

Estimativa do Custo Econômico do Desmatamento na Amazônia*

Ronaldo Seroa da Motta
Rio, julho 2002

1 INTRODUÇÃO.....	2
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	5
3 METODOLOGIA ADOTADA E ESTIMATIVAS.....	10
3.1 EXTRATIVISMO MADEIREIRO.....	11
3.2 EXTRATIVISMO NÃO-MADEIREIRO.....	12
3.3 ECOTURISMO.....	12
3.4 ESTOQUE DE CARBONO.....	13
3.5 BIOPROSPECÇÃO.....	15
3.6 VALOR DE EXISTÊNCIA.....	16
4 RESUMO DAS ESTIMATIVAS E CONCLUSÕES.....	21
BIBLIOGRAFIA.....	25

* Este estudo faz parte do projeto Causas e Dinâmica dos Desmatamentos na Amazônia do Banco Mundial coordenado por Sergio Margulis. O autor reconhece a participação de Ramon Ortiz (Doutorando da Universidade de Bath) na revisão da literatura de bio-prospecção, Walter Belluzzo Jr. (USP/Ribeirão Preto) na de valor de existência e Yann Alves (IPEA) na revisão dos estudos da Seção 2. Alexia Rodrigues, Luiza Camaret e Rodrigo Padilha apoiaram o levantamento e tratamento dos dados. Agradecemos a Márcia Gonzaga Rocha do SEBRAE/MS pelas informações gentilmente cedidas sobre eco-turismo.

1 INTRODUÇÃO

O valor econômico dos recursos ambientais geralmente não é observável no mercado através de preços que reflitam seu custo de oportunidade. Entretanto, eles têm atributos de consumo associados ao seu uso e à sua existência que afetam tanto a produção de bens e serviços privados como diretamente o consumo dos indivíduos. Assim, é comum na literatura desagregar o valor econômico total do recurso ambiental (VET) em valores de uso (VU) e de não-uso (VNU¹).

O valor de uso pode ser, por sua vez, desagregado em:

Valor de uso direto (VUD) — quando se utiliza atualmente um recurso, por exemplo, na forma de extração, visitação ou outra atividade de produção ou consumo direto.

Valor de uso indireto (VUI) — quando o benefício atual do recurso deriva-se indiretamente das funções ecossistêmicas.

Valor de opção (VO) — valor de usos diretos e indiretos que poderão potencialmente existir em futuro próximo.

O valor de não-uso (ou valor passivo) representa o valor de existência (VE) que está dissociado do uso (embora represente consumo ambiental) e deriva-se de uma posição moral, cultural, ética ou altruística em relação aos direitos de existência de espécies não-humanas ou preservação de outras riquezas naturais, mesmo que estas não representem uso atual ou futuro para o indivíduo.² Há, contudo, uma controvérsia na literatura quanto ao VE representar o desejo do indivíduo de manter certos recursos ambientais para que seus herdeiros, isto é, as gerações futuras, usufruam de usos diretos e indiretos (*bequest value*). É uma questão conceitual considerar até que ponto um valor assim definido está mais associado ao valor de opção do que ao de existência. O que importa para o desafio da valoração, é admitir que os indivíduos podem assinalar valores independentemente do uso que fazem hoje ou pretendem fazer amanhã.

Assim, uma expressão para o valor econômico total (VET) seria a seguinte:

$$VET = (VUD + VUI + VO) + VE$$

O Quadro 1 identifica os casos específicos dos recursos ambientais associados à biodiversidade das florestas que se perdem no processo de desmatamento, quando da conversão do solo florestal para atividades agropecuárias.

¹ Muitos são os livros-textos de valoração ambiental que adotam esta taxinomia [ver, por exemplo, Pearce e Moran (1994) e Seroa da Motta (1998)].

²Bens privados também podem apresentar esses atributos, que se expressariam no que as pessoas chamam de valor de estimação.

Exemplos de Valores Econômicos dos Recursos Florestais

	Valor de uso		Valor passivo ou de não-uso
Valor direto	Valor indireto	Valor de opção	Valor de existência
Provisão de recursos extrativos madeireiros e não-madeireiros e uso não-consumptivo como, por exemplo, o ecoturismo.	Fornecimentos de suportes para as atividades econômicas e o bem-estar humano, como, por exemplo, proteção dos corpos d'água, do solo, do fogo e controle de cheias e microclima.	Uso futuro do patrimônio genético, como, por exemplo, para descoberta de novos fármacos.	Valor intrínseco, existência de espécies não-humanas ou preservação de valores culturais, religiosos e históricos.

Note, entretanto, que um tipo de uso do recurso ambiental pode excluir outro. Por exemplo, o uso de uma área para agricultura exclui seu uso para conservação da floresta que cobria este solo. Assim, o primeiro passo na determinação do VET será identificar esses conflitos de uso e, portanto, há que se conhecer as relações ecológicas que determinam a exclusão de usos. Somente a partir desse conhecimento do dano biológico ou físico é que será possível a determinação desses valores econômicos. Esta dificuldade é maior à medida que passamos dos valores de uso direto para valores de não-uso. Nos valores de uso, os usos indiretos e de opção apresentam, por sua vez, maior dificuldade que os usos diretos.

A quantificação monetária desses impactos também é complexa e depende da aplicação adequada de alguns métodos. Nos métodos da função de produção (produção sacrificada ou custos evitados) o recurso ambiental é um insumo de um bem ou serviço privado. Assim, quando a disponibilidade deste recurso ambiental é afetada (para melhor ou pior, tanto em termos quantitativos como em qualidade) ocorre também um impacto na produção do bem ou serviço privado. Se o impacto altera a quantidade produzida do bem privado, o valor econômico desse impacto pode ser mensurado pela variação de receita líquida (receita bruta menos custos de produção ou excedente do produtor) desta alteração de produção. Por exemplo, ao desmatar uma área elimina-se a produção extrativa e, portanto, perde-se a receita líquida desta atividade.

Para evitar uma variação de produção poderá ocorrer uma variação no custo de produção para compensar a alteração na disponibilidade do insumo ambiental. De qualquer forma, esta variação do custo de produção significará também uma variação na receita líquida da atividade que produz o bem ou serviço privado. Por exemplo, o desmatamento pode indiretamente aumentar a probabilidade de cheias e, assim, causar prejuízos com enchentes. O valor desse prejuízo seria, assim, um custo ambiental associado ao desmatamento.

Dito de outra forma, o método da função de produção estima como varia a receita líquida (excedente do produtor) de atividades econômicas que dependem de um insumo ambiental, seja pela produção sacrificada ou pela variação de custo. Essas perdas de receita podem ser assim estimadas com base nos preços de

mercado dos recursos privados. Para tal, geralmente se admite que a magnitude do impacto causa apenas uma variação marginal nesses preços, de forma que somente se observam perdas na produção na forma de receita líquida. Caso se admita variações nos preços de mercado do bem ou serviço privado afetado, então também variações no excedente do consumidor teriam de ser medidas e, em alguns casos, considerados também os efeitos de dependência entre mercados num contexto de equilíbrio geral.

Já os métodos da função de demanda (preços hedônicos, custos de viagem da valoração contingente) mensura o valor dos recursos ambientais que é consumido diretamente pelo indivíduo estimando, assim, a variação do excedente do consumidor diante de uma variação da disponibilidade do recurso ambiental. Esses métodos estimam funções de demanda para estes recursos derivadas de *a*) mercados de bens ou serviços privados complementares ao recurso ambiental ou *b*) mercados hipotéticos, construídos especificamente para o recurso ambiental em análise.

O benefício (ou custo) da variação de disponibilidade do recurso ambiental será dado pela variação do excedente do consumidor medida pela função de demanda estimada para este recurso. Por exemplo, os custos de viagem em que as pessoas incorrem para visitar um parque nacional podem determinar uma aproximação da disposição a pagar destes em relação aos benefícios recreativos do parque. Tal método é denominado custo de viagem. Os imóveis podem agregar valor associado a uma característica ambiental da sua localização; logo, através de modelos de preços hedônicos podemos inferir quanto as pessoas estão dispostas a pagar por essa característica. Tanto o método dos preços hedônicos como o do custo de viagem estimam valores de uso.

Valores de existência, como não são associados a nenhum tipo de uso, geralmente não encontram um bem ou serviço privado comercializado no mercado que da sua função de demanda possamos derivar uma função de demanda ambiental. As perdas de bem-estar associadas à existência que podem ser medidas podem, contudo, ser identificadas diretamente em uma pesquisa que questiona, junto a uma amostra da população, a sua disposição máxima de pagar (ou aceitar) por uma variação na disponibilidade de um recurso ambiental — por exemplo, uma pesquisa que, ao explicar a importância da existência de um sítio natural, pergunta quanto o entrevistado pagaria para a sua conservação sem que o indivíduo tivesse usufruído de qualquer benefício de uso direto ou indireto. Este é o método da valoração contingente. Identificando diretamente estas medidas de disposição a pagar/aceitar podemos construir as respectivas funções de demanda.

