

Manejo florestal na Amazônia: necessidade de novos critérios na avaliação de opções de desenvolvimento

Philip M. Fearnside *

O manejo sustentado da floresta amazônica é inexistente em escala comercial e encontra-se na sua infância como frente de pesquisa. Sistemas estão sendo testados no Brasil, Suriname, Guiana Francesa e Peru para superar barreiras técnicas à produção sustentada. A baixa prioridade que tem sido dada ao desenvolvimento e imple-

mentação de sistemas sustentados é um reflexo da desimportância dada à relação custo benefício nos cálculos econômicos atualmente em uso.

Um exame dos critérios atualmente usados na Amazônia sugere que estes não conduzem a escolhas para desenvolvimento nos melhores interesses da região. Problemas incluem a falta de ligação entre as taxas de desconto aplicadas aos retornos futuros e as taxas biológicas que limitam o crescimento da floresta, contabilização não apropriada para fatores ambientais e sociais, e efeitos de propriedade comum, inclusive a socialização dos custos ambientais. O resultado é a destruição da floresta, junto com o seu potencial para produção sustentada através de manejo florestal. Alternativas devem ser avaliadas com base na contribuição para o bem-estar dos atuais residentes da região amazônica e os seus descendentes.

"O ser humano vale muito mais que qualquer índice econômico"

Tancredo Neves, 15 de janeiro de 1985, em palestra na ocasião da sua vitória eleitoral para a Presidência da República.

Perseguir cegamente o desenvolvimento econômico para alcançar índices de crescimento elevado, está atualmente causando um desmatamento explosivo na Amazônia e sacrificando o bem-estar futuro dos residentes da região. Apesar deste quadro de ocupação "desordenada" existe o que, talvez seja uma das maiores oportunidades no planeta para que os planejadores tenham uma influência real sobre o desenvolvimento nos séculos vindouros. Isto deve-se ao fato da Amazônia ser habitada por uma população ainda

relativamente pequena, ao lado da existência de vastas áreas de floresta pouco perturbada. A Amazônia Legal brasileira (de 5×10^6 Km²), tinha uma população em 1980 de cerca de 12 milhões de habitantes, 52% dos quais ocupavam a zona rural (Brasil, IBGE, 1984). Aproximadamente 8% da Amazônia Legal foram desmatadas até 1988, e a área desflorestada está aumentando a, aproximadamente, 35.000 km² por ano, isto se a tendência for presumida como linear, utilizando os últimos dois anos de dados disponíveis para cada estado e território (Fearnside, s/d). Embora a floresta não seja tão vasta quanto muitos acreditam, e o potencial agrícola do seu solo, quando desmatado, também seja limitado, hoje a oportunidade para se executar um desenvolvimento racionalmente planejado é ainda bastante real. Portanto, convém a todos aqueles cujos trabalhos afetam a região - planejadores, tomadores de decisões e, inclusive, pesquisadores - gastar algum tempo em pensar sobre como as decisões relativas ao desenvolvimento estão sendo tomadas na região.

Antes de se poder começar a comparar uma opção em potencial com outra qualquer, de maneira racional, há de se chegar primeiro a uma definição clara dos critérios a serem usados e a um método para equilibrar-se as necessidades e interesses conflitantes. Uma definição clara deste tipo não vai ser alcançada

aqui. No mínimo, pode-se identificar alguns dos assuntos em pauta que têm que ser resolvidos ao começar-se a delinear uma abordagem para a avaliação de opções de desenvolvimento florestal na Amazônia. Como dizem os chineses: "uma viagem de 1.000 léguas começa com um único passo".

CRITÉRIOS ATUALMENTE UTILIZADOS

Valor Líquido Presente

Os critérios atualmente utilizados para se comparar as escolhas de investimento quase sempre envolvem alguma forma de cálculo do valor líquido presente (VLP) dos retornos esperados. Existem diversas maneiras em que a lógica por trás destes cálculos deixa de indicar as escolhas que realmente atingiriam os objetivos dos planejadores, pelo menos se estes objetivos fossem mais explícitos. Isto se aplica especialmente às decisões que envolvem o manejo de florestas naturais.

O valor líquido presente representa a quantidade de dinheiro que uma renda de longo prazo valeria, se os direitos desta renda fossem vendidos como um pacote, hoje. Em primeiro lugar, vale a pena pensar se um valor monetário deste tipo realmente representa tudo que o tomador de decisões quer. Nosso objeti-

* Pesquisador do Departamento de Ecologia do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa), Manaus-AM

vo é, realmente, ganhar o máximo possível de dinheiro hoje? O dinheiro que ganhamos hoje pode ser repassado, através da herança, para os nossos filhos e netos que, esperamos implicitamente, poderão utilizá-lo para viverem uma vida melhor, e que esta será alcançada proporcionalmente à quantidade de dinheiro repassado. Esta suposição pode ser equivocada. O que os nossos filhos e netos mais necessitam herdar não é uma quantidade ainda maior de dinheiro que, mesmo corrigindo a inflação, não poderá comprar de volta as coisas que tenham sido destruídas, especialmente os ecossistemas naturais, tais como as florestas. O recurso físico capaz de produzir continuamente, e de maneira sustentável, é muito mais importante para ser repassado do que contas bancárias ou lingotes de ouro. Myers (1983) resume o valor de manter áreas substanciais em floresta tropical, enquanto Weiss (1984) esboça as justificativas éticas e mecanismos legais para passar uma herança ambiental deste tipo para gerações futuras.

Os serviços ambientais agora efetuados pelos ecossistemas naturais, tais como a reciclagem de água na atmosfera para manter a quantidade e regularidade das chuvas, não são facilmente substituídos. Isto reflete uma série de outros problemas associados com o uso de critérios estritamente monetários como base para decisões de investimento: na forma normalmente aplicada, computações monetárias não levam em conta tais custos, como poluição, mudanças climáticas e agravamento de desigualdades e tensões sociais.

Além da insuficiência do índice usado (o dinheiro) para representar o alvo desejado (bem-estar futuro), a maneira como os cálculos são efetuados também contribui para a longa história de desastres ambientais, que o bom senso indica que vão piorar as condições de vida humana durante muitos anos pela frente. Estes são, muitas vezes, atribuídos à incompetência, azar, ou de curta visão, porém muitos destes podem ser melhor explicados como o resultado de aplicação bastante competente de regras de decisão que são fundamentadas em lógica errada.

Taxas de Desconto

O desconto rápido dos custos e dos benefícios futuros, em comparação com os esperados em curto prazo, foi fundamental ao fracasso, verificado até agora, na tentativa de aperfeiçoar e aplicar métodos de manejo florestal auto-sustentáveis. Na maneira normal de se calcular o valor líquido presente de um investimento em potencial, tal como um projeto florestal, faz-se a desvalorização da produção e dos custos futuros por meio de uma **taxa de desconto**. Por exemplo, pressupõe-se que a inflação está adequadamente corrigida por um plano como as Ordens do Tesouro Nacional (OTNs: um índice monetário com reajustes mensais para a inflação, usada para indexar muitas obrigações e preços). Então um valor hoje, por exemplo, de 1.000 OTNs, com uma taxa de desconto de 10% ao ano, pode ser visto como equivalente a 100 OTNs recebidos este ano, mais um valor a ser recebido no ano que vem que é $100 \text{ OTNs} / (1,10)^2$, e assim por diante - o expoente do denominador aumentando em uma unidade a cada ano decorrido. O termo "1,10" no denominador representa a taxa de desconto de 10%. O exemplo na Tabela 1 ilustra a maneira em que o desconto pode levar à destruição de um recurso natural potencialmente renovável, como uma floresta. Neste caso hipotético, um horizonte arbitrário de tempo de 100 anos é usado para comparar a exploração destrutiva com o manejo sustentado.

