.
- Fearnside, P.M. 2001a. Salvar florestas tropicais como uma medida de mitigação do efeito estufa: o assunto que mais

- divide o movimento ambientalista. p. 193-215. In: J.L.V. de Macêdo, E.V. Wandelli & J.P. da Silva Júnior. (eds.) *Palestras, III Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais*. Documentos 17, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)-Centro de Pesquisas Agroflorestais da Amazônia (CPAA), Manaus, Amazonas. 248 p.
- Fearnside, P.M. 2001b. Saving tropical forests as a global warming countermeasure: an issue that divides the environmental movement. *Ecological Economics* 39(2): 167-184.
- Fearnside, P.M. & R.I. Barbosa. 1996. Political benefits as barriers to assessment of environmental costs in Brazil's Amazonian development planning: The example of the Jatapu Dam in Roraima. *Environmental Management* 20(5): 615-630.
- Fearnside, P.M., D.A. Lashof & P. Moura-Costa. 2000. Accounting for time in mitigating global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5(3): 239-270.
- Greenpeace International. 2000a. Should forests and other land use change activities be in the CDM? Greenpeace International, Amsterdam, Países Baixos. 24 p.
- Greenpeace International. 2000b. Cheating the Kyoto Protocol: Loopholes and environmental effectiveness. Greenpeace International, Amsterdam, Países Baixos. 16 pp.
- Hare, B. & M. Meinshausen. 2000. Cheating the Kyoto Protocol: Loopholes undermine environmental effectiveness. Greenpeace International, Amsterdam, Países Baixos. 40 p.
- Indigenous Peoples' Forum on Climate Change. 2000a. Declaration of the First International Forum of Indigenous Peoples on Climate Change, Lyon, France, September 4-6, 2000. Indigenous Peoples' Forum on Climate Change. 6 p. (disponível de: <http://www.yvwiiusdinvoohi.net/Articles2000/IFOIP000913Declaration.htm#English>)
- Indigenous Peoples' Forum on Climate Change. 2000b. Declaration of Indigenous Peoples on Climate Change, The Hague, November 11-12, 2000. Indigenous Peoples' Forum on Climate Change. 6 p. (disponível de: http://www.klimabuendnis.org/kbhome/cop6_decl.htm).
- IUCN. 2000. The Second World Conservation Congress (WCCC2), Amman, Jordan, 4-11 October, 2000, Resolutions and Recommendations, 2.94 Climate change mitigation and land use. World Conservation Union (IUCN), Gland, Suíça (disponível em: <http://www.iucn.org/amman/content/resolutions>).
- Kaiser, J. 2000. Soaking up carbon in forests and fields. *Science* 290: 922.
- Kerr, S. & C. Leining. 2000. Permanence of LULUCF CERs in the Clean Development Mechanism. Center for Clean Air Policy, Washington, DC, EUA 8 p.
- Lanchbery, J. 2000. Briefing paper for the meetings of the subsidiary bodies to the climate change convention, Lyon, September 2000. Birdlife International, Royal Society for Bird Preservation (RSBP), Sandy, Bedfordshire, Reino Unido. 8 p.
- Laurance, W.F., M.A. Cochrane, S. Bergen, P.M. Fearnside, P. Delamônica, C. Barber, S. D'Angelo & T. Fernandes. 2001. The Future of the Brazilian Amazon. *Science* 291: 438-439.
- “Manifestação da sociedade civil brasileira sobre as relações entre florestas e mudanças climáticas e as expectativas para a COP-6, Belém, 24 de outubro de 2000.” 2000. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), Belém. 2 p. (disponível em: <http://www.ipam.org.br/polamb/manbelem.htm>).
- Meinshausen, M. & B. Hare. 2000. Temporary sinks do not cause permanent climate benefits. Greenpeace International, Amsterdam, Países Baixos. 7 p. (disponível em: www.carbonsinks.de).
- Monzoni, M., A. Muggiatti & R. Smeraldi. 2000. Mudança Climática: Tomando posições. Friends of the Earth/Amigos da Terra, Programa Amazônia, São Paulo. 41 p. (disponível em: <http://www.amazonia.org.br/ef/Mudanca%20Climatica.pdf>).
- Nepstad, D., J.P. Capobianco, A.C. Barros, G. Carvalho, P. Moutinho, U. Lopes & P. Lefebvre. 2000. Avança Brasil: Os Custos Ambientais para Amazônia. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), Belém. 24 p. (disponível em: <http://www.ipam.org.br/avanca/politicas.htm>)
- Niles, J.O. 2000. Additional benefits of reducing carbon emissions from tropical deforestation. Morrison Institute for Population and Resource Studies Working Paper No. 84, Stanford University, Stanford, California, EUA 26 p.
- Noble, I., M. Apps, R. Houghton, D. Lashof, W. Makundi, D. Murdiyarso, B. Murray, W. Sombroek, R. Valentini, M. Amano, P.M. Fearnside, J. Frangi, P. Frumhoff, D. Goldberg, N. Higuchi, A. Janetos, M. Kirshbaum, R. Lasco, G.J. Nabuurs, R. Persson, W. Schlesinger, A. Shvidenko, D. Skole & P. Smith. 2000. Implications of Different Definitions and Generic Issues. p. 53-126 In: R.T. Watson, I.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo & D.J. Dokken (eds.) *IPCC Special Report on Land Use, Land-Use Change, and Forestry*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 377 p.
- Pearce, D.W., W.R. Cline, A.N. Achanta, S. Fankhauser, R.K. Pachauri, R.S.J. Tol & P. Vellinga. 1996. The social costs of climate change: Greenhouse damage and the benefits of control. p. 179-224 In: J.P. Bruce, H. Lee & E.F. Haites. (eds.) *Climate Change 1995: Economic and Social Dimensions--Contributions of Working Group III to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 448 p.
- “Scientists Call for Action on Forest Conservation in the Kyoto Protocol's Clean Development Mechanism.” 2000. Union of Concerned Scientists, Cambridge, Massachusetts, EUA (disponível em: <http://www.ucsusa.org/index.html>).

- Schlamadinger, B., M. Obersteiner, A. Michaelowa, M. Grubb, C. Azar, Y. Yamagata, D. Goldberg, P. Read, M.U.F. Kirschbaum, P.M. Fearnside, T. Sugiyama, E. Rametsteiner & K. Böswald. 2001. Capping the Cost of Compliance with the Kyoto Protocol and Recycling Revenues into Land-Use Projects. *The Scientific World* 1: 271-280. (<http://www.thescientificworld.com/publications/publishedArticles.asp>).
- Smaglik, P. 2000. United States backs soil strategy in fight against global warming. *Nature* 406: 549-550.
- UN-FCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 1992. United Nations Framework Convention on Climate Change. (disponível em inglês em <http://www.unfccc.de> e em Português em <http://www.mct.gov.br>).
- UN-FCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 1997. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, Document FCCC/CP/1997/7/Add1 (disponível em inglês em <http://www.unfccc.de> e em português em <http://www.mct.gov.br>).
- Watson, R. T., L. G. Meira Filho, E. Sanhueza & A. Janetos. 1992. Greenhouse Gases: Sources and Sinks. p. 25-46 in: Houghton, J. T., Callander, B. A. & S. K. Varney (eds.), *Climate Change 1992: The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 200 p.
- WWF Climate Change Campaign. 2000. Make-or-break the Kyoto Protocol. World Wildlife Fund-US, Washington, DC, EUA (disponível em: <http://www.panda.org/climate>).



DESAFIOS ESTRATÉGICOS PARA A CIÊNCIA E TECNOLOGIA NA AMAZÔNIA

Capítulo 6

Escoamento superficial de água em uma pastagem limpa em Rondônia é tanto que leva quatro tambores de 200 litros para captar a água de uma quadra de medição de erosão de 1 x 10 m (Fearnside, 1989). A água que escoou pela superfície entra nos igarapés e drena para o oceano Atlântico, sem ser reciclada pelas árvores.

Resumo: Os desafios estratégicos para ciência e tecnologia na Amazônia incluem a escolha de prioridades para pesquisa e as formas de apoiar a pesquisa. Pesquisas que visam a sustentação da população da Amazônia devem ter prioridade. Os tipos de pesquisa destacados no “Livro Verde” do Ministério da Ciência e Tecnologia, priorizam grandes grupos trabalhando com equipamentos de alta tecnologia. Esta abordagem, que pode ser denominada de “abordagem genoma”, é inadequada para muitos assuntos prioritários na Amazônia. A abordagem genoma também não facilita a criação de novas idéias, que são fundamentais para o avanço da ciência na região.

Estratégias para sustentar a população amazônica incluem a produção de mercadorias, em geral com a destruição da floresta. No entanto, a estratégia mais promissora a longo prazo é baseada na manutenção da floresta como fonte de serviços ambientais, que podem ser agrupados em três categorias: biodiversidade, ciclagem d'água e mitigação do efeito estufa. Evitar o efeito estufa tem mais potencial a curto prazo para se tornar uma fonte significativa de divisas. Para aproveitar a estratégia de valorização dos serviços ambientais, é preciso entender a dinâmica do desmatamento para poder chegar a medidas eficazes de controle desse processo.