Embora intuitivamente simples, as estimativas de funções de demanda ambiental — tanto as derivadas indiretamente de preferências reveladas em mercados privados complementares ou substitutos ao recurso ambiental como as estimadas diretamente de preferências associadas a uma contingência hipotética — além de serem, muitas das vezes, teórica e econometricamente complexas, exigem também um amplo esforço de coleta de dados.

Tendo em vista todas as dificuldades já mencionadas, o exercício de valoração será quase sempre limitado e o seu grau de validade dependerá do

objetivo da valoração, das hipóteses assumidas, da disponibilidade de dados e do conhecimento da dinâmica ecológica do objeto que está sendo valorado.

Note-se que qualquer que seja o método adotado, estimam-se valores ambientais derivados de funções de produção ou de demanda com base na realidade econômica atual. Na medida em que esses valores (custos ou benefícios) possam ocorrer ao longo de um período, então, será necessário identificar sua evolução no tempo. No caso do desmatamento, isto significaria identificar valores resultantes do estoque futuro de floresta que, em última instância, determinaria a escassez futura dos recursos ambientais perdidos e, assim, seu valor futuro.

Dessa forma, seria necessário incluir parâmetros dinâmicos para determinar uma curva de custo econômico do desmatamento no tempo e não um valor deste custo em um determinado ponto no tempo. Mas a identificação desta curva seria, então, repleta de incerteza. Mais ainda, os valores futuros teriam de ser descontados no tempo, isto é, calculados nos seus valores presentes, e, para tanto, haveria a necessidade de se utilizar uma taxa de desconto social. Essa taxa difere da taxa de juros privada, devido às imperfeições no mercado de capitais, e sua determinação não é trivial, pois, significa estimar a taxa pela qual o consumo presente deve ser trocado por consumo futuro sem a possibilidade de consultar as gerações futuras. Assim sendo, cenários para esses valores econômicos futuros e com distintas taxas de desconto devem ser utilizados para avaliar a sensibilidade dessas indeterminações.

O exercício de valoração aqui desenvolvido apresentará um esforço de mensuração do VET associado ao desmatamento da Amazônia. As estimativas serão referenciadas ao ano de 2000. Conforme será visto adiante, as dificuldades anteriormente apontadas, tal como ocorreu em outros estudos similares, serão apenas parcialmente superadas.

A Seção 2 apresenta esta revisão da literatura. A Seção 3 apresenta os aspectos metodológicos e os resultados da valoração. A Seção 4 analisa essas estimativas diante das considerações de políticas que visam ao controle do desmatamento.

2 REVISÃO DA LITERATURA

Com base nos princípios e métodos de valoração já analisados, existem inúmeros estudos que procuraram estimar certas parcelas do valor econômico (uso ou não-uso) associado aos recursos florestais que foram perdidos no processo de desmatamento das florestas tropicais. No decorrer da apresentação da nossa metodologia, iremos visitar a maioria deles que julgarmos relevante para o nosso exercício de valoração.

Entretanto, os três estudos que tentaram estimar o valor econômico total do desmatamento na Amazônia serão aqui analisados em detalhes. Como o desmatamento para conversão da floresta elimina para sempre alguns valores econômicos, a perda total deve ser medida pelo valor presente das perdas anuais resultantes. Estes estudos também apresentam estas estimativas adotando uma ou, em alguns casos para mostrar cenários distintos, mais de uma taxa de desconto.

Para evitar valores presentes afetados por escolhas distintas de taxa de desconto, decidimos comparar as estimativas anuais que são apresentadas com valores por/ha ano.

Fearnside (1997) estima o dano ambiental causado pelo desmatamento dos pequenos agricultores com o objetivo de avaliar a magnitude de compensações internacionais que deveriam ser pagas a esses agricultores para evitar o desmatamento. O *rationale* do estudo é que os serviços ambientais globais da floresta que se perdem com o desmatamento indicariam o benefício da comunidade internacional com a redução do desmatamento e, portanto, a magnitude dessas compensações. Dessa forma, as estimativas não incluem os valores de uso produtivo da floresta que são capturados exclusivamente pelos agentes econômicos locais, tais como os derivados da produção extrativa sustentável.

Fearnside (1997) estima, também, os valores dos serviços ambientais de uso indireto (ciclo hídrico e estocagem de carbono) e os valores de opção e de existência em termos de preservação da biodiversidade. No primeiro caso, utiliza uma estimativa de reciclagem da água fundamentado na hipótese de que a água da região representaria 10% do produto agrícola nacional, que daria um valor de US\$ 19/ha e para o carbono adota parâmetros de 191 t/ha de estudos de sua própria autoria, e um preço médio de carbono de US\$ 7,3 tC com base na literatura. Valores de opção e existência teriam, juntos, a magnitude de US\$ 20,00/ha ano com apoio em Cartwright (1995) que faz uma estimativa *ad hoc* de quanto seria necessário para induzir os países detentores de florestas tropicais a se absterem de desmatar.

As estimativas são realizadas em relação à taxa de desflorestamento de 1990. O custo “médio” por /ha ano foi estimado em US\$ 1.338/ha ano e o seu valor presente, com uma taxa de 5% a.a., em US\$ 5.423/ha. O valor total “médio” total do dano, e, portanto, das compensações, referente ao ano de 1990 seria de US\$ 2.498 milhões, dos quais US\$ 552 milhões para biodiversidade, US\$ 1.920 milhões para estocagem de carbono e US\$ 26 milhões para ciclo hídrico.

Torras (2000) estima a renda sustentável na região amazônica. Tenta inserir nas medidas de PIB da região uma medida de consumo do capital natural da floresta. Para tal, estima o valor econômico total de um hectare representativo da área da floresta amazônica que foi desmatada para sua inserção nas contas nacionais e regionais para cálculo da medida de renda sustentável, ou seja, o produto interno líquido dos custos econômicos do desmatamento.

As estimativas se referem ao ano de 1993 e foram calculadas com base na média aritmética dos valores encontrados na literatura para cada caso. Esses valores de 1993 foram então ajustados anualmente até o ano de 1978 com base numa relação linear, com estoque remanescente de floresta. O custo do desmatamento para o ano de 1993 seria de US\$ 1.175/ha ano, dos quais US\$ 549/ha ano para uso direto, US\$ 414/ha ano para uso indireto, US\$ 18/ha ano para valor de opção e US\$ 194/ha ano para valor de existência. Em relação ao PIB regional este custo varia de 80,7% a 192,2%, partindo de 80,7% em 1978, chegando ao máximo de 192,2% em 1986, mas caindo para 21% em 1993.

Andersen *et alii* (2001) apresentam uma análise de custo-benefício do desmatamento na Amazônia do ponto de vista privado, nacional e global. Estimam o valor econômico total para um hectare representativo da área da floresta amazônica desmatada comparando-o com os benefícios do desmatamento representados pelos valores da produção agropecuária e madeireira que foram gerados na área desmatada e pelos seus impactos de geração de renda na área urbana.

Os procedimentos estimativos de Andersen *et alii* (2001) foram mais detalhados e serão analisados quando da apresentação, na seção seguinte, da nossa metodologia.

Seus resultados apresentam um valor muito abaixo dos estudos anteriores³ e indicam um custo de desmatamento para o ano de 1995 de US\$ 87,7 /ha ano, dos quais o valor de uso direto-local seria de US\$ 28,5/ha ano, o valor de uso indireto-nacional de US\$ 12,6/ha ano e o valor de opção e existência-global de US\$ 46,6/ha ano. O valor presente do custo do desmatamento é calculado às taxas de 2%, 6% e 12% a.a. O valor “médio”, à taxa de 6%, seria de US\$ 1418,00/ha, dos quais o valor de uso direto-local seria de US\$ 475/ha, o valor de uso indireto-nacional de US\$ 163,00 e o valor de opção e de existência, ditos globais, juntos seriam de US\$ 790,00.

O valor dos benefícios do desmatamento, determinados pelo produto gerado na agricultura, na pecuária e na extração de madeira e seus efeitos multiplicadores na economia urbana da região, quando descontados à taxa de 6% a.a., seriam de US\$ 802, dos quais US\$ 553/ha de benefícios rurais e US\$ 249/ha de impactos positivos urbanos. O resultado da análise de custo benefício indica que os custos do desmatamento somente excedem os seus benefícios quando incluem os custos globais de opção e de existência.

Conforme pode ser observado, embora as estimativas de custo econômico do desmatamento difiram em larga proporção, os três estudos concluem que o custo estimado está abaixo do benefício do desmatamento. E essa diferença é, em grande parte, devida aos valores associados aos usos indiretos, de opção e de existência.

Em que pese o aspecto de inovação e difusão tecnológica que pode estar impedindo o surgimento de atividades financeira e ecologicamente sustentáveis, esses resultados, considerando o padrão de produção atual, confirma que a manutenção da floresta, na ótica puramente privada do agente econômico local, não geraria rendimentos superiores a sua conversão para fins agropecuários ou de extração madeireira.

O Quadro 2 resume os principais aspectos metodológicos desses três estudos.