Computações foram feitas usando taxas de desconto de 3% e 10%, presumindo que o custo de uma colheita destrutiva de uma vez só é cinco vezes o custo anual do manejo sustentado, enquanto a venda da floresta após corte raso é dez vezes o valor da colheita anual sustentada. A exploração destrutiva é indicada quando se usa a taxa de desconto de 10%, enquanto o manejo sustentado fica favorecido sob a taxa de 3%. O exemplo deixa evidente a grande velocidade com que custos e benefícios futuros são desvalorizados quando se aplica taxas comumente usadas (tais como 10%). Esta situação, fatalmente, leva a decisões que favorecem ganhos a curto prazo, em comparação com o que poderiam ser benefícios enormes a longo prazo, e podem desprezar custos a longo prazo que são literalmente catastróficos.

Quando os valores de diferentes opções são comparados, os seus valores líquidos presentes são julgados na base de uma taxa de desconto padronizado que reflete a renda que poderia ser obtida por investimento em outras atividades alternativas. As conclusões são, muitas vezes, altamente sensíveis à taxa de desconto usada. As alternativas para um investidor individual incluiriam empréstimos em dinheiro para terceiros, por exemplo, através de depósitos em cadernetas de poupança. Uma grande empresa pode estar comparando os lucros capazes de serem obtidos nos investimentos em manejo, a longo prazo, da floresta amazônica, com aqueles que poderia ganhar através do corte raso da floresta e a substituição desta por plantios de *Eucalyptus* ou pastagens, ou mesmo através de investimentos em locais e setores da economia totalmente diferentes.

A escolha de taxas de desconto para análises financeiras é um processo inteiramente subjetivo, apesar da impressão superficial de objetividade dada pelas computações numéricas em que são usadas estas taxas. As taxas de desconto podem ser selecionadas tanto acima quanto abaixo de um valor crítico em que o resultado varia, indicando assim qualquer conclusão que o analista possa querer. A. J. Leslie (1987a,b) tem argumentado com eloquência que as altas taxas de desconto usadas em análises financeiras, sistematicamente, subestimam a rentabilidade de manejar a regeneração natural em florestas tropicais, e que os méritos econômicos por si mesmos são suficientes para fazer, desta, a escolha racional para o uso da terra em grande parte dos trópicos.

Índices Financeiros versus Limites Biológicos

O problema com análises financeiras usando taxas de desconto baseadas em renda potencial de investimentos alternativos, é que as taxas de retorno a serem esperadas de, por exemplo, uma fábrica nova na área industrial de Cubatão, são fundamentalmente diferentes das taxas biológicas que limitam a taxa de retorno que pode ser esperada da floresta amazônica. As taxas de crescimento das árvores, e a taxa em que a sua reprodução substitui os indivíduos removidos da população,

so alvas e somente pode ser aumentadas por intervenção humana até um certo ponto. Este ponto é bastante limitado e não tem nada a ver com os retornos disponíveis de outros setores da economia. Quando taxas de desconto padronizadas (da ordem de 10% ao ano) são comparadas com os retornos do setor florestal (na ordem de 3% ao ano), o resultado é quase sempre o de sacrificar a floresta para usos não sustentáveis mas que tem retornos maiores a curto prazo. A loucura da escolha "lógica" deve ser óbvia.

Maneiras de mudar este balanço para favorecer o manejo sustentado poderiam incluir o uso de taxas de desconto mais baixas para julgar projetos florestais (e. g. Row et alii., 1981), ajustando os cálculos do valor presente para corrigir para aumentos esperados no valor de produtos florestais em relação a outras mercadorias (Overton & Hunt, 1974), aumentando o peso dado aos custos futuros (McDonald, 1981), e usar preços paralelos ("shadow prices") nos cálculos para refletir os benefícios sociais do manejo florestal (Harou, 1984) e dar peso adicional aos custos irreversíveis, tal como, a extinção de espécies (Goodland et alii., 1986). Taxas de desconto separadas podem ser designadas para diferentes grupos na população para melhorar a capacidade de prever tanto a chance de sistemas a serem adotados (Hoekstra, 1985) quanto o valor normativo de identificar projetos para receber o apoio de órgãos do governo (Price & Nair, 1985). Análises de custo e benefício podem trazer contribuições significativas para melhorar o processo de tomada de decisões, desde que sejam corretas as designações de preços sociais para recursos e produtos, as definições de alternativas e os procedimentos para escolher entre elas (Price & Nair, 1984). Na prática, no entanto, análises de custo/benefício (inclusive os seus métodos de desconto) são freqüentemente manipuladas para garantir legitimidade aos projetos que já foram escolhidos por razões políticas ou outros fatores não admitidos (Price & Nair, 1984). Ajustes das análises de custo/benefício para incorporar preocupações não financeiras raramente são feitos na prática: o simples cálculo de valor líquido presente per-

manece como a raiz da maior parte da tomada de decisões. Mesmo as formulações melhoradas de cálculos de custo/benefício dependem do valor líquido atual; a sua maior sofisticação não altera a inadequação do valor líquido presente como base para decisões de política pública (para uma discussão excelente no contexto de exploração florestal nos Estados Unidos, ver Overton & Hunt, 1974).

A taxa em que uma população de organismos, como as árvores de uma floresta, pode ser explorada para dar o retorno máximo sustentável, e a taxa máxima em que a população pode ser explorada e ainda se sustentar, podem ser calculadas a partir da matriz de taxas de natalidade e mortalidade por classe etária, ou de matrizes parecidas com estas para populações de árvores, usando classes de tamanho no lugar de idades (Jaffers, 1978: 52-62). Matrizes deste tipo têm sido desenvolvidas para algumas poucas espécies bem-estudadas de árvores tropicais, tais como a *Pentaclethra maculosa* investigada por Hartshorn (1975) na Costa Rica. Um modelo de matriz construído para florestas tropicais na Indonésia, manejadas sob um sistema exigido pelo governo mostra que o ciclo de 35 anos para colheitas no sistema é rápido demais para sustentar a produção atual depois do segundo ciclo (Mendonza & Setyarso, 1986).

Sistemas de manejo exigem a execução consistente a longo prazo dos procedimentos obtidos, que regulem a colheita e outras atividades. Corrupção, mudanças políticas e outros impedimentos podem facilmente inviabilizar os melhores planos de manejo. Na Indonésia, por exemplo, a maioria das empresas com concessões de exploração florestal encontram maneiras para burlar o sistema de manejo (Eckholm, 1979: 23). Na Nigéria, as mudanças políticas após o fim da época colonial britânica em 1960, levaram ao desmatamento parte dos 200.000 ha que estavam sendo manejados sob o "Tropical Shelterwood System", ou seja, o Sistema Tropical de Abrigo de Madeira (Lowe, 1977). O sistema Celos de manejo florestal em Suriname foi abandonado em 1983 depois de um golpe de Estado (Graaf, s/d).

Órgãos do governo apoiam quase

universalmente o objetivo de manejo florestal sustentado, porém eles não agem de forma consistente com este ideal, através de suas alocações orçamentárias ou outras ações concretas. A iniciativa privada também não investiu no desenvolvimento e implantação de projetos deste tipo. Madeireiros não gastam nenhum esforço para determinar as intensidades sustentáveis de uso ou para restringir as suas atividades conforme tais limites. Embora, freqüentemente lamentado como "irracional", este comportamento é, de fato, bastante lógico sob o atual sistema de regras de decisões econômicas.