Palavras chave: Ciência e tecnologia, serviços ambientais, desmatamento, biodiversidade, ciclagem d'água, efeito estufa

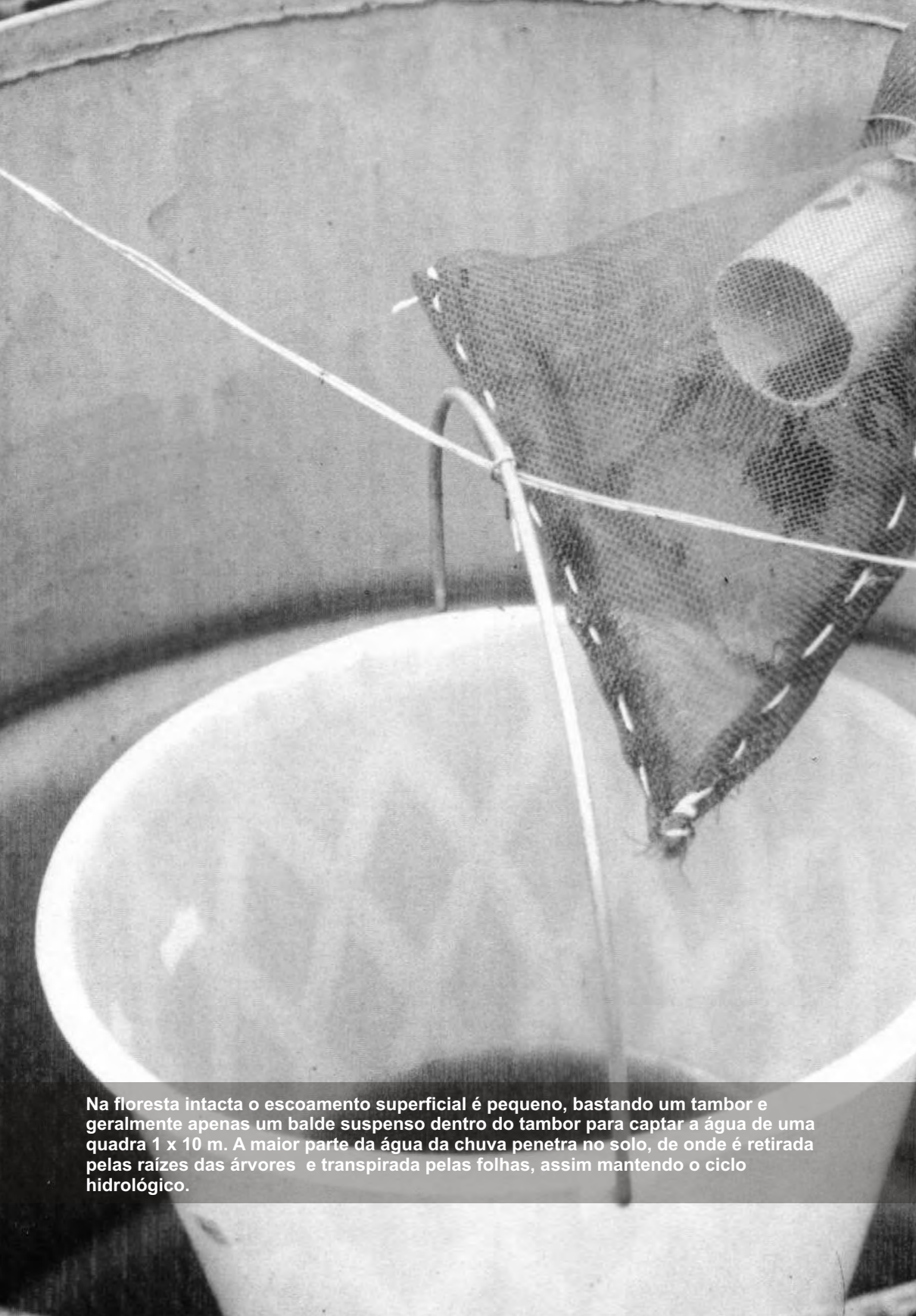
I. ESTRATEGIAS PARA C&T

Sustentar a população amazônica deve ser a primeira prioridade para assuntos de ciência e tecnologia (C&T) na região. Alcançar um objetivo como esse requer diversos tipos de pesquisas científicas, que necessariamente exigem diferentes abordagens de acordo com a natureza de cada assunto específico. Essa diversidade de abordagens de pesquisa sugere a necessidade de uma abordagem diversificada de apoio à pesquisa.

Tanto a escolha de prioridades para pesquisa quanto o desenho de programas de apoio à pesquisa representam desafios estratégicos, já que essas escolhas devem fazer parte de uma **estratégia**. Uma estratégia não é uma receita de metodologia detalhada, mas uma abordagem consistente que permite a identificação das metas intermediárias e os métodos apropriados às tarefas específicas que compõem o caminho a ser percorrido. Em outras palavras, se refere a um plano de longo alcance sobre como chegar a objetivos desejados, neste caso a sustentação da população na Amazônia. Uma estratégia para chegar a esse objetivo se baseia na captação de fluxos monetários derivados da manutenção dos serviços ambientais da floresta. Fundamental para isto é a quantificação dos serviços ambientais da floresta amazônica, e o entendimento dos processos atuais de mudança do uso da terra e os efeitos prováveis de diferentes políticas sobre esses processos.

O “Livro Verde” do Ministério da Ciência e Tecnologia (Silva & Melo, 2001) apresenta um tipo de ciência, e oferece conselhos sobre como aplicar este modelo a alguns dos desafios científicos no País. O tipo de ciência nele apresentado pode ser denominado de “abordagem genoma”, onde, na forma bem sucedida do Projeto Genoma, grandes equipes trabalham em extensas redes inter-institucionais com equipamentos caros para resolver um desafio específico. Se folhar o Livro Verde, as fotografias transmitem a mensagem clara, também confirmada no texto, de que a ciência que se aborda, focaliza o uso de equipamentos de alta tecnologia por grandes grupos de técnicos.

A abordagem genoma, de fato, representa um tipo importante de pesquisa, porém é importante reconhecer que esse não é o único tipo de pesquisa importante. No entanto, o



Na floresta intacta o escoamento superficial é pequeno, bastando um tambor e geralmente apenas um balde suspenso dentro do tambor para captar a água de uma quadra 1 x 10 m. A maior parte da água da chuva penetra no solo, de onde é retirada pelas raízes das árvores e transpirada pelas folhas, assim mantendo o ciclo hidrológico.

financiamento de pesquisa no Brasil está rapidamente se tornando o domínio exclusivo deste tipo de pesquisa. Por exemplo, os programas Milênio 1 e 2, PRONEX e CT-Petro são focalizados em grandes “redes”, e mesmo outros mecanismos de financiamento de pesquisa, tais como os Projetos de Pesquisa Dirigida (PPDs), do Programa Piloto para a Conservação das Florestas Tropicais do Brasil (PP-G7), são versões menores do mesmo desenho.

A abordagem genoma tem produzido resultados impressionantes em vários projetos emblemáticos no mundo, tais como os projetos de sequenciamento genômico propriamente dito, os projetos Manhattan, Apollo, etc. No entanto, muitos dos tipos de problema que precisam ser estudados na Amazônia são bem diferentes desses. A abordagem genoma se aplica a projetos que exigem grandes laboratórios com equipamentos de alta tecnologia. Estudos que exigem conviver com caboclos nas condições rústicas do interior amazônico, ou o acompanhamento de organismos de diferentes espécies nos seus habitats naturais na região, não são tão apropriados para esta abordagem.

Na área de administração de empresas é um princípio básico que, para qualquer determinado negócio, existe uma escala melhorada. Se uma empresa é pequena demais, as economias de escala necessárias para funcionar de forma eficiente são perdidas e o resultado muitas vezes é a falência ou a obrigação de se fundir com outras empresas para formar uma operação maior. Por outro lado, se a empresa crescer além dos limites inerentes ao tipo de atividade escolhida, também vai encontrar limites de escala. Por exemplo, uma empresa que quer plantar eucalipto e fabricar celulose talvez possa chegar até o tamanho do Projeto Jari, mas se quer implantar uma operação vinte vezes maior que o Projeto Jari, vai encontrar ineficiências inerentes, e provavelmente vai se dividir em várias empresas menores.

Na área de pesquisa, limites semelhantes se aplicam. Infelizmente, o sistema atual de apoio à ciência e tecnologia está desenhado para penalizar as iniciativas pequenas e premiar fortemente o aumento de tamanho das operações, sem reconhecer os limites (inclusive diferenciados) inerentes a cada tipo de pesquisa. Grandes redes são favorecidas. Em tese, um projeto que conseguisse reunir todos as instituições, todas as especialidades, e todos os pesquisadores da Amazônia ganharia a pontuação máxima em qualquer competição, mesmo que, na prática, não produzisse praticamente nada.