Analisando o Quadro 2 podemos observar que:

³ Na verdade Andersen *et alii* (2001) revisam estimativas de Andersen (1997) que calculou um custo total bastante menor de US\$ 184,00 /ha ano. Aqui optamos por apenas rever o trabalho mais recente, já que este trata de estimativas revisadas e, portanto, das que a autora considera mais realistas.

1 – Cada estudo tem um objetivo distinto e assume hipóteses distintas sobre as relações ecológicas entre o processo de desmatamento e seu impacto em atividades econômicas que são sacrificadas e que, portanto, originam os valores econômicos estimados.

2 – Todos os três estudos, embora tentem realizar estimativas próprias, na maioria das vezes acabam utilizando valores médios ou limites dos já disponíveis na literatura.

3 – O estudo de Fearnside (1997), que objetiva medir uma magnitude para compensações internacionais, se restringe à aplicação de uma estimativa *ad hoc* para valores de opção e existência e de uma estimativa do valor de estoque de carbono.

QUADRO 2

Resenha dos Estudos Publicados sobre Custo do Desmatamento na Amazônia — Aspectos Metodológicos

Aspectos metodológicos	Fearnside (1997)	Torras (2000)	Andersen <i>et alii</i> (2001)
Objetivo	Estimativa de dano ambiental causado pelo desmatamento dos pequenos agricultores para fins de compensações internacionais. Para tal, estima valores dos serviços ambientais de uso indireto, de opção e de existência (biodiversidade, estocagem de carbono e ciclo hídrico) para estimar o dano ambiental anual da taxa de desflorestamento de 1990 e a parcela deste dano causada pelos pequenos agricultores.	Estimativa de renda sustentável na Amazônia. Estima o valor econômico total (TEV) para um hectare representativo da área da floresta amazônica que foi desmatada para sua inserção nas contas nacionais e regionais de renda para cálculo da medida de renda sustentável.	Análise de custo-benefício do desmatamento na Amazônia do ponto de vista privado, nacional e global. Estima o valor econômico total (TEV) para um hectare representativo da área da floresta amazônica desmatada para sua comparação com os benefícios do desmatamento dados pela produção agropecuária e madeireira que foi gerada na área desmatada e de seus impactos na renda urbana.
Região estudada	Amazônia rural.	Floresta amazônica como um todo e desagregação para nove estados da região.	Amazônia Legal
Escopo do custo de desflorestamento	Considera apenas os valores de uso indireto para estimar os serviços ambientais considerados. Atribui um valor estimado para o dano causado com desflorestamento e o estoque de floresta remanescente. Estimativas são determinadas para cenários de alto, médio e baixo impacto.	Considera valores de uso direto e indireto, de opção e de existência para estimar os serviços ambientais considerados. Atribui um valor estimado para TEV para um ha representativo da floresta amazônica e para perda econômica atribuível ao desflorestamento.	Considera valores de uso direto (classificados como benefícios privados locais) e indireto (classificados como benefícios públicos locais), de opção e de existência (classificados como benefícios globais) para estimar os serviços ambientais considerados. Estimativas são determinadas para taxas de desconto de 2%, 6% e 12% a.a..
Período de análise	Resultados para o ano de 1990.	Resultados para o período de 1993 interpolados até 1978.	Resultados para o ano de 1995.
Procedimentos estimativos	Utiliza estimativas da literatura para valores de existência/opção e realiza a sua própria para reciclagem da água e estocagem de carbono.	Utiliza valores médios da literatura calculados como uma simples média aritmética.	Adota procedimentos próprios em quase todos os itens para estimar receitas líquidas sacrificadas nos valores de uso. Nos valores de opção e de existência utiliza estimativas <i>ad hoc</i> balizadas pela literatura.
Resultados finais	<p>1 – Valor total “médio” de dano estimado para o desmatamento do ano de 1990 de US\$ 2.498 milhões (US\$ 552 milhões para biodiversidade, US\$ 1.920 milhões para estocagem de carbono e US\$ 26 milhões para ciclo hídrico).</p> <p>2 – O valor “médio”, para 1990, por família de pequeno agricultor seria de US\$ 1.551 (US\$ 22 para biodiversidade, US\$ 1.508 para estocagem de carbono e US\$ 21 para ciclo hídrico).</p> <p>3 – Valor presente líquido desta perda de 1990 à taxa de desconto de 5% a.a. foi de US\$ 9761 milhões.</p> <p>4 – Valor total “médio” do estoque remanescente de floresta em 1990 à taxa de desconto de 5% a.a. foi de US\$ 736 bilhões (US\$ 135 bilhões para biodiversidade, US\$ 471 bilhões para estocagem de carbono e US\$ 130 bilhões para ciclo hídrico).</p>	<p>1 – Custo do desmatamento dado para o ano de 1993 seria de US\$ 1.175 /ha ano (US\$ 549/ha ano para uso direto, US\$ 414/ha ano para uso indireto, US\$ 18/ha ano para valor de opção e US\$ 194/ha ano para valor de existência).</p> <p>2 – Estimativa de 1993 ajustada para o período até 1978 com base numa relação linear com estoque remanescente de floresta que gerou, por exemplo, para o ano de 1978, um valor de US\$ 1088 /ha ano.</p> <p>3 – O valor presente líquido dessas perdas anuais, taxa de desconto de 5%, são comparadas com medidas de renda em termos percentuais. Em relação ao PIB brasileiro variaram de 7,9% em 1978, chegando ao máximo de 18,5% em 1986 e voltando para 9% em 1993.</p> <p>4 – Em relação ao PIB</p>	<p>1 – Custo do desmatamento para o ano de 1995 seria de US\$ 87,7 /ha ano (valor de uso direto-local de US\$ 28,5 /ha ano, valor de uso indireto-nacional de US\$ 12,6 /ha ano e valor de opção e existência global de US\$ 46,6 /ha ano).</p> <p>2 – Valor presente do custo do desmatamento é calculado às taxas de 2%, 6% e 12%. O valor “médio”, à taxa de 6%, seria de US\$ 1418,00/ha (valor de uso direto-local de US\$ 475/ha, valor de uso indireto-nacional de US\$ 163,00 e valor de opção e existência-global de US\$ 790,00).</p> <p>3 – Valor dos benefícios do desmatamento descontada a taxa de 6% a.a. seria de US\$ 802 (US\$ 553/ha de benefícios rurais e US\$ 249/ha de impactos positivos urbanos).</p> <p>4 – O resultado da análise de custo benefício indica que os custos do desmatamento</p>

5 – O custo "médio" por /ha ano seria de US\$ 1338 / ha ano e o seu valor presente à taxa de 5% de US\$ 5423/ha.	regional varia de 80,7% a 192,2%, partindo de 80,7% em 1978, chegando ao máximo de 192,2% em 1986, mas descendo para 21% em 1993.	somente excedem os seus benefícios quando incluem os custos de opção e de existência de abrangência global.
--	---	---

Fontes: Fearnside (1997), Torras (2000) e Andersen *et alii* (2001).

4 – O estudo de Torras (2000), que estima uma medida de renda sustentável, utiliza-se de médias de outros estudos anteriores sem realizar estimativas próprias.

5 – O estudo de Andersen *et alii* (2001) também utiliza a literatura para indicar seus valores monetários, adotando quase sempre uma estimativa conservadora que represente um limite inferior na justificativa de representarem valores marginais.

6 – Nenhum dos três estudos estima valores econômicos futuros em relação ao aumento de escassez com a redução do estoque de floresta.

3 METODOLOGIA ADOTADA E ESTIMATIVAS

Nesta seção, apresentamos os aspectos metodológicos a serem adotados para medir o valor econômico do custo do desmatamento na Amazônia. Embora acreditemos que nosso esforço metodológico, ao realizar algumas estimativas próprias, ofereça resultados mais consistentes, algumas das imperfeições dos estudos anteriores quanto ao conhecimento das relações ecológicas e de indicadores de valores futuros permanecerão.

Nossas estimativas também se restringiram a algumas parcelas de valor nas quais o conhecimento ecológico a nossa disposição permitia uma inferência dos danos ambientais e, conseqüentemente, também um exercício de estimação monetária. Dessa forma, usos indiretos de controle de erosão do solo e cheias e de reciclagem da água não foram estimados, como também proteção do fogo.⁴ O ano de referência das estimativas será o de 2000.

Em resumo, as parcelas estimadas foram relativas aos:

- 1 – Valores de uso associados ao extrativismo madeireiro e não-madeireiro e ao eco-turismo.
- 2 – Valores de uso indireto associados à estocagem de carbono.
- 3 – Valores de opção relativos à bioprospecção.
- 4 – Valores de existência associados à preservação da biodiversidade.

⁴ O fogo, para abertura de áreas de agropecuária, além de desmatar uma área permite avanço do fogo rasteiro na floresta aumentando o risco do fogo natural, que pode se espalhar por grandes áreas. Entretanto, a magnitude do uso do fogo nas pastagens pode causar acidentalmente danos às benfeitorias, mas esses prejuízos são externalidades da atividade pecuária e não do desmatamento. Para uma estimativa de danos de fogo acidental, ver Seroa da Motta *et alii* (2001).