A lógica de desprezar os limites de colheita indicados por cálculos de produção sustentada fica mais clara no caso de um outro campo de manejo de recursos renováveis: a pesca e a caça de baleias. No caso da baleia azul, estudos das populações tinham deixado claro há décadas o fato de que a taxa em que as baleias vinham sendo exploradas levaria a população ao fim dentro de poucos anos. Ainda assim, as companhias continuavam a investir em navios de caça e de processamento de baleias, mesmo com pleno conhecimento de que elas seriam obrigadas a vender estes navios para sucata ou converter estes para outros usos, poucos anos mais tarde, quando as baleias estariam já exterminadas. A rentabilidade a curto prazo e o rápido desconto do investimento em equipamentos decorrente, fizeram com que isto fosse financeiramente atraente. As decisões de investimento não foram o resultado da "curta visão", nem tampouco da falta de conhecimento científico, mas sim do raciocínio frio e competente, baseado em uma lógica que precisa ser repensada.

O desconto rápido de retornos futuros leva a decisões de explorar populações naturais a taxas não sustentáveis, levando à eliminação das populações e à extinção de espécies, quando a taxa de desconto é mais que duas vezes o potencial máximo de reprodução da população (ver Clark, 1973a,b, 1976 para prova matemática). A mesma relação pode ser colocada em termos de um ponto crítico no qual se torna "racional" investir em sistemas não sustentáveis ao invés de se investir nos sustentáveis, enquanto os lu-

cross são investidos em outros empreendimentos em outros locais, assim que são ganhos. Chega-se ao ponto onde a razão entre a taxa líquida de lucro, a partir do manejo irresponsável, se torna maior ou igual a um "número dourado", derivado da taxa de retorno disponível de investimentos alternativos e do tempo para qual o empreendimento poderia ser mantido com lucro, caso ele fosse manejado de maneira não sustentável (ver Fife, 1971 para prova matemática) ¹.

Propriedade Comum

O uso irresponsável de recursos naturais potencialmente renováveis é encorajado ainda mais em muitas situações pelo que é conhecido pelos nomes "o dilema do recurso em comum", "o dilema do prisioneiro" e "a tragédia dos comuns" (Hardin, 1968). Em casos tais como a exploração de baleias, as nações, firmas e indivíduos independentes envolvidos abateram a população tão rapidamente quanto possível, ao invés de adotarem uma taxa de abate mais baixa (mas potencialmente sustentável): eles destruíram o recurso de propósito porque cada um percebeu que os outros o fariam de qualquer modo. O mesmo dilema se aplica à exploração madeireira em terras feita por firmas e indivíduos independentes, e em situações onde os custos dos impactos são largamente distribuídos, tais como as mudanças climáticas devidas ao desmatamento, ou as tensões sociais resultantes da concentração da posse da terra. Esta lógica aplica-se mesmo que o custo total para a sociedade de qualquer uma das formas deste dito "manejo" da terra seja muito maior que o total dos benefícios.

Risco

A aplicação do valor líquido presente é muitas vezes, ainda mais falho devido ao peso incompleto dado aos riscos e incertezas. Dada a importância das decisões em jogo, inclusive aquelas envolvendo o manejo sustentado da floresta, nossa falta de entendimento de processos de decisão é assustador. Pouco tem sido feito no sentido de melhorar o nosso conhecimento sobre a maneira pela qual as pessoas tomam decisões que envolvem uma variação de probabilidades de diferen-

tes resultados e graus de confiança variados na base de informações disponíveis. O campo de análise de decisões explicita os cálculos envolvidos na ponderação destes efeitos, mas a entrada fundamental no cálculo, que é a "curva de indiferença ao risco" para aqueles que estão tomando as decisões, é difícil de quantificar e virtualmente não existe para os diversos tipos de atores que agora desempenham papéis na transformação de florestas tropicais em outros usos, sustentáveis ou não.

Agricultores tradicionais, tais como os "caboclos" da Amazônia, são, normalmente, altamente avessos ao risco (Raiffa, 1971; Lipton, 1968 citado por Shanin, 1974: 72; Found, 1971: 108). Muitas vezes eles se comportam de maneira que visam a aumentar a sua segurança na obtenção de uma colheita mínima aceitável, ao invés de mudar para atividades que maximizam o valor monetário esperado do seu empreendimento, ao optar por usos da terra indicados como "racionais" pela simples aplicação de programação linear. Na medida em que as oportunidades mercantis aumentam nas áreas de predominância de tomada de decisões orientadas à subsistência, um aumento rápido ocorre no papel desempenhado pelos esforços de maximizar os lucros a custo de aceitar riscos maiores. No Peru, por exemplo, agricultores tradicionais rapidamente tornaram-se exploradores comerciais de madeira (com pouca consideração pela sustentabilidade) quando as oportunidades de transporte e de comercialização entraram na área amazônica (Durham, 1977).

Em áreas de assentamento pioneiro, a mistura de diferentes estratégias de assumir riscos é bastante variada. Enquanto uma série de tampões comportamentais protegem os colonos contra a variabilidade em sucesso agrícola de um ano para outro, muitas decisões observadas só podem ser descritas como jogos de azar, ou seja, a aceitação por pessoas, de altos riscos, na esperança de obter um prêmio que de outra maneira estaria além de seu alcance (Fearnside, 1982).

Grandes empresas podem assumir riscos maiores em empreendimentos específicos do que pequenos

agricultores. Mas, ao mesmo tempo, são as grandes firmas, em geral, que gastam em relação às firmas menores, uma proporção maior dos seus recursos e tentando assegurar a sua sobrevivência a longo prazo (Galbraith, 1972, ver Helliwell, 1977). O manejo sustentável da floresta deveria ser mais atraente para grandes firmas, já que a atração principal do manejo sustentável é a sua oferta de estabilidade a longo prazo, ao invés de lucros rápidos. As grandes áreas necessárias para garantir um ciclo adequado de colheita também se tornam apropriadas às grandes operações. É importante lembrar que grandes unidades de manejo não necessariamente excluem indivíduos com recursos modestos, desde que tais pessoas possam se juntar em cooperativas para fins de manejo florestal, dado o apoio institucional adequado.

Em termos de pesquisa, uma das maiores lacunas neste campo é uma avaliação melhor dos riscos implícitos em diferentes projetos de manejo. Não são disponíveis muitos dos dados essenciais à avaliação racional dos riscos: dados tão básicos quanto medidas pluviométricas ao longo de alguns poucos anos são, muitas vezes, inexistentes para os locais em jogo. Isto pode se tornar crítico em uma região onde a chuva varia muito entre locais próximos, e entre um ano e outro (Fearnside, 1984). O exemplo clássico disto foi o grande fiasco britânico de plantio de amendoina na África, no início da década de 1950. O projeto era baseado em médias pluviométricas adequadas para a cultura proposta, porém desprezavam a alta variabilidade de um ano para outro. A variabilidade nas chuvas, assim como outros fatores que afetam a produção, é um fator importante, limitando a capacidade de suporte humano (Fearnside, 1986a). Além da necessidade de melhores dados sobre a variabilidade, muito mais trabalho precisa ser feito sobre a maneira de se incorporar racionalmente este tipo de informação em decisões de planejamento, especialmente quando os riscos envolvidos não são limitados à possibilidade de perder-se somente o dinheiro investido.

Os planos de desenvolvimento muitas vezes desprezam a falta de aptidão dos fatores físicos no local

mesmo quando existem dados (Fearnside, 1987a). Este padrão é freqüentemente explicado por fatores como a influência política da localidade escolhida, as recompensas financeiras para as firmas que constroem estradas e outras infra-estruturas ou que fornecem bens e serviços às atividades de construção, e os lucros especulativos para proprietários de terras nas áreas servidas por novas estradas e programas. Desvios dos planos tecnicamente bem fundamentados, motivados por fatores deste tipo, podem ter altos custos financeiros, ambientais e humanos.