Além da questão da relação entre eficiência e escala, há uma outra característica que se aplica fortemente no caso da pesquisa. Isto é a necessidade de criatividade para gerar idéias novas, como parte fundamental na chamada “cadeia produtiva” que leva a avanços científicos. Quase todas as grandes descobertas científicas foram alcançadas de uma maneira totalmente diferente da abordagem genoma (ver Loehl, 1990). Einstein, Darwin, Fisher e muitos outros não tiveram nenhum projeto de escala genoma quando fizeram as suas descobertas famosas. Mesmo o próprio James Watson, que hoje chefia o Projeto Genoma Humano, não tinha apoio desse tipo quando, junto com Francis Crick, identificou a estrutura de DNA em 1953. Em lugar de grandes redes, descobertas conceituais quase sempre são feitas por indivíduos ou por grupos muito pequenos, com apoio material modesto (embora não zero). O mesmo se aplica a nós mortais de hoje.

No caso da Amazônia, a diversidade dos problemas pendentes e a natureza incipiente das pesquisas em muitas áreas indicam a grande ênfase que precisa ser dada na geração de novas idéias. A escolha de problemas para investigar é sempre o passo mais importante na ciência, sendo muito mais importante do que a tecnologia. Depois que as idéias são geradas e avaliadas de forma inicial é que grandes redes podem, dependendo do assunto, vir a serem implantadas. Um sistema de apoio à ciência e tecnologia na Amazônia precisa não apenas deixar de excluir pequenos projetos mas também reservar uma fatia razoável do orçamento para este tipo de iniciativa. Também precisa de mecanismos especificamente voltados a apoiar o processo criativo, ou seja, sem exigir que um “projeto” detalhado seja elaborado de antemão. Ao nível internacional, um exemplo na área biomédica é a Fundação Howard Hughes, que

apoia de forma livre para períodos de 3-5 anos um número razoável de pesquisadores com produtividade criativa demonstrada.

II. ESTRATEGIAS PARA SUSTENTAR A POPULAÇÃO AMAZÔNICA

Para apoiar esforços na ciência e tecnologia voltados à sustentação da população na Amazônia existem dois rumos principais. Um é a melhoria dos sistemas atuais de produção, que são quase todos baseados em cortar árvores e vender mercadorias de algum tipo, tais como madeira, grãos e carne bovina. Melhorias podem ser feitas nestes sistemas, para que eles rendam mais com menos área e para que rendam por mais tempo, com menos insumos, menos risco, etc. No entanto, a maioria destas atividades envolvem a destruição de floresta para obter algum valor, embora algumas visem a venda de produtos não madeireiros, tais como seringa, castanha e produtos medicinais, que não levem à destruição da floresta.

A falta de sustentabilidade do uso do solo na maior parte da área desmatada na Amazônia é evidente. A degradação das pastagens, que ocupam a maior parte das áreas desmatadas, é conhecida (Fearnside, 2002). Infelizmente, a área que pode ser intensificada e mantida em produção sob pastagens (assim como também é o caso da agricultura) é limitada pela quantidade de fosfatos existentes na Amazônia e no Brasil, embora a importação de fosfatos poderia, em tese, esticar esses usos durante algum tempo, também limitado (Fearnside, 1997a). Fatores meteorológicos também colocam restrições severas (Schneider *et al.*, 2000). É necessário estimar essas limitações, as perspectivas para diminuí-las, e as implicações dessas considerações para a escolha de políticas de desenvolvimento. Isto inclui os limites da capacidade de suporte humano, ou seja, o número de pessoas que possa ser sustentado de forma permanente em uma área, com um dado tipo de tecnologia agrícola, padrão de consumo e qualidade ambiental (Fearnside, 1997b).

Existe um outro rumo para a sustentação da população que parte de uma lógica completamente diferente. Isto é a manutenção da floresta e a valorização dos seus serviços ambientais. Os serviços ambientais da floresta amazônica podem ser agrupados em três grupos: biodiversidade, água e carbono (Fearnside, 1997c). O interesse no carbono tem sido mais intenso desde a negociação do Protocolo de Kyoto em dezembro de 1997 (UN-FCCC, 1997). Na Amazônia, o ritmo rápido de construção de grandes projetos de infraestrutura, a migração de população para a região e o avanço do desmatamento, exploração madeireira e incêndios florestais apontam à necessidade de melhores bases para avaliar os impactos e os benefícios destas mudanças.

III. SERVIÇOS AMBIENTAIS

a. Biodiversidade

A biodiversidade oferece um forte raciocínio para manutenção de áreas substanciais de floresta na Amazônia, já que trata-se de uma das maiores concentrações de espécies do Planeta. A Convenção sobre Biodiversidade, assinada em 1992 no ECO-92, representa um começo para esforços internacionais voltados à manutenção e valorização da biodiversidade. Infelizmente, comparado com a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UN-FCCC), a Convenção sobre Biodiversidade tem progredido relativamente pouco na valoração da manutenção de biodiversidade, embora haja algum progresso na regulamentação da exploração de recursos genéticos e outros. No longo prazo, valores monetários significativos poderão vir também da *manutenção* da biodiversidade, o que não deve ser confundida com outros valores provenientes da *exploração* da biodiversidade, por exemplo, por bioprospecção (Fearnside, 1999a). Embora sejam grandes os desafios para aproveitar a biodiversidade, tanto

pela manutenção como pela exploração, o grande valor em potencial deve exceder em muito os custos, e deve ser uma prioridade para C&T na Amazônia.

b. Ciclagem d'água

A floresta amazônica tem um papel fundamental na ciclagem d'água na região, a metade da chuva sendo atribuída à água reciclada pelas árvores. A transformação de grandes áreas de floresta tropical em pastagens poderia ter efeitos importantes em ciclagem de água e precipitação na região. Considerando que a evapotranspiração é proporcional à área foliar, a quantidade de água reciclada pela floresta é muito maior que a quantidade reciclada pela pastagem, especialmente na estação seca quando a pastagem fica seca, enquanto a floresta permanece verde. Isto é agravado pelo maior escoamento sob pastagem. Aumentos no escoamento superficial de uma ordem de grandeza têm sido medidos em séries de pequenas quadras perto de Manaus (Amazonas), Altamira (Pará), Ouro Preto do Oeste (Rondônia) e Apiaú (Roraima) (Barbosa & Fearnside, 2000; Fearnside, 1989). O solo sob pastagens é altamente compactado, assim inibindo a infiltração de água da chuva. A chuva que cai em solo compactado escoar rapidamente pela superfície, ficando assim indisponível para liberação posterior para a atmosfera pela transpiração. Pastagens e capoeiras (florestas secundárias) têm sistemas radiculares mais rasos que os de floresta primária, impedindo a retirada de água durante estiagens (Cochrane *et al.*, 1999; Nepstad *et al.*, 1994, 1999).

Se a extensão do desmatamento se expandir substancialmente, a evapotranspiração reduzida implicaria em menor precipitação em períodos secos na Amazônia, e a chuva também seria reduzida nas regiões Centro-Oeste, Centro-Sul e Sul do Brasil (Eagleson, 1986; Salati & Vose, 1984). Diminuições na Amazônia seriam aproximadamente constantes em termos absolutos ao longo do ano, mas em termos percentuais eles aumentariam substancialmente durante a estação seca (Lean *et al.*, 1996). Embora o total de chuva anual diminuiria em apenas 7% pela conversão da floresta em pastagem, no mês de agosto a chuva média diminuiria de 2,2 mm/dia com floresta para 1,5 mm/dia com pastagem, o que implica em uma diminuição de 32% (Lean *et al.*, 1996: 560-561).

A importância da chuva para a agricultura implica em um valor monetário substancial para o País em manter um nível de precipitação adequada e estável nas principais zonas agrícolas brasileiras na região Centro-Sul. A “crise” energética nas partes não amazônicas do Brasil em 2001 tem aumentado o entendimento público da importância da chuva, já que grande parte da geração de energia elétrica se dá por hidrelétricas. Infelizmente, pouco entendimento tem resultado desta “crise” sobre a importância da manutenção da floresta amazônica para manter a capacidade geradora do País no futuro.

A manutenção da ciclagem de água é de grande interesse para a nação brasileira, mas é diferente de manter a biodiversidade e evitar o efeito estufa. Não impacta diretamente os países da Europa, América do Norte e Ásia. Portanto, não tem o mesmo potencial para gerar fluxos monetários internacionais. No entanto, pela lógica, a importância da água amazônica para o Brasil deveria, no mínimo, contribuir para motivar o governo a aceitar fluxos monetários internacionais para manter a floresta amazônica, como base dos outros serviços ambientais, sobretudo, os ligados ao efeito estufa.

c. Efeito estufa

Evitar o efeito estufa representa uma das oportunidades com maior potencial de gerar fluxos monetários significativos antes que o desmatamento avance muito além do “arco de desmatamento” onde hoje se encontra concentrado. No entanto, as opiniões sobre o assunto se encontram divididas na comunidade científica brasileira, já que o atual Ministro de Ciência e

Tecnologia e os seus assessores se opõem à inclusão do desmatamento evitado no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), do Protocolo de Kyoto, embora grande parte da comunidade científica no País que lida com o assunto tenha chegado à conclusão oposta (ver “Manifestação...”, 2000). Dentro do governo as opiniões divergem. O Ministério das Relações Exteriores tem sido contra a conceição de crédito pelo desmatamento evitado, enquanto o Ministério do Meio Ambiente tem apoiado crédito para isto (em junho de 1999, em Cochabamba, Bolívia, o Ministro do Meio Ambiente brasileiro assinou uma declaração em conjunto dos ministros do meio ambiente latino-americanos apoiando a inclusão do desmatamento evitado no MDL).