3.1 EXTRATIVISMO MADEIREIRO

Peters, Gentry e Mendelshon (1989) foram os pioneiros ao realizar uma análise econômica do potencial econômico de extrativismo *versus* as atividades convencionais de agropecuária que incentivam o desmatamento. Sua análise se focou na Amazônia peruana, mas os autores usaram dados do manejo de florestas de estudos da região amazônica brasileira. Suas conclusões eram de que o extrativismo madeireiro e não-madeireiro seria até mais rentável que as práticas convencionais. Os estudos mais recentes, citados na Seção 2, que foram aplicados na Amazônia brasileira, encontram resultados que não garantem essa viabilidade.

O desmatamento sanciona a perda de receita líquida da produção de madeira que poderia ser extraída com técnicas de manejo de baixo impacto ambiental. Essas técnicas diferem das atuais por terem como objetivo um fluxo sustentável de produção na medida em que a madeira é extraída em ciclos longos e rotativos que permitem o crescimento da floresta ao seu nível original. Ou seja, a extração não é total e sim manejada de forma que os outros serviços ambientais da floresta possam também ser garantidos.

Tal procedimento também exige práticas de corte seletivo e de transporte da madeira cortada na floresta que reduzem o impacto ambiental. Se, por um lado, aumentam o custo em termos de imobilização de terra, equipamentos e operação, por outro, aumentam a produtividade ao minimizarem perdas.

O único estudo que analisa o fluxo de caixa dessa prática é o realizado com experimentos na região de Paragominas, ao sul do Pará, publicado em Almeida e Uhl (1995). Neste estudo os autores estimam que seria possível gerar uma receita líquida de US\$ 28/ha ano com essas práticas. Neste cálculo não estão incluídos os custos de oportunidade da terra que é deixada após o corte para crescimento natural até o fim do ciclo. Se estes custos fossem incluídos, tal receita seria negativa e isto seria razão para que tal prática raramente fosse adotada. Entretanto, para nosso objetivo de estimação, este valor líquido do custo da terra é o adequado, uma vez que queremos justamente utilizar as nossas estimativas em comparação com o custo de oportunidade da terra na região que movimenta o processo de desmatamento.

Tal como em Andersen *et alii* (2001) adotaremos esse valor para a perda de receita líquida da produção madeireira sustentável. Como se trata de um valor estimado para o ano de 1994, decidimos atualizá-lo monetariamente. Uma vez que não dispomos de índices específicos para a receita e custos dos quais sua estimativa derivou, utilizaremos, além das respectivas taxas de câmbio, a razão entre a variação dos preços médios da madeira extraída da região amazônica da Pesquisa Extrativa Vegetal do IBGE para o período 1992-2000 que foi de apenas 17%, percentual muito próximo ao da variação da taxa de câmbio real. Logo o valor ajustado para 2000 diferiu muito pouco do valor anteriormente estimado para 1994. Esse valor foi de US\$ 28,5/ha que será adotado no nosso exercício de valoração.

Note, contudo, que seria plausível admitir que esta seria uma subestimativa para projeções de valores futuros porque existe uma tendência de esgotamento dos

atuais mercados exportadores de madeira do sudeste asiático que, assim, permitiria uma apreciação da madeira amazônica, inclusive com introdução de espécies hoje pouco comercializadas.

3.2 EXTRATIVISMO NÃO-MADEIREIRO

Admitindo que as atividades de extrativismo não-madeireiro (por exemplo: látex, piaçava, juta etc) já são praticadas de forma sustentável na região, o desmatamento para conversão agropecuária ocasionará a perda da produção dessas atividades existentes na área desmatada. Essa perda, quando calculada por densidade de área, valor da produção dividido pela área total, é reconhecidamente muito pequena se comparada com atividades associadas (extração, lenha e carvão). Seroa da Motta e May (1992) já haviam aplicado esta metodologia com dados dos anos 1980 e encontrado valores muito baixos, em torno de 0,5% e 1% do valor da madeira. Wunder (1999), ao utilizar dados do Censo Agropecuário de 1995/1996, estimou o valor de R\$ 0,22 /ha para toda a produção extrativa não-madeireira na Amazônia Legal.

Em nossas estimativas para o ano de 2000 utilizamos os dados de valor municipal de produção extrativa da pesquisa da Produção Extrativa Vegetal Municipal do IBGE. A receita líquida foi calculada igual à receita bruta, considerando serem essas atividades de baixa intensidade de capital. Dividindo o agregado da região pela sua área total, convertido pela taxa de câmbio médio de 2000, calculou-se o potencial de perda extrativa não-madeireira por hectare de floresta. Essa estimativa ficou em apenas US\$ 0,20 /ha ano que será adotado em nosso exercício de valoração. Este é um valor mais baixo do que o de US\$ 0,50, adotado por Andersen *et alii* (2001) que aplicaram a mesma metodologia com dados de 1995, embora este estudo tenha ainda deduzido 50% na forma de custo.

Ao contrário da madeira, o mercado futuro de extrativismo não-madeireiro é menos promissor, principalmente considerando uma produção na escala territorial da região. Dessa forma, não seria razoável admitir que essa magnitude de benefícios por hectare seria sensivelmente crescente no futuro.

3.3 ECOTURISMO

Inúmeros estudos avaliam o valor de uso turístico de sítios naturais com visitação, tais como os parques nacionais.⁵ Todavia, esse valor recreativo está concentrado em áreas legal e publicamente protegidas com ameaça de desmatamento quase nula. Todavia, o ecoturismo em áreas privadas tem se expandido em todo o mundo e o governo brasileiro já está iniciando seu fomento na região amazônica com o programa Proecotur.

Não existem ainda informações sistematizadas da atividade de ecoturismo na Amazônia, até porque esta ainda é incipiente na região. Dessa forma, mesmo com um grande potencial, diferentemente do extrativismo, não foi possível obter dados sobre ecoturismo na região.

⁵ Entre muitos, ver Ortiz, Seroa da Motta e Ferraz (2000) para o Parque Nacional de Iguazu no Brasil e Echeveria, Hanrahan e Solórzano (1995) para um caso na Costa Rica.

Mais ainda, dada a dimensão da atual área ainda preservada da Amazônia, é plausível supor que o potencial da atividade possa ser assegurado mesmo com um estoque menor de floresta que o atualmente existente.

Assim, qualquer estimativa de perda de receita líquida terá de levar em conta essas limitações. Nossos procedimentos estimativos optaram por considerar que o potencial da atividade na Amazônia seria no máximo equivalente ao atual potencial da região do Pantanal, posto que nesta região já existe um setor de ecoturismo consolidado num bioma quase que integralmente preservado, além de ter também uma riqueza de biodiversidade e intensidade hídrica atrativas para esta atividade.

Em que pese a possibilidade de competição entre as regiões na atração de turistas, admitimos que a demanda crescente por esse tipo de turismo permitiria que ambas as regiões alcançassem a mesma dimensão sem se afetarem mutuamente.

Para tal, utilizamos os dados do Estado do Mato Grosso do Sul que, por ser o estado pantaneiro mais avançado no setor, mantém um sistema de informações da atividade. A receita líquida média da atividade por hectare foi calculada como a receita líquida total dos municípios mais dinâmicos na atividade de ecoturismo, dividida pela área territorial do estado. Essa estimativa será usada para medir a perda da atividade de ecoturismo por desmatamento na Amazônia. O Quadro 3 resume estas estimativas.

QUADRO 3

Receita Anual de Ecoturismo no Pantanal do Mato Grosso do Sul
(US\$/ ha ano)

Municípios	1995	1999	2000
Aquidauana	6	5	6
Corumbá	5	4	4
Miranda	23	17	20
Porto Murtinho	3	3	3
Coxim	23	15	17
Campo Grande		22	17
Bonito			70
Total do estado	6	6	9

Fonte: Sebrae/Mato Grosso do Sul.

Considerando o maior potencial observado em 2000, utilizaremos o valor US\$ 9,00/ha ano como a receita líquida a ser sacrificada em ecoturismo.

3.4 ESTOQUE DE CARBONO

O estoque de carbono das florestas é perdido quando a cobertura vegetal é retirada. Mesmo quando convertida em produtos processados de madeira (móveis, por exemplo), sua transformação em carbono livre é mais demorada, mas ainda é considerada temporalmente curta para efeitos climáticos e, portanto, contabilizada como perda.

O estoque de carbono de florestas é de difícil quantificação, principalmente na floresta amazônica onde existem diversas paisagens. Estudos divergem e as estimativas de densidade variam de 70 a 120 tC/ha [ver Róvere (2000)]. Dessa forma, vamos utilizar uma densidade média de 100 tC/ha. Embora seja um valor

muito abaixo dos utilizados por Fearnside (1997) de 191 tC/ha e Andersen *et alii* (2001) de 150 tC/ha, pode representar melhor a densidade média da região se considerarmos que é nas áreas de transição, de baixa biomassa, onde ocorre um avanço maior do desmatamento.