MANEJO FLORESTAL NA AMAZÔNIA

Brasil

Atualmente nenhum sistema de manejo sustentado está operando numa escala comercial nas terras baixas da Amazônia. Práticas comerciais de exploração florestal são revistas por Palmer (1977) e Rankin (1985). O desenvolvimento de sistemas experimentais é ainda incipiente quando comparado com os programas de ensaio na Ásia e na África, porém as iniciativas de pesquisas estão lentamente aumentando de freqüência. Levantamento de plântulas e arvoretas de regeneração natural em florestas amazônicas, seguido por ensaios experimentais de sistemas de manejo florestal, começaram em 1955 em Curuá-Una (perto de Santarém-Pará) sob um convênio entre o governo brasileiro e a Organização para Alimentos e Agricultura das Nações Unidas (FAO) (Pitt, 1961). Em 1963 um ensaio foi implantado para testar o Sistema Tropical de Abrigo de Madeira, ou "Tropical Shelterwood System (TSS)", que foi originalmente desenvolvido pelos ingleses na Nigéria (c.f. Lowe, 1977). O sistema inclui o corte de cipós e de arvoretas não econômicas e o envenenamento de algumas das maiores árvores de espécies não econômicas alguns anos antes da colheita, seguido pela colheita seletiva e a remoção periódica de cipós e de "madeira de abrigo" (Shelterwood) vários anos depois da colheita. A manutenção de "madeira de abrigo", ou seja, de árvores que criam condições de sombra no sub-bosque, mantém um micro-clima favorável para essên-

cias de madeira de lei em todo o ciclo. Os primeiros resultados são sumarizados por Dubois (1971); a regeneração natural permanece animadora durante o primeiro ciclo de crescimento (Rankin, 1979, 1985). O programa de pesquisa sofreu uma década de abandono depois que o convênio terminou no início da década de 1960, porém foi retomado sob um convênio entre FAO e a Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (Sudam) em 1973. A avaliação dos testes após cerca de 5 anos de crescimento, comparando plantios de mudas de enriquecimento com a regeneração natural da mesma idade, impressionou a Sudam com a superioridade do crescimento e da forma na regeneração natural (Pardolfo, 1985). O grande custo de transportes, plantio e manutenção de um número significativo de mudas também é um fator importante a favor de sistemas baseados na regeneração natural (Rankin, 1979). O termo "regeneração natural", como usado em um sistema de manejo florestal deste tipo, refere-se ao crescimento de plântulas e arvoretas não plantadas, sob cobertura do dossel da floresta mais ou menos intacta: não se refere ao crescimento de vegetação secundária em áreas de corte raso que, às vezes, é eufemisticamente chamado pelo mesmo termo.

Na Floresta Nacional da Amazônia (Flona), no rio Tapajós, ensaios foram implantados pelo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) com exploração a diferentes intensidades (Carvalho, 1985; Galvão, 1985). Os tratamentos silviculturais a serem aplicados nas parcelas durante o período de 20-25 anos esperado entre as colheitas, aparentemente ainda não têm sido escolhidos, porém podem incluir o corte de cipós, eliminação de árvores de espécies comerciais que são mal formadas ou com outros defeitos e a eliminação de algumas árvores não comerciais (Carvalho, 1985). Com três anos de medidas de crescimento pós-colheita, a taxa de aumento da área basal foi maior sob exploração mais leve (limite inferior para colheita = 55 cm DAP) do que sob exploração mais pesada (limite inferior para colheita = 45 cm DAP), quando apenas as espécies comerciais foram consideradas, mas apresentou a tendência oposta

quando a comparação foi feita para todas as espécies (Carvalho, 1985: 12). A interpretação dos resultados fica comprometida pela não exploração e não documentação da área antes do início dos estudos (ver Rankin, 1985). Devido a lenta taxa com que as florestas recuperam os equilíbrios naturais, mesmo perturbações leves podem fazer com que estudos posteriores não produzam resultados válidos sobre os efeitos de tratamentos de manejo. Efeitos de manejo sobre o crescimento de árvores grandes (em contrastes com plântulas e arvoretas) são especialmente difíceis de se estabelecer sob estas circunstâncias; perturbações anteriores impediram o estabelecimento de relações deste tipo em estudos na Nigéria (Lowe, 1981). A regeneração de plântulas após o corte seletivo é considerada como satisfatória nas experiências de Flona (Carvalho, 1980, 1984), embora dados de um ciclo completo de colheita sejam necessários para confirmar a sustentabilidade do sistema (Rankin, 1985).

No projeto Jari, a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa) e o IBDF instalaram em 1983 uma série de parcelas de 0,25 ha cada (Galvão, 1985). O desenho das parcelas e as testemunhas são os mesmos que na Flona, embora tenham menos parcelas (48 parcelas na Jari versus 144 na Flona). Uma das duas áreas experimentais na Jari (Felipe-Amapá) estava sem perturbação ao se iniciarem os ensaios.

O Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa) começou um estudo em uma "bacia modelo" localizada a 90 km ao norte de Manaus; crescimento e recrutamento, assim como os efeitos hidrológicos, serão monitorados sob exploração em intensidades diferentes (Lowe, 1981). Levantamentos dos estoques de plântulas (Higuchi et alii., 1985) e de crescimento das árvores a curto prazo (Higuchi, 1987) têm sido realizados em condição não perturbada, mas os tratamentos de manejo ainda não começaram.

Florestas Rio Doce (a subsidiária florestal da Companhia Vale do Rio Doce - CVRD -, que está realizando o Projeto Ferro Carajás) iniciou uma experiência de manejo florestal para a produção de carvão vegetal, em 1983, em Buriticupu-Maranhão. O

projeto remove as árvores menores (que são melhores para a fabricação de carvão), junto com o sub-bosque, em parcelas que são exploradas em níveis de intensidade diferentes (Jesus et alii., 1986; s/d; 1984; Thibau, 1985, 1986). As experiências incluem tratamentos com corte raso e com exploração pesada que deixa apenas algumas poucas árvores espalhadas em um campo que, de outra forma, sofreu o corte raso. Em 1985, Carlos Eugênio Thibau, presidente da Florestas Rio Doce, Ltda., S.A., e projetor do estudo, ficou entusiasmado com o crescimento rápido da vegetação secundária nos tratamentos de corte raso e de corte quase raso. Houve declarações posteriores de que o corte raso foi incluído no experimento, meramente como uma segunda "testemunha" (Renato Moraes de Jesus, declaração pública, 1988). As apresentações escritas dos experimentos usam o termo "testemunha" exclusivamente com referência à floresta não perturbada, e apresentam um corte raso como o tratamento número três entre cinco tratamentos (Jesus et alii., 1986: 246). Portanto, adequação metodológica do projeto e de considerá-lo como "manejo florestal" uma prática que remove toda a floresta é bastante questionável.

As experiências de manejo florestal em Buritcupu poderiam ter grande potencial para impacto sobre desmatamento na região, devido às questões legais e semânticas relativas ao "manejo florestal", mas considerando a enorme demanda para carvão vegetal que está implícita nos projetos de produção de ferro-gusa sendo implantados para beneficiamento de minério de Carajás (Fearnside, 1986b, 1987b,c, 1988a, b; Fearnside & Rankin, 1982). O Código Florestal de 1965 (Decreto Lei 4.771, art. 44), que exige que 50% da superfície de qualquer propriedade permaneça sob cobertura florestal natural, tem sido reinterpretado pelo IBDF (Instrução Normativa 302 de 03/07/84) para permitir desmatamento para culturas anuais e pastagens em 20% de cada propriedade e "manejo florestal" nos 80% restantes (o Decreto Lei 7.511 de 07/07/86, modifica isso para proibir o desmatamento, porém permite o "manejo florestal"). Caso em que o "manejo florestal" seja interpretado como algo que pode in-

cluir o corte raso, seguido por deixar a área formar uma vegetação secundária, mesmo que (pelo menos teoricamente) visando colheitas posteriores, resulta em que os obstáculos legais teriam sido removidos para propiciar o desmatamento rápido, para produção de ferro-gusa, em terras particulares e em concessões arrendadas a firmas que exploram as florestas nacionais brasileiras. Presumindo-se que as produções do manejo florestal sejam iguais às das plantações de *Eucalyptus deglupta* do Projeto Jari, uma área quase 10 vezes maior que esta, de florestas manejadas, seria necessária para fornecer carvão para as 20 usinas de ferro-gusa e quatro outras indústrias planejadas para a região de Carajás (Fearnside, 1988a,b). O grande custo e muitos problemas biológicos associados com a produção de florestas manejadas fazem com que seja provável que a floresta nativa seja cortada antes mesmo que este tipo de investimento venha se concretizar (ver Fearnside & Rankin, 1979, 1980, 1982, 1984, 1985). Adotar o "manejo florestal" como eufemismo para o corte raso aceleraria este processo.