As discussões sobre emissões de gases pelas mudanças do uso da terra têm seguido em, pelo menos, quatro níveis diferentes. Primeiro é a questão de dados sobre parâmetros, tais como a taxa de desmatamento, a biomassa da floresta e a taxa de crescimento das capoeiras. O segundo é a interpretação desses dados em termos de emissões de gases. O terceiro é um debate teórico sobre como os cálculos de carbono devem ser feitos, por exemplo, no tratamento do tempo e das incertezas. O quarto envolve as vantagens relativas para o Brasil de diferentes itens no Protocolo de Kyoto, e os raciocínios que norteiam as atuais posições dos diferentes países (inclusive o Brasil) e das organizações não-governamentais (Fearnside, 2001a,b).

A maior oportunidade para o Brasil se encontra na possibilidade de ganhar crédito para a diminuição da taxa de desmatamento, sobretudo se o País estiver inserido no Anexo B do Protocolo, ou seja, na lista dos países com tetos nacionais sobre as emissões (Artigos 3.7 e 17 do Protocolo) (Fearnside, 1999c). Mesmo para as oportunidades mais modestas oferecidas pelo Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (Artigo 12 do Protocolo), as maiores oportunidades em potencial envolvem o desmatamento evitado (Fearnside, 1999d, 2000).

O acordo alcançado na segunda rodada da Sexta Conferência das Partes (COP-6-bis) da UN-FCCC, realizada em Bonn, Alemanha em julho de 2001, excluiu o desmatamento evitado do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo no primeiro período de compromisso (2008-2012). A chegada a um acordo que viabiliza a ratificação do Protocolo representa um grande avanço, e já modifica o quadro para investimentos em manutenção de floresta na Amazônia, mesmo sem ter crédito pelo MDL antes de 2013. Os países e ONGs europeus se opuseram à inclusão do desmatamento evitado, mas a consideração que melhor explica este posicionamento depende de circunstâncias que se aplicam apenas ao primeiro período de compromisso. Isto é, o fato de que as “quantidades atribuídas” (cotas nacionais de emissão de carbono) foram fixas em Kyoto em 1997 para o primeiro período de compromisso, ou seja, antes de chegar a um acordo sobre as regras do jogo, tais como a inclusão de florestas. Esta circunstância abriu a possibilidade de forçar os E.U.A. a aumentar o preço de combustíveis fósseis (Fearnside, 2001a). Já no segundo período de compromisso as quantidades atribuídas serão renegociadas para cada país e, portanto, a inclusão de desmatamento evitado levaria os países a aceitarem cotas maiores do que seria o caso sem florestas. O acordo em Bonn quebrou a paralisação em relação ao futuro do Protocolo, e aumenta o atrativo de investimentos em longo prazo, visando benefícios de carbono. Por exemplo, planos de manejo florestal, que obrigatoriamente tem pelo menos 30 anos de duração.

A oposição da equipe de negociação do atual governo brasileiro à inclusão de desmatamento evitado é mais bem explicado por preocupações de tomadores de decisões chave sobre a hipótese de compromissos sobre manutenção de floresta levar a ingerências estrangeiras e até à “internacionalização” da região (Council on Foreign Relations Independent Task Force, 2001; Fearnside, 2000). Embora as discussões sempre focalizem raciocínios científicos ou morais, o peso maior na conclusão final se deve a opiniões sobre cenários hipotéticos geopolíticos que jamais são debatidos ou justificados publicamente. As vantagens em potencial para o Brasil de mudar de posição e aproveitar economicamente a oportunidade oferecida pelo papel que a floresta desempenha em evitar o efeito estufa tem base

em um fenômeno que é conhecido com base em uma quantidade bastante grande de dados científicos: a grande emissão de gases pelo desmatamento na Amazônia (Fearnside, 2001c). Em outras palavras, depende da estrutura da situação e não as posições de indivíduos. As opiniões sobre as hipóteses geopolíticas variam de um indivíduo para outro, fazendo com que a rotatividade natural de pessoas nas posições de decisão deve levar, mais cedo ou mais tarde, a uma mudança da posição do governo. Pode ser comparado a jogar uma moeda no ar: às vezes dá cara e às vezes dá coroa. Mais cedo ou mais tarde vão entrar pessoas nos cargos chave que favorecerão a inclusão de florestas. Uma vez que as florestas entrem, não sairão mais.

Uma gama de pesquisas é necessária para melhor fundamentar o uso de desmatamento evitado como fonte de benefícios no combate ao efeito estufa. Mais urgente ainda que a melhoria dos dados físicos tais como medida de biomassa e estoques de carbono é um melhor entendimento das causas e o processo de desmatamento.

IV. DINÂMICA E CONTROLE DO DESMATAMENTO

Precisam-se prever os resultados prováveis de diferentes mudanças de políticas que afetam o processo. Acima de tudo, o atual governo brasileiro necessita de autoconfiança para tomar medidas sérias e efetivas para diminuir o desmatamento. Várias pessoas de altos escalões acreditam que o desmatamento está fora de controle e que o governo não conseguiria reduzir a taxa de forma substancial e duradoura. Obviamente a pesquisa para fundamentar diferentes cenários poderia ajudar a mudar este quadro.

O melhor entendimento das causas de desmatamento deve ser uma das primeiras prioridades para pesquisas na Amazônia. Identificação de quem desmata (inclusive o papel relativo dos grandes e médios fazendeiros versus pequenos agricultores) é essencial (Fearnside, 1999b). Outros motivos “ulteriores”, tais como a especulação das terras, a sonegação fiscal, e o papel de vários tipos de incentivos ainda existentes precisam ser quantificados. Falta quantificar o impacto de processos específicos, tais como a exploração madeireira, a reforma agrária, e a construção de infra-estrutura (especialmente para soja).

O perigo maior é o fatalismo, que leva a paralisação e a alocação de recursos financeiros e humanos para outros problemas vistos como mais solucionáveis. Ano após ano assistimos o governo anunciar os dados de desmatamento do ano anterior, junto com um pacote de medidas para frear o processo. Mas os dados do ano seguinte indicam subidas e descidas que tem pouco a ver com os pacotes de medidas implantadas, e a taxa já se encontra num ritmo elevado: 18,3 mil km²/ano em 2000 (Brasil, INPE, 2002).

Uma suposta incapacidade institucional para diminuir o desmatamento é, às vezes, citada como razão para o Brasil não fazer projetos para evitar novos desmatamentos, sendo que o país poderia ficar exposto a penalidades, se fosse assumir compromissos para diminuir o desmatamento que depois não seriam cumpridos. No entanto, o Brasil não é incapaz de controlar o desmatamento. Um forte indício foi dado com a queda dramática do número de queimadas em 01 de julho de 2000, quando entrou em vigor uma proibição. A queda foi de mais de 80% em Mato Grosso, que é um dos estados que tradicionalmente tem maiores problemas com relação a queimadas. De certa forma, a autoconfiança de que o País pode realizar as mudanças que decidir fazer é o fator crítico, e acredito que não falta patriotismo no Brasil para tanto.

V. CONCLUSÕES

Pesquisas que visam à sustentação da população da Amazônia devem ter prioridade. O “Livro Verde” do Ministério da Ciência e Tecnologia, que prioriza grandes grupos trabalhando com equipamentos de alta tecnologia, é inapropriado para muitos assuntos prioritários na

Amazônia. Esta abordagem também não facilita a criação de novas idéias. Fomentar o processo criativo é fundamental para o avanço da ciência na região.


A estratégia mais promissora no longo prazo para sustentar a população na região é baseada na manutenção da floresta como fonte de três categorias de serviços ambientais: biodiversidade, ciclagem d'água e mitigação do efeito estufa. No curto prazo, evitar o efeito estufa tem mais potencial do que a biodiversidade e a água para se tornar uma fonte significativa de divisas. Para aproveitar a estratégia de valorização de serviços ambientais, é preciso entender a dinâmica do desmatamento para poder chegar a medidas eficazes para controle desse processo. O pior inimigo da tomada de ações para conter o desmatamento é a tendência ao fatalismo sobre o destino da floresta amazônica. Felizmente, o destino da floresta depende fundamentalmente de decisões humanas e, baseadas em informações confiáveis sobre os processos de desmatamento, as ações do governo podem ter efeitos reais sobre as taxas de perda de floresta na região.