Multiplicando esse parâmetro de 100 tC/ha intensidade de carbono por hectare pela área anual desmatada na região, obtém-se uma perda de aproximadamente 520 milhões de tC. Esse montante representa, contudo, um pouco mais da totalidade das necessidades dos países que têm obrigações de controle de gases do efeito estufa, de acordo com os termos do Protocolo de Quioto para o período de cumprimento 2008-12.

A Unctad (2001) apresenta os modelos mais atuais que estimam o preço de equilíbrio do comércio de carbono, utilizando os instrumentos do Protocolo (Mecanismo de Desenvolvimento Limpo e Quotas Transferíveis) e curvas de custo de controle de cada país apontam um intervalo de preço entre US\$ 3 e 10 tC. Nordhaus (1999 e 2000) revê estudos que utilizam modelos mundiais de equilíbrio geral para estimar o custo de oportunidade da tonelada de carbono poupada e oferece uma estimativa plausível em torno de US\$ 10 a 15.⁶ Esses dois tipos de modelos não consideraram as opções florestais nem uma possível ausência de certos países com obrigações de controle na ratificação do Protocolo, como recentemente aconteceu com os Estados Unidos.

Mais ainda, conservação de florestas é uma atividade poupadora de carbono vedada para o comércio nos termos do Protocolo.⁷ Mesmo assim, tal comércio está ocorrendo externamente ao Protocolo, seja por um valor de opção de carbono futuro, a ser realizado além da dimensão temporal do Protocolo, seja por uma questão ecológica mais ampla do que exclusivamente a da questão climática. Dessa forma, optamos por considerar o valor inferior desses modelos, US\$ 3,00 tC, para estimar o valor do carbono que é liberado no desmatamento da floresta amazônica.

Considerando a densidade média de carbono de 100 tC/ha e o preço de US\$ 3,00 tC, o valor associado ao carbono seria de US\$ 300 /ha. Note que o valor aqui é um valor presente na medida em que o custo de oportunidade do carbono seria um pagamento pela sua imobilização perpétua. Utilizando uma taxa de desconto de 6% a.a., teríamos um valor anual de US\$ 18,00. Essa estimativa é bastante inferior às adotadas por Andersen *et alii* (2001) de US\$ 45,00 /ha ano e Fearnside (1997) de US\$ 70,00 /ha ano, pois estes adotaram estimativas superiores de densidade e de custo de oportunidade da tC que prevaleciam na época desses estudos.

As nossas estimativas estariam mais próximas de uma magnitude da receita líquida sacrificada com o comércio de carbono e, portanto, passíveis de ser internalizadas na economia local, caso venha a surgir tal mercado. Mais ainda,

⁶ Essas estimativas seriam preços-sombra que emergiram caso as metas de controle de carbono fossem atingidas por opções energéticas considerando as curvas de custo de controle de gases de efeito-estufa de cada país.

⁷ Não a atividade de reflorestamento [ver Seroa da Motta (2002)].

assumindo que as necessidades de controle de gases do efeito estufa sejam crescentes no futuro, estas estimativas poderiam ser consideradas conservadoras.

3.5 BIOPROSPECÇÃO

A possibilidade de que a biodiversidade da floresta permita a descoberta de fármacos, e seus princípios ativos, para o avanço da medicina tem sido considerada como uma das principais motivações para a conservação da Amazônia.

Entretanto, a estimação desse potencial é difícil posto que requer não só o conhecimento dessa biodiversidade como também da atividade econômica de bioprospecção. Conforme observado no Quadro 5, existe uma variação muito grande nos valores estimados.

Os estudos de Mendelsohn e Balick (1995) e Simpson e Craft (1996) calculam o valor esperado do pagamento dos serviços de bioprospecção como o produto de uma probabilidade de descoberta pelo valor do *royalty* a ser pago ao país detentor do direito de propriedade da floresta. As estimativas variam de US\$ 2,4 a 32 /ha ano não só por conta da magnitude dessa probabilidade como também pela forma como o *royalty* é calculado.

QUADRO 5

Estimativas do Custo de Oportunidade da Bioprospecção em Florestas Tropicais

Referência	US\$/hectare/ano	US\$/hectare	Taxa de desconto adotada (%a.a.)
Simpson e Craft (1996)	10.9	363.00	3.0
Mendelsohn e Balick (1995)	2.4	48.00	5.0
Pearce (1993) – <i>minimum</i>	0.01	---	---
Pearce (1993) – <i>maximum</i>	21.00	420.00	5.0

Esses *royalties* são estimados com base na desagregação dos custos das empresas farmacêuticas com a comercialização de drogas que utilizam princípios obtidos da biodiversidade das florestas tropicais. Dependendo da base de dados e do tipo da desagregação adotados para deduzir os custos de operação e comercialização, a estimativa do *royalty* pode variar significativamente.⁸

Em suma, da receita líquida da venda de produtos farmacêuticos, desenvolvidos com princípios da biodiversidade tropical, estes estudos estimam a parcela que deveria ser paga aos países que detêm o direito dessa biodiversidade, ponderado pela probabilidade da descoberta.

Simpson, Sedjo e Reid (1996), entretanto, advogam que o valor, assim calculado, representa um valor médio e não a disposição marginal de pagar que os laboratórios teriam para uma nova descoberta. A disposição de pagar pela conservação de uma espécie seria com base na sua contribuição para novas descobertas. Assim sendo, no caso dos recursos abundantes que se observam em largas extensões de floresta, o valor marginal seria muito menor que estes valores

⁸ A base de dados de receitas e despesas de fabricação de drogas inclui diferentes laboratórios farmacêuticos. Mais ainda, a forma como as despesas de investimento e comercialização são definidas de forma distintas.

médios. Rausser e Small (1999) advogam que esse valor marginal cresce com o nível de competição entre os laboratórios, uma vez que estes teriam de competir também por opções de conservação.⁹

Pearce (1993), por outro lado, realiza estimativas tanto com base em dados de produção, como aplicando o valor estatístico de uma vida salva nos países da OCDE com os remédios desenvolvidos a partir de princípios da biodiversidade tropical. No primeiro caso, estima a variação do excedente do produtor no qual um valor mínimo é calculado, enquanto no segundo, obtém uma medida mais próxima à variação do excedente do consumidor que indicaria um valor máximo.

O intervalo de Pearce (1993), por exemplo, de US\$ 0,01 a 21,00 /ha ano, representa também, exceto por Adger *et alii* (1997), o intervalo das estimativas da literatura. Conforme podemos observar, a agregação de valor da bioprospeção varia de quase nulo para um montante relativamente significativo. Andersen *et alii* (2001) optou por um valor inferior de US\$ 0,6 /ha ano orientado pelas estimativas de excedente do produtor.

Adger, Brown, Cervigni e Moran (1994) usam a mesma metodologia de Pearce (1993), especificamente para as florestas tropicais do México, e estimam valores no intervalo de US\$ 0,51 a US\$ 90,21 /ha ano.

Neste estudo adotaremos o valor superior de Pearce (1993) — de US\$ 21,00 /ha ano — visto entendermos que a medida do excedente do consumidor, neste caso, se aproxima mais do ganho de bem-estar das populações beneficiadas.

Este seria o limite superior das estimativas disponíveis na literatura que tratam as florestas tropicais como um todo, embora, conforme indicamos, Adger, Brown, Cervigni e Moran (1994) chegam a valores extremos ainda maiores para o caso mexicano. Não vamos, contudo, ajustar monetariamente o valor de US\$ 21,00 para o ano de 2000 nem adicionar, conforme seria teoricamente correto, os ganhos de bem-estar que populações dos países em desenvolvimento também estariam usufruindo.¹⁰ Até porque, conforme será discutido na seção seguinte sobre valor de existência, estes ajustes não seriam significativos.

3.6 VALOR DE EXISTÊNCIA

As estimativas relativas ao valor de existência (ou não-uso), associadas à preservação das florestas tropicais, também apresentam valores bastante díspares na literatura.

Pearce (1991) se baseia em estudos de valoração contingente em países ricos onde se identificou a disposição a pagar pela preservação de espécies e sítios naturais realizados na década de 1980. Nessa resenha encontram-se valores variando de US\$ 1 a 22 por adulto. Este autor considera, então, um valor de US\$ 8,00 por adulto como um valor conservador que a população dos países ricos

⁹ Para uma pequena resenha do tema, ver Barrett e Lybbert (2000).

¹⁰ De qualquer forma, a disparidade de renda entre ricos e pobres (e também de acesso a esses fármacos) mais do que anularia a disparidade no tamanho das populações e, portanto, o acréscimo acabaria sendo equivalente a uma pequena proporção, conforme se constatará no valor de existência a seguir.

poderia estar disposta a pagar pela conservação da Amazônia. Sendo essa população em torno de 400 milhões e a área da Amazônia de 362 milhões de hectares, a estimativa de Pearce seria equivalente a US\$ 8,9 /ha ano.

Ruitenbeek (1992) estima o valor implícito de um hectare protegido em acordos realizados no sistema de troca de dívidas por projetos ambientais (*debt for nature swap*) em Costa Rica, Equador, Nigéria e Filipinas. Os valores encontrados variavam de US\$ 0,20 a 20,00 /ha ano.