Em 1984 Florestas Rio Doce replicou em Porto Trombetas-Pará o desenho experimental de Buritcupu (Jesus, s/d. (1984), Jesus et alii., s/d (ca. 1986)). O projeto visa a produção de lenha para uso na secagem do minério de bauxita da Mineração Rio do Norte (CVRD/ALCAN). Uma outra modificação dos experimentos tem sido implantada em parte da área de 17.000 ha da CVRD visando a produção de carvão vegetal e madeira serrada (Jesus & Menandro, s/d (ca. 1986)). O custo muito menor de se obter madeira de corte da floresta nativa, em comparação com plantações silviculturais, dá forte ensejo para aproveitar esta fonte de biomassa mesmo que a sustentabilidade a longo prazo ainda não tenha sido demonstrada (Fearnside, 1988a).

Suriname

No Suriname o Sistema de Uniforme Malasiano foi testado nos anos de 1950. O sistema exige o envenenamento de praticamente todas as árvores grandes que permanecem depois da colheita comercial, para que o crescimento de plântulas e arvoretas seja estimulado. O resul-

tado foi uma explosão de cipós e espécies indesejáveis de floresta secundária (capoeira), (Jonkers & Schmidt, 1984). Diferente das florestas do Sudeste da Ásia, que são dominadas por espécies de madeira de lei, da família *Dipterocarpaceae*, as florestas da América do Sul são compostas, na maior parte, por espécie de pouco valor nos mercados madeiros de hoje. A remoção das muitas espécies não comerciais aumenta radicalmente a quantidade de luz que chega ao solo na floresta, assim favorecendo as espécies sem valor.

Desde 1967 os pesquisadores do Suriname desenvolveram um outro sistema de manejo: o sistema silvicultural Celos (Boxman et alii., 1985; Jonkers & Schmidt, 1984). Após a exploração seletiva da madeira, aproximadamente a metade da biomassa da floresta remanescente é morta pelo envenenamento das árvores não comerciais com diâmetro acima de um certo limite (35 cm no Suriname), para favorecer o crescimento das árvores comerciais que estão chegando perto do tamanho mínimo para a colheita. Uma modificação posterior do sistema restringe o envenenamento das árvores dentro de um raio de 10 m das árvores comerciais cujos crescimentos se deseja favorecer (Boxman et alii., 1985). Os projetistas do sistema esperam obter uma colheita madeireira de 40 m³/ha a cada 20 anos, embora eles avisem que o monitoramento a longo prazo será necessário para confirmar que a produtividade não vai sofrer uma redução devido à saída de nutrientes, o que foi observado nos Igarapés que partem das parcelas tratadas (Jonkers & Schmidt, 1984: 296).

Guiana Francesa

Em 1982 começaram, na Guiana Francesa, testes para um sistema de manejo que consiste de colheita seletiva em intensidades diferentes, para produção de madeira serrada, lenha ou ambos, seguido pelo envenenamento de árvores não comerciais (Bariteau, 1986; Maitre et alii., 1984; Sarrailh & Schmidt, 1984). O sistema é baseado em pesquisas prévias realizadas na Costa do Marfim, e é semelhante ao sistema Celos no Suriname. Os incrementos de diâmetro mensurados na

floresta não perturbada na Guiana Francesa (6,20 mm/ano) e no primeiro ano após o tratamento (9,50 mm/ano), levam os pesquisadores a serem otimistas sobre as perspectivas do trabalho levar a um sistema economicamente viável de produção sustentada (Schmidt, s/d (1984)). Os pesquisadores na Guiana Francesa enfatizam a semelhança dos efeitos dos tratamentos aos encontrados no Suriname, onde os diâmetros médios das espécies comerciais em floresta seletivamente explorada cresceram a 4 mm/ano sem tratamento e 9-10 mm/ano sob o sistema Celos (Jonkers & Schmidt, 1984).

Peru

No Peru a aplicação do plano de manejo chamado "Sistema de Faixas Protetoras" começou em 1982 no Projeto Piches-Palcazu, localizado em um vale de 20 x 70 km nas ladeiras da base dos Andes, em altitudes de 270-500 m (Hartshorn et alii., 1985). O sistema visa o corte raso de faixas de floresta de 20-35 m de largura, seguindo o contorno do vale. As faixas cortadas em anos sucessivos seriam a uma distância de, no mínimo, 200 m uma da outra, e a rotação planejada voltaria, a cada faixa, em intervalos de 30 anos. Um sistema semelhante tem sido sugerido por Jordan (1982, 1985: 154) como meio de acelerar a sucessão em faixas colhidas. Embora seja cedo demais para avaliar a sustentabilidade do sistema, o primeiro ciclo de colheita tem dado lu-

cro e a equipe de pesquisa está entusiasmada sobre o potencial do sistema para aplicação mais ampla (Hartshorn et alii., 1985, 1986).

Políticas de desenvolvimento

A crescente frequência das iniciativas de pesquisas voltadas ao desenvolvimento de sistemas sustentados para manejar a floresta amazônica é animadora. Ainda assim, as verbas alocadas à pesquisa nesta área são mínimas, frente a importância do recurso em jogo. O desmatamento rápido na Amazônia, especialmente para pastagens não sustentáveis, significa que os tomadores de decisões provavelmente serão forçados a agir sobre projetos de manejo florestal sem ter resultados de testes de longa duração. Dois grandes programas deste tipo têm sido proposto no Brasil: as "florestas de rendimento", propostas pela Sudam (Pandolfo, 1978) e os contratos de utilização florestal ou "contratos de risco" da FAO e IBDF (Schmithüsen, 1978; ver Fearnside, 1986a: 33-34). Os programas de manejo a serem aplicados são vagos em ambos os casos: como Mauro Silva Reis, então diretor do hoje extinto Projeto para Desenvolvimento e Pesquisa Florestal (Prodepef), observou: "na verdade, um sistema de produção autosustentada da floresta tropical densa, para fins industriais, baseado no modelo aqui considerado, ainda não foi desenvolvido" (Reis, 1978: 14). Nenhum destes programas tem ido para frente: além das incertezas técnicas, existe pou-

co interesse comercial: os projetos exigiriam pesadas despesas governamentais, e, no caso do plano para "contratos de risco", o envolvimento proposto de empresas madeireiras estrangeiras provocou uma oposição ampla.

Em 1986 o IBDF começou a exigir a entrega de um "plano de manejo" aceitável, como condição para concessão de licenças de exploração. Aumentando a confusão sobre em que consiste um "plano de manejo" está a falta de resultados de pesquisa que é a herança da baixa prioridade que este campo tem recebido. As mesmas forças econômicas que explicam a ausência de sistemas comerciais de manejo sustentados na Amazônia hoje podem levar empresários a tentar encontrar desvios para burlar os novos regulamentos. O sistema informal de "jeitos" no Brasil faz com que seja difícil fazer cumprir regulamentos deste tipo (Rosenn, 1971). Na ausência de mudanças na base de cálculos econômicos, o motivo sempre será forte para desviar dos novos regulamentos do "plano de manejo".