VI. AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi apresentado na Reunião Regional Norte da Conferência Nacional de Ciência, Tecnologia e Inovação, Belém, PA, 16-17 de agosto de 2001 (org.: Ministério da Ciência e Tecnologia-MCT & Academia Brasileira de Ciências-ABC). Agradeço ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA (PPI 1-3160) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq (AI 350230/97-8; AI 465819/00-1; EU 470765/2001-1) pelo apoio financeiro. R. Ferreira fez comentários sobre o manuscrito. Agradeço a R.B. Matos e M.S. Moura pela revisão do português. Todas as opiniões expressadas são do autor.

VII. LITERATURA CITADA

- Barbosa, R.I. & P.M. Fearnside. 2000. Erosão do solo na Amazônia: Estudo de caso na região do Apiaú, Roraima, Brasil. *Acta Amazonica* 30(4): 601-613.
- Brasil, INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2002. Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite/Monitoring of the Brazilian Amazon Forest by Satellite: 2000-2001. INPE: São José dos Campos, SP. [disponível de: <http://www.inpe.br>]
- Cochrane, M.A., A. Alencar, M.D. Schulze, C.M. Souza, D.C. Nepstad, P. Lefebvre, & E.A. Davidson. 1999. Positive feedbacks in the fire dynamic of closed canopy tropical forests. *Science* 284: 1832-1835.
- Council on Foreign Relations Independent Task Force. 2001. A letter to the President and a memorandum on U.S. policy toward Brazil. Council on Foreign Relations, New York, E.U.A. 13 p. (disponível de: <http://www.cfr.org>).
- Eagleson, P.S. 1986. The emergence of global-scale hydrology. *Water Resources Research* 22(9): 6s-14s.
- Fearnside, P.M. 1989. *A Ocupação Humana de Rondônia: Impactos, Limites e Planejamento*. CNPq Relatórios de Pesquisa No. 5. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Brasília, DF. 76 p.
- Fearnside, P.M. 1997a. Limiting factors for development of agriculture and ranching in Brazilian Amazonia. *Revista Brasileira de Biologia* 57(4): 531-549.
- Fearnside, P.M. 1997b. Serviços ambientais como estratégia para o desenvolvimento sustentável na Amazônia rural. p. 314-344 In: C. Cavalcanti (ed.) *Meio Ambiente, Desenvolvimento Sustentável e Políticas Públicas*. Editora Cortez, Sao Paulo, SP. 436 p.
- Fearnside, P.M. 1997c. Human carrying capacity estimation in Brazilian Amazonia as a basis for sustainable development. *Environmental Conservation* 24(3): 271-282.
- Fearnside, P.M. 1999a. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: Risks, value and conservation. *Environmental Conservation* 26(4): 305-321.
- Fearnside, P.M. 1999b. Combate ao desmatamento na Amazônia brasileira. *Cadernos da Biodiversidade* 2(2): 10-20.
- Fearnside, P.M. 1999c. Como o efeito estufa pode render dinheiro para o Brasil. *Ciência Hoje* 26(155): 41-43.
- Fearnside, P.M. 1999d. Forests and global warming mitigation in Brazil: Opportunities in the Brazilian forest sector for responses to global warming under the "Clean Development Mechanism." *Biomass and Bioenergy* 16(3): 171-189.
- Fearnside, P.M. 2000. O Potencial do Setor Florestal Brasileiro para a Mitigação do Efeito Estufa sob o "Mecanismo de Desenvolvimento Limpo" do Protocolo de Kyoto. p. 59-74 In: A.G. Moreira & S. Schwartzman (eds.) *Mudanças Climáticas e os Ecossistemas Brasileiros*. Instituto de Pesquisas da Amazônia (IPAM), Brasília, DF. 165 p.
- Fearnside, P.M. 2001a. Saving tropical forests as a global warming countermeasure: An issue that divides the environmental movement. *Ecological Economics* 39(2): 167-184.
- Fearnside, P.M. 2001b. As florestas no acordo do clima. *Ciência Hoje* 29(171): 60-62.
- Fearnside, P.M. 2001c. Emissões de Gases de Efeito Estufa Oriundas da Mudança do Uso da Terra na Amazônia Brasileira. In: 7a Reunião Especial da SBPC: Amazônia no Brasil e no Mundo, Manaus-Amazonas, 25-27 de abril de 2001. SBPC, São Paulo, SP.(CD-ROM: ISBN 85-86957-03-8). (<http://www.sbpnet.br/>).
- Fearnside, P.M. 2002. Usos de terra predominantes na Amazônia Brasileira. P103-154 In: A. Rivas B. C. Freitas (ed.) *Amazônia, um Perspectiva Interdisciplinar*. Centro de Ciências do Meio Ambiente, Universidade do Amazonas, Manaus, AM. (no prelo).
- Lean, J., C.B. Bunton, C.A. Nobre & P.R. Rowntree. 1996. The simulated impact of Amazonian deforestation on climate using measured ABRACOS vegetation characteristics. pp. 549-576 In: J.H.C. Gash, C.A. Nobre, J.M. Roberts & R.L. Victoria (eds.) *Amazonian Deforestation and Climate*. Wiley, Chichester, Reino Unido. 611 p.
- Loeh, C. 1990. A guide to increased creativity in research: Inspiration or perspiration? *Biotropica* 40(2): 123-129.
- "Manifestação da sociedade civil brasileira sobre as relações entre florestas e mudanças climáticas e as expectativas para a COP-6, Belém, 24 de outubro de 2000." 2000. Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), Belém. 2 p. (disponível em: <http://www.ipam.org.br/polamb/manbelem.htm>).
- Nepstad, D.C., C.R. Carvalho, E.A. Davidson, P.H. Jipp, P.A. Lefebvre, G.H. Negreiros, E.D. Silva, T.A. Stone, S.E. Trumbore & S. Vieira. 1994. The role of deep roots in the hydrological cycles of Amazonian forests and pastures. *Nature* 372: 666-669.
- Nepstad, D.C., A.G. Moreira & A.A. Alencar. 1999. *A Floresta em Chamas: Origens, Impactos e Prevenção de Fogo na Amazônia*. Banco Mundial, Brasília, DF. 172 pp.
- Salati, E. & P.B. Vose. 1984. Amazon Basin: A system in equilibrium. *Science* 225: 129-138.
- Schneider, R.R., E. Arima, A. Veríssimo, P. Barreto & C. Souza Junior. 2000. *Amazônia Sustentável: Limitantes e Oportunidades para o Desenvolvimento Rural*. World Bank, Brasília, DF & IMAZON, Belém, PA. 58 p.
- Silva, C.G. da & L.C.P. de Melo (eds). 2001. *Ciência e Tecnologia e Inovação: Desafio para a Sociedade Brasileira*. Livro Verde, Ministério da Ciência e Tecnologia (MCT) & Academia Brasileira de Ciências (ABC), Brasília, DF. 278 p. (disponível em: <http://www.mct.gov.br/conferencia/>).
- UN-FCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change). 1997. Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change, Document FCCC/CP/1997/7/Add1 (disponível em português em <http://www.mct.gov.br>).



**A ESPÉCIE HUMANA COMO
COMPONENTE DO
ECOSSISTEMA GLOBAL NO
SÉCULO XXI**

Capítulo 7

Resumo: Seres humanos são uma parte do ecossistema global, e alcançaram um ponto onde suas ações são capazes de desestabilizar funções básicas que mantêm a qualidade ambiental na Terra, inclusive a sua produtividade e habitabilidade. Estas relações estão mudando rapidamente no início do Século XXI, e pode ser esperado que continuem mudando ao longo do século. Mudanças em percepção do lugar de humanos no ecossistema global ficam para trás das reais mudanças nesta relação, mas também é provável acelerar ao longo dos próximos 100 anos. Mudanças importantes incluem o efeito estufa, a frequência e a severidade dos eventos El Niño, a possibilidade de “surpresas” climáticas e a perda de biodiversidade. Mudanças da nossa relação com o ecossistema do tipo “guardiões” são necessárias, mas não são automáticas. Uma mudança desse tipo exige que as sociedades humanas tomem ações fortes para realinhar as suas relações no ecossistema global. Funções das florestas, tais como manutenção de biodiversidade, ciclagem de água e o balanço de carbono, são serviços ambientais que, se incorporados no sistema econômico, poderiam redirecionar ações humanas significativamente, sobretudo na Amazônia.

Palavras chave: Aquecimento global, biodiversidade, clima, efeito estufa, mudanças climáticas, serviços ambientais

I. HUMANOS EM ECOSISTEMAS

Embora os seres humanos sempre tenham sido um componente no ecossistema global, o momento atual, que coincide com o começo do Século XXI, parece corresponder com uma mudança ainda incompleta de nosso papel neste sistema. Isto é, hoje somos capazes de mudar o funcionamento básico do ecossistema, por exemplo, provocando mudanças climáticas (Falkowski *et al.*, 2000). A realização cada vez mais generalizada deste fato, o que é distinto do fato propriamente dito, nos dá um papel novo: o de “guardiões”, ou seja, responsáveis por cuidar da manutenção da qualidade ambiental planetária.