Andersen *et alii* (2001) assumem um valor *ad hoc* de US\$ 1,00 /ha ano (a uma taxa de 6% a.a.) ao considerar que todas as estimativas da literatura se referiam a áreas delimitadas e não a toda a extensão das florestas existentes, tal como adotou Fearnside (1997) ao atribuir um valor de US\$ 20,00 /ha ano.

Os estudos que verificaram diretamente a disposição a pagar pela preservação de áreas de florestas tropicais foram Kramer e Mercer (1997) e Horton *et al.* (2002). Kramer e Mercer (1997) aplicam uma pesquisa de valoração contingente nos Estados Unidos na qual indagou-se, no período de abril a junho de 1992, a disposição a pagar por uma contribuição para um fundo hipotético das Nações Unidas para Proteção das Florestas Tropicais que conservaria 5% dessas florestas (aproximadamente 45 milhões ha) acima dos atuais 5% já conservados. Os resultados dessa pesquisa determinaram uma disposição a pagar média por família de US\$ 24 a 31 a ser feito num pagamento único. No entanto, este é um valor associado a apenas 5% da área total de florestas tropicais. Considerando os atuais 5% já conservados, tal como informa a pesquisa, as pessoas entrevistadas estariam valorando a conservação de 10% de um estoque de floresta.

Recentemente Horton *et al.* (2002) realizam estudo similar de valoração contingente só que específico para manutenção de unidades de conservação na Amazônia em uma amostra de residentes do reino Unido e Itália no período de julho-agosto de 1999. Para tal, apresentam um cenário de conservação de 5% da Amazônia (aproximadamente 20 milhões de hectares) e outro de 20% (aproximadamente 20 milhões de hectares) e para ambos identifica a disposição a pagar. Ao contrário de Kramer e Mercer (1997), este estudo identifica um valor anual na forma de uma taxa adicional no seu país e não um valor fixo único para um fundo internacional.

O valor médio estimado, combinando as amostras dos dois países, foi de US\$ 50 para 5% da área da Amazônia e US\$ 67 para 20% quando perguntado primeiro 5 depois 20%. Invertendo a ordem dos percentuais no questionamento, primeiro 20 depois 5%, as estimativas médias de WTP são respectivamente US\$ 36 e US\$ 50¹¹.

Note que os valores anuais estimados por Horton *et al.* (2002) de US\$ 36-67 por ano são para uma área conservada entre 20 a 80 milhões de hectares, enquanto os pagamentos únicos de US\$ 24-31 do estudo Kramer e Mercer (1997) são para

¹¹ As estimativas originais em libras esterlinas foram convertidas em dólares americanos a taxa de 1,57.

uma área aproximada de 45 milhões de hectares. Dessa forma, os valores por hectare das estimativas anuais de Horton *et. al.* (2002) serão muito maiores que valores por hectare de Kramer e Mercer (1997) seja qual for a taxa de desconto.

O estudo de Horton *et. al.* (2001) pergunta as razões que os entrevistados teriam para fazer o pagamento anual. Os resultados indicaram que quase 60% indicavam que o futuro da Amazônia era um problema global, 50% apontarão a preocupação com as mudanças climáticas, 33% estavam preocupados com a proteção das gerações futuras e somente 17% por razões de manutenção da biodiversidade.

Logo os autores sugerem que este valor estimado engloba tanto uso indireto como de existência. Quanto ao valor de bio-prospecção, os autores acham que este não está englobado porque somente 1% admite que seria beneficiado diretamente com a preservação e somente 2,5% alega a preservação da biodiversidade genética para fazer o pagamento.

O estudo de Kramer e Mercer (1997) não permite esta verificação de conjugação de fontes de valor, embora época de sua investigação no ano de 1991 a percepção científica e pública da dimensão do problema global de aquecimento fosse menor. É difícil analisar as razões destas diferenças gritantes em mensuração que podem estar associadas tanto a aspectos metodológicos (amostra, escopo, veículo de pagamento, etc) quanto a própria aos câmbios de preferências dos indivíduos motivando uma apreciação do valor de não-uso ao longo dos anos que separa a realização das duas pesquisas.

Além da possível conjugação de valores de uso indireto e não-uso, note que em ambos os estudos apenas uma parcela da área de floresta é vabrada e, portanto, o valor medido não pode ser aplicado ao desmatamento de um hectare. Na verdade, estes estudos valoram um estoque mínimo de floresta e, assim, precisamos isolar o valor de não-uso e projetá-lo para um hectare desmatado da área total existente. Mais ainda, as estimativas são relativas apenas às populações dos países pesquisados, enquanto o valor de não-uso poderia estar presente nas preferências de toda a população mundial.

Dado que o estudo de Horton *et. al.* (2002), além de recente, é dirigido especificamente para a Amazônia, optamos por adotar suas estimativas em nosso exercício¹². Para sermos conservadores vamos trabalhar com o limite inferior de US\$ 36,00 para 5% de conservação e US\$ 50,00 para 20%¹³.

¹² O fato de ser recente reflete também a aplicação mais evoluída do método de valoração contingente, ver Horton *et. al.* (2002) para uma validação dos resultados obtidos.

¹³ Estas diferenças por conta da ordenação ('ordering effects') não podem analisadas observando somente médias, mas também variâncias. De qualquer forma, para uma estimativa de valor de existência a utilização de uma valoração com escopo decrescente é a mais conservadora, pois a ancoragem não afeta estoques menores e não maiores.

Entretanto, para ajustar estas estimativas aos nossos propósitos teremos que (i) estimar seus equivalentes para o restante da população mundial; (ii) isolar o valor de não-uso; (iii) projetá-lo para o estoque total de floresta; e (iv) agregá-lo para a população mundial.

O valor de existência está correlacionado com estoque na medida em que as pessoas querem garantir um estoque mínimo que garanta a existência e, assim, a disposição a pagar por estoques maiores seria reduzida mais do que proporcionalmente a variação de estoque até atingir valores quase nulos num nível sustentável de estoque. Quer dizer, o total da disposição a pagar da população seria igual tanto para o estoque total quanto para esse estoque sustentável.¹⁴

O estudo de Horton *et. al.* (2002) ao variar o escopo de 300% (de 5 para 20% de área conservada), estimou uma variação de valor de apenas 34 a 38%. Logo se observa que o valor por hectare cai drasticamente quando aumenta a área a ser conservada. Vamos assumir que esta queda se dá por conta que estes 15% a mais de conservação não capturam valor de existência e sim somente engloba a disposição a pagar por precaução as mudanças climáticas.

Isto equivale dizer que o valor total de existência para 100% da área atual existente seria igual ao valor total de 5% da área total existente¹⁵. Sendo assim, a diferença de pagamento entre 20% e 5% de conservação, equivalente a US\$ 14,00 anual por família, seria somente relacionada com o valor de estocagem de carbono da área adicional de aproximadamente de 60 milhões de hectares. Isto equivale a uma disposição a pagar anual por família de US\$ 0,23 por milhão de hectares para estocagem de carbono. Para 5% de conservação, equivalente a 20 milhões de hectares, o valor anual associado ao carbono seria US\$ 4,6 anual por família.

Deduzindo este valor associado ao carbono do da disposição a pagar total pelos 5% de conservação, de US\$ 36,00, teríamos que o valor de não-uso anual por família seria de US\$ 31,4.

Então o valor médio por hectare desmatado hoje seria dado pelo valor total para estes 5% de área protegida dividido pela área total. Logo multiplicando este resultado pela população pagante, teríamos uma estimativa do valor de existência anual total a ser pago pela preservação de toda a floresta Amazônica.

Todavia, um valor de existência associado à floresta tropical não seria exclusivo dos países amostrados. Populações de outros países também derivariam utilidade da existência da floresta. Como só dispomos de estimativas que se referem à população dos países amostrados, temos que ajustá-las para outras regiões com níveis de renda e estrutura de preferência distintos. A forma mais simples de realizar este ajuste é ponderar o valor da medida de uma região pela

¹⁴ Para uma discussão teórica deste argumento, ver Hanemann (1995).

¹⁵ Isto é, o benefício marginal associado a não-uso de um hectare acima dos 5% de conservação seria zero.

razão de renda entre as regiões compensada pela elasticidade marginal da renda¹⁶ com a seguinte expressão:

$$DAP_D = DAP_O (PPPY_D / PPPY_O)^e$$

onde DAP_O é a disposição a pagar na região onde originalmente foi calculada; DAP_D é a disposição a pagar para a região que se destina ajustar; e é a elasticidade marginal da renda; e $PPPY_D$ e $PPPY_O$ são as rendas médias *per capita* de cada região medidas com paridade de poder de compra.

Em nosso exercício, assumiremos um valor conservador de $e = 1$ e, tendo em vista a disponibilidade de dados, ajustaremos o valor DAP para três grupos de países de acordo com os níveis de renda classificados conforme os critérios adotados pelo Banco Mundial nos seus Relatórios de Desenvolvimento Econômico, a saber: renda alta, renda média e renda baixa.