Até que ponto as intervenções de manejo devem perturbar o ecossistema natural é um assunto de muita controvérsia e apresenta muitas oportunidades para a dupla fala Orwelliana. O "manejo sustentado" e a "regeneração natural" levantam uma imagem de um aproveitamento inócuo ao meio ambiente, do potencial produtivo da floresta. É sempre possível, no entanto, "destruir a

Tabela 1

Exemplo dos cálculos do valor presente líquido (VLP) que favorecem a destruição dos recursos

	Valor numa data futura (taxa de desconto = 0% / ano)			Valor presente (taxa de desconto = 3% / ano)			Valor presente (taxa de desconto = 10% / ano)			
	Ano	Custo	Benefício	Ganho	Custo	Benefício	Ganho	Custo	Benefício	Ganho
Predatório	1	50,00	130,00	80,00	50,00	130,00	80,00	50,00	130,00	80,00
	2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

	100	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
		Total = 80,00			Total (VLP) = 80,00			Total (VLP) = 80,00		
Sustentável	1	10,00	13,00	3,00	10,00	13,00	3,00	10,00	13,00	3,00
	2	10,00	13,00	3,00	9,71	12,62	2,91	9,09	11,82	2,73
	3	10,00	13,00	3,00	9,43	12,25	2,83	8,26	10,74	2,48

	100	10,00	13,00	3,00	0,54	0,70	0,16	0,00	0,00	0,00
		Total = 300,00			Total (VLP) = 97,64			Total (VLP) = 33,03		

floresta para poder salvá-la", por ir longe demais no *continuum* do aumento de intensidade de manejo. Por exemplo, o envenenamento de uma grande proporção das árvores na floresta Amazônica pode maximizar a produção comercial de madeira, mas cortaria muitos dos fluxos ecológicos e sacrificaria produtos ainda não conhecidos e/ou não explorados, tais como material genético e produtos farmacêuticos. O crescente valor e a impossibilidade de substituir de muitos dos benefícios em potencial do uso da floresta, pode significar que a intervenção deve ser restrita a uma intensidade abaixo daquela indicada somente pelas considerações de manejo madeireiro. A determinação da resposta de produção madeireira a diferentes intensidades de manejo, e as mudanças ecológicas provocadas a cada intensidade, devem ser prioridades urgentes. Decisões racionais exigirão também a avaliação dos muitos produtos não madeireiros da floresta, o conhecimento dos quais está rapidamente sendo perdido com o desaparecimento e aculturação das tribos indígenas.

ALTERNATIVAS AOS CRITÉRIOS ATUAIS

Em outra publicação (Fearnside, 1986c), uma série de diretrizes têm sido proposta para avaliar 14 classes de usos da terra, inclusive o manejo sustentado da floresta. Nove critérios foram considerados: sustentabilidade agrônômica, sustentabilidade social, competitividade econômica não subsidiada, auto-suficiência, alcance de metas sociais, consistência com a manutenção de áreas adjacentes em outros usos, retenção de opções de desenvolvimento, efeitos sobre outros recursos e efeitos macro-ecológicos. Os conflitos entre estes critérios muitas vezes destacam inconsistências fundamentais entre as metas dos planejadores de desenvolvimento (Fearnside, 1988c). Enquanto alguns conflitos de interesses não são solucionados, muitas necessidades e demandas divergentes podem ser atendidas através de uma estratégia de planejamento voltada à produção de uma variedade de usos da terra, onde diferentes critérios ambientais e sociais seriam aplicados (Odum, 1969; ver Eden, 1978; Fearnside, 1979; Margalef, 1968).

O papel do valor líquido presente como critério na tomada de decisões econômicas, em todos os níveis, é básico na atual conjuntura onde nem os órgãos governamentais de pesquisa e finança, nem as empresas privadas, estão dispostos a investir mais do que valores simbólicos no desenvolvimento e na aplicação de sistemas de manejo florestal sustentado. Embora o autor não disponha de nenhuma fórmula que possa ser oferecida como a solução ao problema da substituição deste critério, algumas sugestões poderiam ser feitas no sentido de como se começar a abordar o problema. Projetos deveriam ser avaliados à base de suas contribuições ao bem-estar dos atuais residentes na região amazônica e aos seus descendentes. Os benefícios devem ser gozados por todas as camadas da sociedade, e pelas gerações futuras assim como a atual. A limitação do planejamento aos residentes atuais da Amazônia, e aos seus descendentes, reconhece a inabilidade da região de oferecer soluções aos problemas sócio-econômicos de outros países ou de outras regiões do Brasil. Estes são problemas que devem ser reconhecidos e resolvidos dentro daquelas outras regiões, e não adiados pela combinação de expulsar imigrantes para a Amazô-

nia e a remoção de produtos comercializáveis para o benefício dos não residentes. O reconhecimento destes limites permitiria a realização da maior aspiração na região, ou seja - produzir sistemas sustentáveis que atendam às necessidades locais durante os séculos vindouros. As restrições sobre as opções de desenvolvimento devem incluir a limitação de feitos macro-ecológicos, tais como mudanças climáticas, a realização de uma distribuição definida de renda e a manutenção da população humana dentro dos limites de capacidade de suporte. Uma abordagem na tomada de decisões que reconheça melhor o valor do ser humano, baseada nestas previsões, assuntos tais como a escolha de essências florestais e técnicas de manejo serão resolvidos automaticamente, sendo que os esforços da nação estariam focalizados sobre barreiras técnicas, ainda remanescentes, sobre o manejo sustentado. No entanto, até que os processos fundamentais de tomada de decisões econômicas sejam mudados, nenhuma quantidade considerável de pesquisa sobre as técnicas de manejo deve ser esperada para alterar o que é agora o fato mais saliente sobre o manejo sustentado em florestas amazônicas: que ninguém, de fato, o faz.

NOTAS:

(1) O manejo irresponsável se torna "racional" quando: $e^{r_{alt} \cdot t}$

$$\frac{N_{irresp.}}{N_{resp.}} > \frac{e^{r_{alt} \cdot t} - 1}{e^{r_{alt} \cdot t}}$$

Onde: $N_{irresp.}$ = a taxa de retorno de manejo irresponsável (não sustentável) em dinheiro (e.g. OTNs) por ano.

$N_{resp.}$ = a taxa de retorno de manejo responsável (sustentável) em dinheiro (e.g. OTNs) por ano.

$r_{alt.}$ = a taxa de juros (dividendo) sobre investimentos disponíveis, em dinheiro (e.g. OTNs) por unidade de dinheiro por ano.

t = o tempo pelo qual o recurso possa ser explorado com lucro sob manejo irresponsável (anos)

e = a base dos logaritmos naturais (2,71828 ...)

AGRADECIMENTOS

A Companhia Vale do Rio Doce (CVRD) forneceu verbas para possibilitar a apresentação de uma versão anterior deste trabalho no "1º Seminário Internacional sobre Manejo em Floresta Tropical", Serra dos Carajás e São Luís, 28 de Janeiro - 01 de fevereiro de 1985. Uma versão em inglês será publicada em **Forest Ecology and Management** (Fearnside, 1989). Agradeço à Elsevier Science Publishers B. V. pela permissão de publicar esta tradução. J. M. Robinson, Neusa Hamada, Newton Leal Filho, Paulo Maurício Lima de Alencastro Graça, Fernando José Alves Rodrigues, e Summer Wilson fizeram comentários sobre o manuscrito.