A capacidade de prever o futuro, até mesmo imperfeitamente, é, até onde nós sabemos, uma habilidade única de humanos neste planeta. Isto nos dá base para tomar decisões antes de catástrofes acontecerem, usando a nossa visão do futuro como base para tomada de decisões. Aumentar a base efetiva e ferramentas analíticas que possibilitem a construção de cenários operacionais do futuro sob a hipótese de diferentes cursos de ação representarem um ingrediente importante da tomada de decisões, mas por si só não é o suficiente. Temos que ter a coragem de tomar as decisões e levar a cabo as ações que elas implicam.

Muitos economistas vêem o sistema de mercado cuidando dos problemas ambientais por conta própria (ver: Daly, 1997). A medida em que a qualidade ambiental diminua e a renda aumente, as pessoas estarão mais dispostas a pagar para manter ou melhorar o meio ambiente, e o resultado será uma proteção automática do meio ambiente contra os piores cenários possíveis de destruição. Uma “curva de Kuznets ambiental” é vista conduzindo a uma recuperação da qualidade ambiental (veja revisões por: Barbier, 1997; Stern, 1998). Por exemplo, o aumento do valor de árvores leva as pessoas a plantarem árvores mais rapidamente do que as que são destruídas através do desmatamento (Grainger, 1995: 346). Isto é visto operando de uma forma parecida com a transição demográfica, com taxas de destruição e reconstrução ambiental ocupando os lugares das taxas de mortalidade e natalidade na dinâmica de populações.

Infelizmente, os problemas ambientais freqüentemente não se resolvem por conta própria. O desmatamento pode continuar praticamente até que a última árvore seja alcançada. Curvas exponenciais não se transformam automaticamente em curvas logísticas, se nivelando assintoticamente em algum ponto aquém da destruição completa. Em países como Haiti e El

Salvador, o desmatamento procedeu praticamente até o ponto final. A mesma coisa pode acontecer em áreas sub-nacionais, tais como em grande parte da ex-Mata Atlântica no Brasil. Até mesmo onde o replantio acontece, o mesmo nível de biodiversidade raramente é obtido: não são recuperadas muitas características de florestas naturais quando são plantadas árvores em áreas desmatadas.

Há um perigo real de fatalismo em nossas ações. Muitas pessoas ainda vêem problemas na Amazônia neste contexto, achando que a floresta será derrubada independente de qualquer coisa que possa ser feita, fazendo com que nós nos preocupemos com outros problemas. No caso da Amazônia, muitos dos determinantes fundamentais do caminho futuro de desenvolvimento estão nas mãos dos tomadores de decisão, estes precisam tomar as suas decisões baseadas na responsabilidade que isto requer. O futuro depende de decisões humanas.

Nós temos livre vontade, e, em grande parte, as relações de humanos na natureza serão as que nós queremos que elas sejam. No entanto, isto não está sem limites (*e.g.*, Cohen, 1995; Fearnside, 1997a; Meadows *et al.*, 1992). Não podemos simplesmente eliminar estes limites e continuar despejando gases na atmosfera, destruindo florestas e poluindo as águas sem sofrer conseqüências. Temos uma interdependência com o resto da natureza, e estas relações aplicam em ambas direções: dos seres humanos para o resto da natureza e *vice versa*.

II. O SÉCULO XXI

O atual século é uma escala de tempo apropriada para considerar acontecimentos do futuro, por várias razões. Se os horizontes de tempo muito mais longos são usados, decisões podem resultar que contradizem o que pode ser percebido como ingrediente fundamental de uma abordagem racional ao futuro (Fearnside, 2002). Por exemplo, desperdiçar oportunidades importantes para manter a floresta amazônica em troca de benefícios climáticos previstos nos séculos futuros seria tolo (Fearnside, 2001).

Examinar o curso de um século exige uma dose de humildade suficiente para admitir que nós não podemos prever detalhes de como o desenvolvimento pode proceder. Imagine alguém em 1901 tentando prever como seria o mundo hoje. Fora as tremendas mudanças tecnológicas, um mundo onde grande parte do planeta era governada como impérios coloniais, e onde as mulheres nem mesmo tinham o direito de votar, parece estranho para nós agora. Os eventos ao longo do Século XIX eram dramáticos da mesma maneira. Em 1800, a escravidão era a base das relações trabalhistas em grande parte do mundo, inclusive no Brasil, e era visto como sendo um estado completamente natural das coisas. Dentro de um único século foi abolido em quase todo o Mundo. O ponto é que mudanças dramáticas podem ocorrer na escala de um século, e, ao longo do Século XXI mudanças desse tipo poderiam ocorrer com outras características básicas do nosso mundo atual. Como o reverendo Desmond Tutu perguntou habilmente, se a escravidão poderia ser abolida, “Por que não a guerra?” No contexto do assunto do atual trabalho, “Por que não o nosso papel como destruidores do ambiente?”

III. MUDANÇAS NA PERCEPÇÃO

a. Papel dos seres humanos

Uma mudança fundamental precisa acontecer de maneira que os seres humanos se percebam no seu relacionamento com o resto da natureza. Que os humanos fazem parte da natureza ainda é negado por economistas neoclássicos, um grupo que é tanto mais numeroso quanto detém muito mais influência sobre as decisões de política do que os ecólogos ou os geógrafos (ver Daly, 1997). Os humanos são responsáveis pela manutenção de processos e equilíbrios 'naturais'. O papel de guardião implica que cada geração é uma fiduciária para as gerações

futuras (Scott, 1999). Na mesma forma de fiduciários de ativos financeiros, nós temos que passar o principal para a próxima geração e viver apenas da renda.

Mudanças na relação da humanidade com a natureza são graduais, mas também há descontinuidades, tanto em termos da própria relação como em termos das nossas percepções da relação e da nossa vontade para entrar em ação. A percepção está sujeita a descontinuidades que podem afetar o curso de história significativamente. Por exemplo, o advento da bomba atômica pode ser creditado com um aumento no nível de responsabilidade com relação a iniciar guerras totais, acrescentando ímpeto à criação da Organização das Nações Unidas e outros esforços internacionais que, mesmo sendo bastante imperfeitos, pelo menos evitaram até agora uma troca nuclear.

A realização de que os humanos podem causar extinções, incluindo a deles mesmos, também põe um nível novo de responsabilidade sobre tomadores de decisão. O fato de que os humanos podem mudar o clima da Terra é parte disto. A descoberta do buraco de ozônio em 1985 levou diretamente para o Protocolo de Montreal em 1987, enquanto a menos-dramática depleção uniforme da camada de ozônio que era a previsão na hora dos debates sobre o transporte supersônico (SST) em 1973 não era o bastante.

b. Efeito estufa

O efeito estufa é muito mais complexo que o buraco de ozônio, científica e diplomaticamente. Em 1896, o químico sueco Svant Arrhenius identificou primeiro o mecanismo do efeito estufa e previu o aquecimento global, mas pesquisas adicionais esperariam o redescobrimto do efeito por Roger Revelle em 1956. Eu me lembro bem quando comecei a fazer palestras sobre o efeito estufa em 1968 (como guarda-florestal naturalista no Serviço dos Parques Nacionais dos EUA, com intuito de explicar o futuro provável das geleiras no Glacier National Park, em Montana). Naquela época poucas pessoas tinham ouvido falar do efeito estufa. Hoje os fatos básicos sobre o efeito estufa são ensinados no mundo inteiro nos livros escolares de crianças. Nos anos 1960 as pessoas ficavam chocadas e incrédulas ao ouvir que as geleiras poderiam desaparecer um dia. Hoje as projeções indicam que todas as geleiras naquele parque nacional desaparecerão até o ano 2030 (Hall, 1994; ver: Mastny, 2000: 126).

Pesquisas científicas sobre o efeito estufa e a consciência pública do fenômeno cresceram muito, embora ainda não o bastante para levar nações a dar os passos principais que serão necessários para controlar este efeito. Em 1988, o Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC) foi formado, e o seu primeiro relatório (“A Avaliação Científica”) foi publicado em 1990. Um suplemento foi liberado em 1992, quando a Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UN-FCCC) foi assinada por 155 países na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED, ou “ECO-92”) no Rio de Janeiro. O Segundo Relatório de Avaliação (SAR) do IPCC foi completado em 1995, e em 1997 o Protocolo de Kyoto marcou o primeiro compromisso para reduzir emissões, embora muito menor que a redução necessária para controlar o efeito estufa e com várias partes chave do arranjo ainda faltando acordo. O Terceiro Relatório de Avaliação (TAR) do IPCC foi liberado em 2001, e no mesmo ano o acordo de Bonn, Alemanha, manteve o Protocolo de Kyoto vivo apesar da decisão do presidente dos Estados Unidos, George W. Bush, no mesmo ano, de retirar os EUA das negociações.

A percepção pública de mudança de clima continua evoluindo, embora fique para trás nos EUA. Esta evolução de percepção é, em parte, devido a eventos facilmente compreendidos, tais como 1998 ser o ano mais quente desde o início de registros instrumentais há aproximadamente 150 anos, o *iceberg* de 5.000 km² que se separou da Antártica em 1999, a liberação de dados militares que revelaram que o gelo do Oceano Ártico tinha perdido 42% da sua espessura desde os anos cinqüenta (Rothrock *et al.*, 1999), e o aparecimento de água aberta

ao pólo Norte pela primeira vez em 2000.