Aplicando a expressão anterior, que utiliza valores de renda média ajustada pela paridade do poder de compra de cada moeda, ponderamos o valor de não-uso, de US\$ 31,4 por família, para cada grupo de país. Em seguida agregamos os valores ponderados pelo número de domicílios de cada grupo de país. Os resultados, conforme mostra o Quadro 6, mostram que para os países de renda alta o valor por hectare ano é de US\$31,0, enquanto para os países de renda média e baixa seriam, respectivamente, de US\$ 4,4 e US\$ 0,3. O valor mundial seria, então, de US\$ 35,8 por hectare ano. Note que devido às disparidades de renda a participação dos países ricos corresponde a quase 90% do valor agregado total.

QUADRO 6

Estimativas do Valor de Existência da Floresta Amazônica

Regiões	Total mundial	Países de renda alta	Países de renda média	Países de renda baixa
Valor anual por ha	US\$ 31,2 /ha ano	US\$ 27,0 /ha ano	US\$ 3,9 / ha ano	US\$ 0,3 /ha ano
Valor por ha (taxa de desconto 2%)	US\$ 1560 /ha	US\$ 1352 /ha	US\$ 193 /ha	US\$ 14 /ha
Valor por ha (taxa de desconto 6%)	US\$ 520 /ha	US\$ 451 /ha	US\$ 64 /ha	US\$ 5 /ha
Valor por ha (taxa de desconto 10%)	US\$ 312 /ha	US\$ 270 /ha	US\$ 39 /ha	US\$ 3 /ha

Notas: (i) Valores estimados com base em Horton *et. al.* (2002) de acordo com metodologia apresentada no texto; (ii) Desconto realizado em perpetuidade e arredondamentos explicam inconsistências da proporcionalidade entre os valores estimados.

Se adotarmos em se tratando de uma contribuição única, a estimativa é calculada por ha e depois convertida para valores por ha ano utilizando uma taxa de desconto em perpetuidade. Admitindo uma taxa de desconto de 6% em perpetuidade, teríamos o equivalente a um valor aproximado de US\$ 520 /ha. Isto

¹⁶ Para um tratamento mais sofisticado, ver Seroa da Motta, Ortiz e Freitas (2000), para o caso de ajustes em valores de disposição a pagar por redução no risco de doenças.

é, um valor muito acima dos propostos por Andersen *et alii* (2001), Pearce (1993) e Fearnside (1997).

Para finalizar vale analisar a consistência destas estimativas analisando o preço implícito do carbono que surge da separação do valor de não-uso acima apresentado. Diferentemente do valor de não-uso, cada hectare adicional de floresta gera benefícios positivos em termos de proteção de clima. Logo cada família teria uma disposição a pagar por cada hectare de floresta amazônica de US\$ 0,23. Se, então, novamente ponderarmos este valor pela renda entre os países e o agregarmos para todas as famílias do mundo, obteremos o valor total associado ao serviço de proteção climática equivalente US\$ 91 por hectare.

Este valor é cinco vezes maior que os US\$ 18 ha ano que estimamos com base em dados de conteúdo médio de carbono e preços de carbono transacionados entre firmas. Significaria dizer que o preço implícito da tonelada de carbono seria US\$ 15 e não US\$ 3 como assumimos anteriormente e, portanto, muito próximo das estimativas dos modelos de maximização já citados. Em que pese a fraqueza metodológica dos procedimentos adotados para separar o valor associado ao carbono da disposição a pagar, esta coincidência é muito plausível na medida em que o valor derivado de Horton *et. al.* (2002) é uma expressão das preferências individuais em termos de ganhos de bem-estar, enquanto a estimativa anterior emergiu de custos de produção¹⁷.

Todavia, considerando que existirão mecanismos de comercialização de carbono entre firmas que ditarão seu valor de mercado, optamos por manter nossa estimativa de US\$ 18,00 anteriormente apresentada.

4 RESUMO DAS ESTIMATIVAS E CONCLUSÕES

O Quadro 7 resume nossas estimativas do custo econômico do desmatamento na Amazônia tanto em valores por hectare/ano como seus respectivos valores presentes descontadas as taxas de 10%, 6% e 2% a.a. em perpetuidade.

QUADRO 7
Resumo das Estimativas

Parcela de custo	US\$ /ha ano	10% a.a.	6% a.a.	2% a.a.
Taxa de desconto	37,7			
Valor de uso direto	(35%)	377	628,3	1885
Produtos madeireiros	28,5	285	475	1425
Produtos não-madeireiros	0,2	2	3,3	10
Ecoturismo	9	90	150	450
	18			
Valor de uso indireto	(17%)	180	300	900
Estocagem de carbono	18	180	300	900
	21			
Valor de opção	(19%)	210	350	1050
Bioprospecção	21	210	350	1050
	31,2			
Valor de existência	(31%)	312	520	15600
Total	108,1	1081,0	1801,7	19445,0

¹⁷ Ou seja, mais próxima ao excedente do produtor.

Nossas estimativas de valor total foram de US\$ 108,1 /ha ano. Este é um valor que, uma vez internalizado ao proprietário local de terra, poderia viabilizar um uso sustentável a uma grande parte da região amazônica.

Considerando os outros três estudos similares analisados anteriormente, nossa estimativa é um pouco superior ao valor estimado por Andersen *et alii* (2001), de US\$ 87,7, mas ainda muito abaixo das estimativas de Fearnside (1997) e Torras (2000). Todavia, algumas das nossas parcelas de valor estimadas são absoluta e proporcionalmente muito distintas das estimadas por Andersen *et alii* (2001) e que, conforme será discutido adiante, oferecerão uma versão um pouco diferenciada na discussão do financiamento do uso sustentável da floresta.

Embora não tenhamos resolvido todas as restrições metodológicas dos estudos já citados, acreditamos que tivemos a oportunidade, em alguns casos, de tratar certos aspectos metodológicos de forma mais consistente e adotar procedimentos estimativos mais robustos. Esta é uma avaliação que talvez não seja tão relevante ante os inúmeros problemas de estimação que não conseguimos superar.

Em que pese estas considerações, nossas estimativas permitem esboçar algumas orientações de política. Observa-se que os valores de uso direto, que seriam percebidos diretamente pela ótica da população local, seriam de US\$ 37,7 /ha ano ou 35% do valor total. Destes, apenas US\$ 28,7 /ha ano seriam de atividades extrativas.

Não cabe aqui fazer comparações de preços da terra na região com as nossas estimativas de valor presente do custo econômico do desmatamento, pois, esses preços da terra além de carregarem incertezas no mercado de ativos reais da economia, refletem uma taxa de desconto privada conceitualmente distinta das taxas sociais adotadas nas nossas estimativas.

Entretanto, desde que o desmatamento seja financiado pela madeira extraída, a terra desmatada pode ser usada para pasto. Os valores de arrendamento de áreas de pastagem na região representariam, então, quanto de renda o produtor local abriria mão pela simples cessão das suas terras para fins pecuários, uma vez removida a floresta e constituído o pasto.

Conforme mostra o Quadro 8, esses valores de arrendamento para o ano de 2000 estariam variando entre US\$ 33,4 e US\$ 49,5 / ha ano, isto é, com valores quase sempre superiores aos estimados para os valores de uso direto de US\$ 28,7 a US\$ 37,7 /ha ano. Dessa forma, considerando as incertezas e os custos de transação de adoção de práticas novas de exploração florestal, as atividades sustentáveis aqui consideradas não seriam suficientes para criar um incentivo eficaz para que os produtores locais as adotassem.

QUADRO 8

Valor do Arrendamento da Terra na Amazônia Legal — 1998-2001
(US\$/ha ano)

Arrendamentos de terras para explorações animais / Estados da Amazônia Legal	Rondônia	Acre	Amazons	Pará	Tocantins	Maranhão	Mato Grosso
--	----------	------	---------	------	-----------	----------	-------------

Jun./1998	43,2	–	77,6	84,2	30,6	44,3	49,0
Jun./1999	31,1	50,8	50,6	37,6	28,3	33,8	30,8
Jun./2000	40,1	49,5	--	41,0	33,4	34,0	32,6

Fonte: Fundação Getúlio Vargas.

Notas: a) Valores convertidos à taxa de câmbio comercial do mês; e b) Roraima não-disponível.

Sem considerar outros valores associados aos valores indiretos somente a estocagem de carbono poderia agregar mais US\$ 18 /ha ano (23% do total estimado) à renda do produtor local, viabilizando, assim, o uso sustentável da floresta quando comparamos os preços de arrendamento para o ano 2000. Entretanto, esses pagamentos pelos usos indiretos ainda não estão incorporados aos mercados que beneficiem os produtores locais.

Note que os valores em dólares do Quadro 8 decrescem de 1998 para 2000. Essa redução se deve unicamente à desvalorização cambial de janeiro de 1999. Os valores em reais, na verdade, crescem na maioria dos estados durante o período analisado no Quadro 8.¹⁸ Todavia, como a taxa de câmbio de 2000 se aproximava bastante da taxa de câmbio real, os valores de 2000 não carregam um viés cambial.