- ANUÁRIO ESTATÍSTICO DO BRASIL. 1984. Rio de Janeiro. IBGE, v.45.
- BARRITEAU, M. 1986. **Recherches sylvicoles sur les peuplements naturels en forêt dense Guyanaise: Installation et croissance des semis d'essences précieuses; protocole d'étude.** I.N.R.A. des Antilles-Guyane, Station de Recherches Forestières. 17 p. Manuscrito.
- BOXMAN, O. et alii. 1985. **Towards sustainable timber production from tropical rain forests in Suriname.** Trabalho apresentado no "9th World Forestry Congress", Cidade de México, 01-12 de julho de 1985. 14 p. Manuscrito.
- CARVALHO, J. O. P. de. 1980. **Inventário diagnóstico da regeneração natural da vegetação em área da Floresta Nacional do Tapajós.** Belém, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Úmido. 23 p. (Boletim de Pesquisa, 2)
- _____. 1984. **Manejo de regeneração natural de espécies florestais.** Belém, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Úmido. 22 p. (Documentos, 34)
- _____. 1985. **Resultados de pesquisa da Embrapa/IBDF-PNPF sobre manejo de floresta no Trópico Úmido Brasileiro.** Trabalho apresentado no "1º Seminário Internacional sobre Manejo em Floresta Tropical"; Serra dos Carajás & São Luis, 28 de janeiro - 01 fevereiro de 1985. 21 p. Manuscrito
- CLARK, C. W. 1973a. *The economics of overexploitation.* *Science*, 181: 630 - 4.
- _____. 1973b. *Profit maximization and the extinction of animal species.* *Journal of Political Economy*, 81(4): 950-61.
- _____. 1976. **Mathematical Bioeconomics: the Optimal Management of Renewable Resources.** New York, J. Wiley & Sons. 352 p.
- DUBOIS, J. L. C. 1971. **Silvicultural research in the Amazon.** Roma, Food and Agricultural Organization of the United Nations. 192 p. (Technical Report n.3. (FO: SFJBRA 4)
- DURHAM, K. F. 1977. *Dos zonas de colonización y el desarrollo forestal en la selva alta Peruana.* In: ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS PARA LA AGRICULTURA Y LA ALIMENTACIÓN. **Informe sobre Seminario FAO/SIDA sobre Ocupación Forestal en América Latina.** Lima, Perú, 8-27 Agosto 1976. FOR: TF-RLA 44 (SWE). UN-FAO, Roma, Itália. 520 p., p. 205-9.
- ECKHOLM, E. 1979. **Planting for the future: forestry for human needs.** Washington, DC: Worldwatch Institute, 64 p. (Worldwatch Paper, 26)
- EDEN, M. J. 1978. *Ecology and land development: The case of Amazonian rain forest.* **Transactions of the Institute of British Geographers, New Series**, 3(4): 444-63.
- FEARNSIDE, P. M. 1979. *O desenvolvimento da floresta amazônica: Problemas prioritários para a formulação de diretrizes.* **Acta Amazonica**, 9(4): 123-129. Suplemento
- _____. 1982. *Alocação do uso da terra dos colonos da rodovia Transamazônica e sua relação à capacidade de suporte humano.* **Acta Amazonica**, 12(3): 549-78.
- _____. 1984. *Simulation of meteorological parameters for estimation of human carrying capacity in Brazil's Transamazon Highway colonization area.* **Tropical Ecology**, 25(1): 134-43.
- _____. 1986a. **Human carrying Capacity of tge Brazilian Rainforest.** New York, Columbia University Press. 293 p.
- _____. 1986b. *Os planos agrícolas: Desenvolvimento para quem e por quanto tempo?* In: ALMEIDA JR, J. M. G. de. **Carajás: desafio político, ecologia e desenvolvimento.** São Paulo, Brasiliense. 633 p., p. 362-418.
- _____. 1986c. *Alternativas de desenvolvimento na Amazônia Brasileira: Uma avaliação ecológica.* **Ciência e Cultura**, 38(1): 37-59.
- _____. 1987a. *Distribuição de solos pobres na colonização de Rondônia.* **Ciência Hoje**, 6(33): 74-78.
- _____. 1987b. *Frenesi de desmatamento no Brasil: a floresta Amazônica irá sobreviver?* In: KOHLHEPP, G. & SCHRADER, A. comp. **Homem e Natureza na Amazônia.** Tübinger Geographische Studien 95 (Tübinger Beitrage zur Geographischen Lateinamerika-Forschung 3). Geographisches Institut, Universität Tübingen, Tübingen, Rep. Fed. de Alemanha. 507 p., p. 45-57.
- _____. 1987c. *Causes of deforestation in the Brazilian Amazon.* In: DICKINSON, R. F. comp. **The Geophysiology of Amazonia: vegetation and climate interactions.** New York, J. Wiley & Sons. 524 p., p. 37-53.
- _____. 1988a. *Jari at age 19: Lessons for Brazil's silvicultural plans at Carajás.* **Interiencia**, 13(1): 12-24, 13(2): 95.
- _____. 1988b. *O carvão do Carajás.* **Ciência Hoje**, 7(48): 17-21.
- _____. 1988c. *Projetos de colonização na Amazônia brasileira: objetivos conflitantes e capacidade de suporte humano.* **Cadernos de Geociências**. n.3. (no prelo)
- _____. 1989. *Forest management in Amazonia: The need for new criteria in evaluating development options.* **Forest Ecology and Management**, 26. (no prelo)
- _____. s.d. *Deforestation in Brazilian Amazonia.* In: WOODWELL, G. M. comp. **The earth in transition: patterns and processes of biotic impoverishment.** New York, Cambridge University Press. (no prelo)
- FEARNSIDE, P. M. & RANKIN, J. M. 1979. *Avaliação da Jari Florestal e Agropecuária, Ltda. Como modelo para desenvolvimento na Amazônia.* **Acta Amazonica**, 9(3): 609-15.
- _____. 1980. *Jari and development in the Brazilian Amazon.* **Interiencia**, 5(3): 146-56.
- _____. 1982. *Jari e Carajás: o futuro incerto de grandes plantações silviculturais na Amazônia.* **Interiencia**, 7(6): 326-328.
- _____. 1984. *O novo Jari: riscos e perspectivas de um desenvolvimento maciço amazônico.* **Ciência e Cultura**, 36(7): 1140-56.