Uma barreira para aceitação da realidade do efeito estufa por quem faz políticas públicas e pelo público em geral, é uma confusão sobre a diferença entre declarações referentes aos eventos climáticos específicos e declarações sobre o sistema climático como um todo. Quando um ano particularmente seco ou quente acontecer, freqüentemente é perguntado para os cientistas se este foi o resultado de mudança de clima. A resposta habitual é que nós não sabemos, fazendo com que as pessoas pensem que a mudança climática não está acontecendo, ou então que nós sabemos tão pouco ao respeito que nenhuma ação está justificada.

A situação é semelhante à relação entre fumar e o câncer do pulmão (uma relação, aliás, que tem múltiplos paralelos com o efeito estufa). Se um determinado fumante morre de câncer do pulmão, não se pode afirmar com certeza que esta morte em particular foi causada pelo fumo, já que alguns não-fumantes também morreram de câncer do pulmão. No entanto, nós temos ampla evidência de que fumar aumenta em muito o risco de câncer do pulmão, e esta probabilidade pode ser quantificada. Da mesma maneira, um evento climático em particular não pode ser atribuído com certeza ao efeito estufa, já que as variações de chuva e temperatura sempre acontecerem por outras razões. Isto não significa que faltam evidências fortes de que emissões de gases do efeito estufa causam o aquecimento global e que o efeito estufa aumente o risco de secas e outros eventos climáticos com impacto direto sobre os humanos.

Um segundo paralelo com o fumo também é, no momento, altamente pertinente. Durante décadas, a indústria de tabaco contestou a ligação entre fumo e câncer com uma lógica precisamente paralela àquela que é ouvida hoje com respeito ao efeito estufa: que há incerteza demais para fazer qualquer coisa. O tempo todo, bem mais de 90% da comunidade de pesquisa médica que lidava com o problema era convencida que fumar era uma causa principal de câncer do pulmão. A noção de que nós não deveríamos tomar medidas caras agora por causa de incerteza ainda faz parte do raciocínio do presidente George W. Bush para justificar a retirada dos EUA das negociações de Kyoto em 13 de março de 2001. Bush tentou desacreditar o IPCC, cuja mais recente estimativa de aquecimento esperado até 2100 é de 1,4 a 5,8 °C. Para um cenário de “negócios como sempre”, estes modelos indicam um aquecimento mais provável de aproximadamente 3,8°C (Knutti *et al.*, 2002). A Academia Nacional de Ciências dos EUA foi pedida para formar um comitê especial para avaliar os resultados do IPCC. O comitê apoiou as conclusões do IPCC (Schrope, 2001).

Então, será que os países do mundo estão prontos para pagar o custo de manter o ambiente (os custos de ser guardiões)? A resposta é: “Não totalmente”. No entanto, acredito que isto mudará antes que o novo século avance muito.

Uma razão importante é que a mudança climática mais rápida é esperada nos próximos anos, comparado com o que aconteceu até agora. É calculado que o aumento de temperatura média observada ao longo do Século XX era 0,5°C, ou seja, apenas uma fração do aumento de 1,4-5,8°C que é esperado no Século XXI (Houghton *et al.*, 2001). Também o ritmo de mudança do uso da terra é mais rápido, por exemplo, o desmatamento na Amazônia e a perda de outros tipos de vegetação, tais como o cerrado brasileiro.

É importante entender que atitudes podem mudar dramática e rapidamente sobre assuntos importantes como este. Mais uma vez, o fumo fornece um exemplo: ao longo dos últimos vinte anos, atitudes públicas e restrições reguladoras sobre o fumo mudaram completamente.

c. El Niño

A ciência pode fazer uma tremenda diferença em percepções públicas. Um tópico científico que espera resolução é a questão de uma ligação entre efeito estufa e El Niño. Atualmente, o fenômeno El Niño é sempre apresentado como um acaso fortuito. Ninguém foi

visto como culpado quando 200.000 pessoas morreram de fome na Etiópia durante o El Niño de 1982.

Hoje em dia, o efeito estufa é visto como algo que afetará os nossos netos. Por outro lado, o El Niño mata gente agora, e de modos que são concretos e visíveis para audiências de televisão, ao invés de serem vagos e hipotéticos. Caso as pessoas comecem a pensar que El Niño acontece por causa dos gases de seus grandes carros, então esta percepção mudaria.

Algo mudou no sistema climático para explicar o aumento na frequência do El Niño, altamente significativo estatisticamente, desde 1976 (Nicholls *et al.*, 1996). O El Niño é ativado por um aumento da temperatura da água de superfície no Oceano Pacífico. Por que a temperatura da água aumenta? O aumento da temperatura global devido ao efeito estufa parece ser a mudança durante os últimos anos que é mais provável explicar por que a temperatura de superfície é empurrada além do limiar para o El Niño mais frequentemente. Nós ainda não podemos dizer com segurança científica se o efeito estufa é a causa do aumento da frequência de eventos El Niño: a linguagem mais forte usada é que esta possibilidade “não pode ser excluída” (Fedorov & Philander, 2000). Talvez daqui a dez anos, pesquisas estarão avançadas o suficiente para permitir que afirmações fortes sobre um elo entre aquecimento global e El Niño sejam feitas na literatura e por corpos tais como o IPCC. Onde você colocaria a sua aposta? O aumento paralelo na frequência de El Niño e na temperatura global é uma mera coincidência?

A recente descoberta (Levitus *et al.*, 2000) de que os oceanos têm esquentado mais que se pensava acrescenta peso à conexão entre o efeito estufa e eventos El Niño. A triplicação do conjunto global de dados a partir de perfis de temperatura nos oceanos (agora totalizando 3 milhões de medidas) explica o “calor perdido” que era predito por modelos globais de circulação (GCMs) da atmosfera, assim aumentando a confiança nas projeções modeladas do clima futuro (Kerr, 2000).

Uma vez que se admite uma ligação entre El Niño e o aquecimento global, a importância política do efeito estufa mudaria da noite para o dia. Por exemplo, se eventos El Niño são 50% mais frequentes devido ao efeito estufa, então 50% das mortes humanas que acontecem nos eventos El Niño podem ser culpa das emissões de gases do efeito estufa. A emissão anual de 5,6 t C/capita nos EUA fica menos aceitável. É claro que o mesmo aplica aos outros emissores principais, inclusive à emissão brasileira, que em 1990 era de 2,3 t C/capita (incluindo o desmatamento e a exploração madeireira). Os Estados Unidos em particular, sendo o maior contribuinte ao efeito estufa, poderia se ver em uma luz diferente se fosse considerado culpados por uma parte significativa destes impactos atuais.

d. “Surpresas” climáticas

Um fator adicional que pode afetar as percepções do efeito estufa poderá vir do progresso futuro em pesquisas sobre efeitos não-lineares, ou “surpresas”, tais como a alteração da circulação termohalina no Oceano Atlântico que produziria esfriamento catastrófico na Europa (Broecker *et al.*, 1997). Alguns modelos de clima indicam o colapso da circulação termohalina como consequência do efeito estufa (Wood *et al.*, 1999). Os cenários produzidos pelo IPCC (Nakicenovic *et al.*, 2000) não consideram a possibilidade de não-linearidades deste tipo. O IPCC classifica a probabilidade de um desarranjo da circulação termohalina como sendo menos que 5% no Século XXI (Houghton *et al.*, 2001). Este prazo é uma ressalva importante, já que pode ser esperado que a probabilidade aumente substancialmente no Século XXII.

Evidências da existência de um risco de quebrar a circulação termohalina incluem o paralelo com o Período Dryas mais Jovem, ao término da última glaciação: o mundo estava esquentando (uma situação semelhante ao aquecimento atual pelo efeito estufa), e o registro de

temperatura a partir de dados de sondas no gelo da Groelândia (e evidências palinológicas da Europa) indicam que aquela parte do mundo gelou de repente. Ao mesmo tempo, o resto do Planeta continuou esquentando (indicado, por exemplo, por sondas no gelo da Antártica). Acredita-se que a quebra da circulação termohalina no Atlântico seja a causa do esfriamento que causou a mudança dramática no clima dentro de menos de uma década, e que durou aproximadamente 2000 anos (Broecker *et al.*, 1997). É claro que nenhuma estimativa segura existe da probabilidade de um evento desse tipo ocorrer em qualquer prazo determinado, mas a lógica está clara de um risco maior com o aumento do efeito estufa. Os meios apropriados para incorporar na tomada de decisões eventos que são de baixa probabilidade e altamente incertos, mas catastróficos, representa uma área importante nos debates sobre mudanças globais (Keller *et al.*, 2000).

e. Biodiversidade

A biodiversidade representa outra área na qual o papel dos humanos no ecossistema está mudando, tanto em termos da natureza deste papel como em termos da nossa percepção do mesmo (Sala *et al.*, 2000). No momento, a biodiversidade está muito atrás da mudança climática em termos de ter bilhões de dólares na mesa que poderiam ser usados para alterar processos destrutivos, tais como o desmatamento tropical. Acredito que, ao longo do Século XXI, a importância dada à biodiversidade aumentará até um nível semelhante à da mudança climática.