Já os valores das nossas estimativas do custo de uso diretos e indiretos foram estimados considerando os preços relativos e o estoque de floresta atuais. Conforme salientado ao longo das seções anteriores, é plausível supor que tanto o valor madeireiro, o de ecoturismo e o de carbono se apreciem ao longo do tempo quando fontes de geração desses bens e serviços forem mais escassas.

Caso as políticas de desenvolvimento para a região se orientem com instrumentos que permitam capacitação tecnológica, preços relativos favoráveis e expansão dos mercados de serviços ambientais, a internalização desses valores no processo produtivo local, tanto por iniciativas nacionais como internacionais, poderia gerar produtivamente uma receita líquida anual de quase US\$ 56 por hectare evitado de desmatamento e, assim, viabilizar as atividades produtivas sustentáveis na região.

Os incentivos ao uso sustentável da floresta seriam ainda maiores quando se incorporarem os valores de opção. Estes foram estimados como ganhos de bem-estar gerados pelo efeito medicinal de cura dos fármacos originários da floresta e representariam US\$ 21 /ha ano ou 19% do valor total. Esta magnitude é justificável, uma vez que sua determinação foi baseada na disposição a pagar dos indivíduos dos países ricos para evitar riscos de saúde. Todavia, este é um valor que não é transmitido através de preços de mercado dos medicamentos e um mecanismo de compensação internacional para viabilizar sua internalização na economia local teria de ser ainda desenvolvido.

O valor de existência, de acordo com as nossas estimativas, é proporcionalmente o maior de todos — em torno de US\$ 31,2 /ha ano ou quase 30% do valor total. Dessa forma, se essas estimativas forem realistas, instrumentos de compensação internacional voltados unicamente para objetivos de preservação da floresta amazônica, por meio, por exemplo, da imobilização de

¹⁸ Para o ano de 2001 os valores em reais crescem um pouco em quase todos os estados.

áreas, seriam capazes de gerar incentivos monetários significativos para controle do processo de desmatamento.

Em suma, nossas estimativas do valor econômico do custo do desmatamento na Amazônia brasileira parecem confirmar que existem importantes *trade-offs* entre o uso atual e o uso sustentável da floresta. Entretanto, para que as perdas desse balanço não sejam totalmente assimiladas pela comunidade local e possam estimular uma mudança de padrão de uso, será necessária a criação de mecanismos de mercado ou de compensações internacionais que valorizem os serviços ambientais da floresta que são capturados pela população mundial como um todo.

BIBLIOGRAFIA

- ADGER, N., BROWN, K., CERVIGNI, R., MORAN, D. *Towards estimating total economic value of forests in Mexico*. Norwich: Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, 1994 (CSERGE Discussion Paper GEC, 94-21).
- ALMEIDA, O. T., UHL, C. Identificando os custos de usos alternativos do solo para o planejamento municipal da Amazônia: o caso de Paragominas (PA). In: MAY, P. (ed.). *Economia Ecológica*. Rio de Janeiro: Ed. Campus, 1995.
- ANDERSEN, L. A. *Cost-benefit analysis of deforestation in the Brazilian Amazon*. Rio de Janeiro: IPEA, jan. 1997 (Texto para Discussão, 455).
- ANDERSEN, L. A., GRANGER, O., REIS, E. J., WEINHOLD, D., WUNDER, S. *The dynamics of deforestation and economic growth in the Amazon*. 2001, mimeo.
- BARBIER, E. B., AYLWARD, B. A. Capturing the pharmaceutical value of biodiversity in a developing country. *Environmental and Resource Economics*, v. 8, p. 157-181, 1996.
- BARRETT, C. B., LYBBERT, T. J. Is bioprospecting a viable strategy for conserving tropical ecosystems. *Ecological Economics*, v. 34, p. 293-300, 2000.
- CARTWRIGTH, J. The politics of preserving natural areas in Third World states. *The Environment*, v. 5, n. 3, p. 102-123, 1995.
- ECHEVERIA, J., HANRAHAN, M., SOLÓRZANO, R. Valuation of non-priced amenities provided by the biological resources within the Monteverde Cloud Forest Preserve. *Ecological Economics*, v. 13, p. 43-52, 1995.
- FERNSIDE, P. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazônia. *Ecological Economics*, v. 20, p. 53-70, 1997.
- HANEMANN, W. M. Contingent valuation and economics. In: WILLIS, K. G., CORKINDALE, J. T. (eds.). *Environmental valuation: new perspectives*. CAB International, Wallingford, 1995.
- HORTON, B. et. al. Evaluating Non-users Willingness to Pay for the Implementation of a Proposed National Parks Program in Amazonia: a UK/Italian Contingent Valuation Study by, *CSERGE WP ECM 02-01*, 2002.
- KRAMER, R. A., MERCER, D. E. Valuing a global environmental good: US residents' willingness to pay to protect tropical rain forests. *Land Economics*, v. 73, n. 2, p. 196-210, 1997.
- MARKANDYA, A. The valuation of health impacts in developing countries. In: SEROA DA MOTTA, R. (ed.). *Environmental economics and policy making in developing countries*. Edward Elgar: Cheltenham, 2001.
- MENDELSON, R., BALICK, M. J. The value of undiscovered pharmaceuticals in tropical forests. *Economic Botany*, v. 49, n. 2, p. 223-228, 1995.

- NORDHAUS, W. D., BOYER, J. Requiem for Kyoto: an economic analysis of the Kyoto Protocol. *The Energy Journal*, Special Issue, The Costs of Kyoto Protocol: A Multi-Model Evaluation, May, 93-133, 1999.
- . *Warming the world: economic models of global warming*. Cambridge and London: MIT Press, 2000.
- ORTIZ, R., SEROA DA MOTTA, R., FERRAZ, C. A estimação do valor ambiental do Parque Nacional do Iguaçu através do método de custo de viagem. *Pesquisa e Planejamento Econômico*, v. 30, n. 3, p. 335-382, 2000.
- PEARCE, D. W. An economic approach to saving the tropical forests. In: HELM, D. (ed.). *Economic policy towards the environment*. Oxford: Blackwell, p. 239-262, 1991.
- . *Economic values and the natural world*. London: Earthscan Publications Limited, 1993.
- . Valuing statistical lives. In : SEROA DA MOTTA, R. (ed.). *Environmental economics and policy making in developing countries*. Edward Elgar: Cheltenham, 2001.
- PEARCE, D., MORAN, D. The economic value of biodiversity. Earthscan: Londres, 1994.
- PETERS, C. M., GENTRY, A. H., MENDELSON, R. O. *Nature* 339, p. 655-656, 1989.
- RAUSSER, G. C., SMALL, A. A. *Bioprospecting with patent races*. 1999, mimeo.
- RÓVERE, E. *Domestic actions in developing countries to advance development priorities while slowing down climate change, a climate of trust report: Brazil case study*. Sep. 2000.
- RUITENBEEK, H. J. The rainforest supply price: a tool for evaluating rainforest conservation expenditures. *Ecological Economics*, v. 6, p. 57-78, 1992.
- PHILLIPS, O. L., MEILLEUR, B. A. Usefulness and economic potential of the rare plants of the United States: a statistical survey. *Economic Botany*, v. 52, n. 1, p.57-67, 1998.
- SEROA da MOTTA, R. *Manual para valoração econômica de recursos ambientais*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal 1998.
- . Social and economic aspects of CDM options in Brazil. In: BARANZINI, A., BUERGENMEIER, B. (guest eds.). Climate change: issues and opportunities for developing countries, special issue. *International Journal of Global Environmental Issues*, v. 2, n. 3/4, 2002.
- SEROA da MOTTA, R., MAY, P. *Loss in forest resource values due to agriculture land conversion in Brazil*. Rio de Janeiro, IPEA, 1992 (Texto para Discussão, 248).

- SEROA da MOTTA, ORTIZ, R., FREITAS, S. Health and economic values for mortality and morbidity cases associated with air pollution in Brazil. *Ancillary benefits and costs of greenhouse gas mitigation*. Paris: OECD/RFF, 2000.
- SEROA da MOTTA, R., NEPSTAD, D., MENDONÇA, M. J. C. *et alii*. Custo econômico do uso do fogo na Amazônia. Rio de Janeiro: IPEA/Ipam, 2001, mimeo.
- SIMPSON, R. D., CRAFT, A. B. *The social value of using biodiversity in new pharmaceutical product research, resources for the future*. Washington, 1996 (Discussion Paper, 96-33).
- SIMPSON, R., SEDJO, R. A. *Investments in biodiversity prospecting and incentives for conservation*. 1996 (Discussion Paper, 96-14 – Resources for the Future).
- SIMPSON, R., SEDJO, R. A., REID, J. W. Valuing biodiversity for use in pharmaceutical research. *Journal of Political Economy*, v. 104, n. 1, p.163-185, 1996.
- TORRAS, M. The total economic value of Amazonian deforestation, 1978-1993. *Ecological Economics*, v. 33, p. 283-297, 2000.
- UNCTAD. *Greenhouse gas market perspectives*. United Nations Foundation, New York and Geneva, 2001.
- WUNDER, S. *Value determinants of plant extractivism in Brazil*. Rio de Janeiro: IPEA, 1999 (Texto para Discussão, 682).