O mais importante é que não devemos esperar até que recursos da biodiversidade, tais como florestas tropicais, sejam quase completamente destruídos, para permitir que as forças econômicas tradicionais entrem no jogo para elevar o preço de floresta tropical e assim estimular investimento em atividades de conservação e/ou de restauração. A situação análoga a isso é encapsulada pela afirmação de Don Huberts, presidente de Shell Hydrogen, que “a idade da pedra não terminou porque nós esgotamos as pedras, e a idade do petróleo não terminará porque nós esgotamos o petróleo” (Dunn, 2001: 8). Da mesma maneira, a idade do desmatamento predatório não tem que terminar porque nós esgotamos a floresta.

IV. SERVIÇOS AMBIENTAIS

Serviços ambientais representam um conceito que poderia mudar o modo que nós relacionamos com o ambiente, e especialmente um meio de influenciar decisões sobre uso da terra na Amazônia (Fearnside, 1989, 1997b). A disposição para pagar (WTP) por serviços ambientais (tais como a manutenção da biodiversidade, ciclagem d'água, e estoques de carbono) é sempre mais baixa que os resultados obtidos por estimativas que tentam atribuir um valor “verdadeiro” aos serviços (*e.g.*, Costanza *et al.*, 1997; Pimentel *et al.*, 1997). Falta bastante para transformar a base da economia em lugares como a Amazônia brasileira de forma que as forças econômicas mantenham, em vez de destruírem, a floresta. Para que tal transformação tivesse o resultado desejado de sustentar a população humana nestes lugares, temos que parar de jogar fora o recurso através do desmatamento.

V. CONCLUSÕES

Os humanos são uma parte do ecossistema global e atualmente estão alterando as características básicas desse ecossistema, tais como clima e biodiversidade. A habilidade de mudar e destruir ecossistemas dá aos humanos uma responsabilidade como guardiões destes recursos para gerações futuras. Percepções desta mudança na relação dos humanos com o resto do ecossistema estão começando, e provavelmente avançarão substancialmente durante o

Século XXI. No entanto, esta mudança não é automática e exige que sociedades humanas tomem ações fortes para re-alinhar as suas relações no ecossistema global. A incorporação de serviços ambientais no sistema econômico é uma prioridade urgente para redirecionar as ações humanas que danificam estes serviços, tais como a manutenção de biodiversidade, a ciclagem de água e o balanço de carbono.

VI. AGRADECIMENTOS

Trabalho apresentado na Conferência de Abertura do IX Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada sobre "Construindo a Geografia para o Século XXI", 14 a 18 de novembro de 2001, Recife. Agradeço ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA (PPI 1-3160) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq (AI 350230/97-8; AI 465819/00-1; EU 470765/2001-1) pelo apoio financeiro. R.B. Matos, M.S. Moura e R.A. Rocha revisaram o português. Todas as opiniões expressadas são do autor.

VII. LITERATURA CITADA

- Barbier, E.B. 1997. Introduction to the environmental Kuznets curve special issue. *Environment and Development Economics* 2(4): 369-381.
- Broecker, W.S. 1997. Thermohaline circulation, the Achilles heel of our climate system: Will man-made CO₂ upset the current balance? *Science* 278: 1.582-1.588.
- Cohen, J. 1995. *How Many People Can the Earth Support?* W.W. Norton, New York, E.U.A. 531 p.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton & M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- Daly, H. 1997. Políticas para o desenvolvimento sustentável. p. 179-192 In: C. Cavalcanti (ed.) *Meio Ambiente, Desenvolvimento Sustentável e Políticas Públicas*. Editora Cortez, Sao Paulo. 436 p.
- Dunn, S. 2001. Hydrogen futures: Toward a sustainable energy system. Worldwatch Paper 157, Worldwatch Institute, Washington, DC, E.U.A. 90 p.
- Falkowski, P., R.J. Scholes, E. Boyle, J. Canadell, D. Canfield, J. Elser, N. Gruber, K. Hibbard, P. Högberg, S. Linder, F.T. Mackenzie, B. Moore III, T. Pedersen, Y. Rosenthal, S. Seitzinger, V. Smetacek & W. Steffen. 2000. The global carbon cycle: A test of our knowledge of Earth as a system. *Science* 290: 291-296.
- Fearnside, P.M. 1989. Forest management in Amazonia: The need for new criteria in evaluating development options. *Forest Ecology and Management* 27(1): 61-79.
- Fearnside, P.M. 1997a. Limiting factors for development of agriculture and ranching in Brazilian Amazonia. *Revista Brasileira de Biologia* 57(4): 531-549.
- Fearnside, P.M. 1997b. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20(1): 53-70.
- Fearnside, P.M. 2001. Saving tropical forests as a global warming countermeasure: An issue that divides the environmental movement. *Ecological Economics* 39(2): 167-184.
- Fearnside, P.M. 2002. Why a 100-year time horizon should be used for global warming mitigation calculations. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 7(1): 19-30.
- Fedorov, A. V. & S.G. Philander. 2000. Is El Niño changing? *Science* 288: 1.997-2.002.
- Grainger, A. 1995. Integrating the socio-economic and physical dimensions of degraded tropical lands in global climate change mitigation assessments. p. 335-348 In: M.J. Apps & D.T. Price (eds.) *Forest Ecosystems, Forest Management and the Global Carbon Cycle*, NATO ASI Series, Subseries I "Global Environmental Change," Vol. 40. Springer-Verlag, Heidelberg, Alemanha. 452 p.
- Hall, M.H.P. 1994. Predicting the impact of climate change on glacier and vegetation distribution in Glacier National Park to the year 2100. Tese de mestrado, State University of New York, Syracuse, New York, E.U.A. 194 p. Ver: (<http://www.mesc.usgs.gov/glacier/glacier%5Fmodel.htm>).
- Houghton, J.T., Y. Ding, D.G. Griggs, M. Noguier, R.J. Van der Linden & D. Xiausú (eds.) 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 944 p.
- Keller, K., L. Tan, F.M.M. Morel & D. Bradford. 2000. Preserving the ocean circulation: Implications for climate policy. *Climatic Change* 47: 7-43.
- Kerr, R. 2000. Globe's 'missing warming' found in the ocean. *Science* 287: 2.126-2.127.
- Knutti, R., T.F. Stocker, F. Joos & G.K. Plattner. 2002. Constraints on radiative forcing and future climate change from observations and climate model ensembles. *Nature* 416: 719-723.
- Levitus, S., J.I. Antonov, T.P. Boyer & C. Stephens. 2000. Warming of the world ocean. *Science* 287: 2.225-2.229.
- Mastny, L. 2000. Ice cover melting worldwide. p. 126-127 In: L. Brown, M. Remmer & B. Halwell (eds.) *Vital Signs 2000*. W.W. Norton, New York, E.U.A. 192 p.
- Meadows, D.H., D.L. Meadows & J. Randers. 1992. *Beyond the Limits: Global Collapse or sustainable Future*. Earthscan, London, Reino Unido. 300 p.
- Nakicenovic, N. & 53 outros. 2000. *Special Report on Emissions Scenarios*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 599 p.
- Nicholls, N. & 98 outros. 1996. Observed climate variability and change. p. 133-192 In: J.T. Houghton, L.G. Meira Filho, B.A. Callander, N. Harris, A. Kattenberg & K. Maskell (eds.) *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido. 572 p.
- Pimentel, D., C. Wilson, C. McCullum, R. Huang, P. Dwen, J. Flack, Q. Tran, T. Saltman & B. Cliff. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience* 47(11): 747-757.
- Rothrock, D.A., Y. Yu & G.A. Maykut. 1999. Thinning of the Arctic Sea-Ice Cover. *Geophysical Research Letters* 26: 3.469-3.472.
- Sala, O.E., F.S. Chapin III, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L.F. Huenneke, R.B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D.M. Lodge, H.A. Mooney, M. Oesterheld, N.L. Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker & D.H. Wall. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1.770-1.774.
- Schrope, M. 2001. Consensus science, or consensus politics? *Nature* 412: 112-114.
- Scott, A. 1999. Trust law, sustainability and responsible action. *Ecological Economics* 31(1): 139-154.
- Stern, D.I. 1998. Progress on the environmental Kuznets curve? *Environment and Development Economics* 3(2): 173-196.

- Timmermann, A., J. Oberhuber, A. Bacher, M. Esch, M. Latif & E. Roeckner. 1999. Increased El Niño frequency in a climate model forced by future greenhouse warming. *Nature* 398: 694-696.
- Wood, R.A., A.B. Keen, K.F.B. Mitchell & J.M. Gregory. 1999. Changing spatial structure of the thermohaline circulation in response to atmospheric CO₂ forcing in a climate model. *Nature* 399: 572-575.