- _____. 1985. *Jari revisited: changes and the outlook for sustainability in Amazonia's largest silvicultural estate*. **Interiencia**, 10(3): 121-9.
- FIFE, D. 1971. *Killing the goose*. **Environment**, 13(3): 20-27.
- FOUND, W. C. 1971. **A theoretical approach to rural land use patterns**. London, Arnold. 190 p.
- GALBRAITH, J. K. 1972. **The new industrial state**. 2 nd. ed. London. A. Deutsch. 448 p.
- GALVÃO, A. P. M. 1985. **A geração de tecnologia para a utilização racional da floresta Amazônica**. Trabalho apresentado no "1º Seminário Internacional sobre Manejo em Floresta Tropical", Serra dos Carajás & São Luis, 28 January - 1 February 1985. 20 p. Manuscrito
- GOODLAND, R. J. A., LEDEC, G. & WEBB, M. 1986. **Meeting environmental concerns by common property mismanagement in economic development projects in the third world**. Trabalho apresentado no "International Association of Ecology (INTECOL) workshop on common property resources", Syracuse, New York. 13 de agosto de 1986. 39 p. Manuscrito
- GRAAF, N. R. de. s/d. *The Celos management system: A polycyclic method for sustained timber production in South American rain forest*. In: ANDERSON, A. B., comp. **Alternatives to deforestation: the search for sustainable land uses in Amazonia**. New York, Columbia University Press. (no prelo)
- HARDIN, G. 1968. *The tragedy of the commons*. **Science**, (162): 1243-8.
- HAROU, P. A. 1984. *Possibilities for shadow pricing forestry investments*. **Forest Ecology and Management**, 8(1): 59-73.
- HARTSHORN, G. S. 1975. *A matrix model of tree population dynamics*. p. 41-51. In: GOLLEY, F., MEDINA, E. comp. **Tropical Ecological Systems: trends in terrestrial and aquatic research**. New York, Springer-Verlag. 398 p., p. 41-51.
- HARTSHORN, G. S., SIMEONE, R. & TOSI JR, J. A. 1985. **Manejo para rendimento sostenido de bosques naturales: un sinopse del proyecto de desarrollo del Palcazú en la selva central de la Amazonia Peruana**. Trabalho apresentado no "1º Simpósio Internacional sobre Manejo em Floresta Tropical", Serra dos Carajás & São Luis, 28 de janeiro - 01 fevereiro de 1985. 13 p. Manuscrito
- _____. 1986. **Manejo para rendimento sostenido de bosques naturales: un sinopse del proyecto de desarrollo del Palcazú en la selva central de la Amazonia Peruana**. Trabalho apresentado no "Conference on Management of Tropical Forests", Las Piedras, Puerto Rico, setembro de 1986. 10 p. Manuscrito
- HELLWELL, D. R. 1977. *The end of the bank-rate?* **Environmental Conservation**, 4(2): 130-4.
- HIGUCHI, N. 1987. **Short-Term Growth of an Undisturbed Tropical Moist Forest in the Brazilian Amazon**. East Lansing: Michigan State University, 129 p. (Dissertação de Ph. D. em Ciências Florestais, Michigan State University)
- HIGUCHI, N., et alii. 1985. *Bacia 3 - Inventário diagnóstico da regeneração natural*. **Acta Amazônica**, 15(1-2): 199-233.
- HOEKSTRA, D. A. 1985. *Choosing the discount rate for analysing agroforestry systems/technologies from a private economic viewpoint*. **Forest Ecology and Management**, 10(1-2): 177-83.
- JEFFERS, N. J. R. 1978. **An introduction to systems analysis: with ecological applications**. London, Arnold. 198 p.
- JESUS, R. M. de. s.d. 1984. **Manejo e utilização florestal**. Belo Horizonte, Florestas Rio Doce, S.A. 6 p. Manuscrito
- JESUS, R. M. de. & MENANDRO, M. S. s.d. (ca 1986). **Produção sustentada em floresta amazônica**. Florestas Rio Doce, Linhares, Espírito Santo. 16 p. Manuscrito
- _____. s.d. (ca 1984). **Manejo florestal em Buritcupu**. Florestas Rio Doce, S.A., Linhares, Espírito Santo. 12 p. Manuscrito
- _____. 1986. *Manejo florestal em Buritcupu*. In: SIMPÓSIO DO TRÓPICO ÚMIDO, 1, 1986, Belém. **Anais ... Belém**, Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Úmido. v.2. p. 245-51.
- _____. s.d. (ca 1986). **Manejo sustentado em floresta primitiva do médio Amazonas**. Florestas Rio Doce, Linhares, Espírito Santo. 18 p. Manuscrito
- JONKERS, W. B. J. & SCHMIDT, P. 1984. *Ecology and timber production in tropical rain forest in Suriname*. **Interiencia**, 9(5): 290-97.
- JORDAN, C. F. 1982. *Amazon rain forests*. **American Scientist**, 70: 394-401.
- _____. 1985. **Nutrient Cycling in Tropical Forest Ecosystems**. New York, Wiley & Sons. 190 p.
- LESLIE, A. J. 1987a. *A second look at the economics of natural management systems in tropical mixed forests*. **Unasywa**, 155(39): 46-58.
- _____. 1987b. *The economic feasibility of natural management of tropical forests*. In: MERGEN, F. & VINCENT, J. R. comp. **Natural management of tropical forests: silvicultural and management projects of sustained utilization**. New Haven, Yale University. School of Forestry and Environmental Studies. 212 p., p. 177-98.
- LIPTON, M. 1968. *The theory of optimizing peasant*. **Journal of Development Studies**, 4: 327-351.
- LOWE, R. G. 1977. *Experience with the tropical shelterwood system of regeneration in natural forest in Nigeria*. **Forest Ecology and Management**, 1(3): 193-212.
- _____. 1981. **Initiation of an investigation into the effects of exploitation and silvicultural treatment on growth, recruitment and mortality in natural lowland tropical forest of Amazonia**. Trabalho apresentado "IUFRO Forestry Meeting" em Baguio, Filipinas. 1981. 15 p. Manuscrito
- MAITRE, H. F., SARRAILH, J. M.; SCHMITT, L. 1984. **État des recherches menées en Guyane Française sur la transformation et l'amélioration des peuplements forestiers naturels**. Trabalho apresentado no "IUFRO Symposium International sur Impacts de l'Homme sur la Forêt". Strasbourg. 16-23 de setembro de 1984. 21 p. Manuscrito
- MARGALEF, R. 1968. **Perspectives in Ecological Theory**. Chicago,

- MCDONALD, J. F. 1981. *The use of weighted discount rates in cost-benefit analysis: A further analysis.* **Water Resources Research**, 17(3): 470-480.
- MENDONZA, G. A. & SETYARSO, A. 1986. *A transition matrix forest growth model for evaluating alternatives harvesting schemes in Indonesia.* **Forest Ecology and Management**, 15(3): 219-28.
- MYERS, N. 1983. *Tropical moist forests: Over-exploited and under-utilized?* **Forest Ecology and Management**, 6(1): 59-79.
- ODUM, E. P. 1969. *The strategy of ecosystem development.* **Science**, 164: 262-70.
- VERTON, W. S. & HUNT, L. M. 1974. *A view of current forest policy, with questions regarding the future state of forests and criteria of management.* In: *TRANSACTIONS OF THE THIRTY-NINTH NORTH AMERICAN WILDLIFE AND NATURAL RESOURCES CONFERENCE*, 39, March 31 - April 1, 2, 3, 1974. **Transactions ...** Washington, D. C: Wildlife Management Institute. p. 334-53.
- PALMER, J. R. 1977. *Forestry in Brazil - Amazonia.* **Commonwealth Forestry Review**, 56(2): 115-30.
- PANDOLFO, C. 1978. *A floresta Amazônica brasileira: enfoque econômico-ecológico.* Belém, Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia. 118 p.
- _____. 1985. *O manejo florestal na Amazônia.* Trabalho apresentado no "1º Seminário Internacional sobre Manejo em Floresta Tropical", Serra dos Carajás & São Luis, 28 de janeiro - 01 de fevereiro de 1985. 15 p. Manuscrito
- PITT, J. 1961. *Report to the Government of Brazil on the application of silvicultural methods to some of the forests of the Amazon.* Roma, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Expanded Technical Assistance Program (ETAP). Report 1337.
- PRANCE, C., NAIR, C. T. S. 1984. *Cost-benefit analysis and the consideration of forestry alternatives.* **Journal of World Forest Resources Management**, 1: 81-104.
- _____. 1985. *Social discounting and the distribution of project benefits.* **Journal of Development Studies**, 21(4): 525-32.
- RAIFFA, H. 1968. *Decision Analysis: Introductory Lectures on Choices under Uncertainty.* Reading, Massachusetts: Addison-Wesley. 312 p.
- RANKIN, J. M. 1979. *Manejo florestal ecológico.* **Acta Amazonica**, 9(4): 155-22. Suplemento
- _____. 1985. *Forestry in the Brazilian Amazon.* In: PRANCE, G. T. & LOVEJOY, T. E. comp. **Key environments: Amazonia.** Oxford, Pergamon. 442 p., p.369-92.
- REIS, M. S. 1978. *Uma definição técnico-política para o aproveitamento racional dos recursos florestais da Amazônia brasileira.* Brasília, IBDF/Projeto de Desenvolvimento e Pesquisa Florestal (PRODEPEF). 21 p.
- ROSENN, K. S. 1971. *The jeito: Brazil's institutional bypass of the formal legal system and its development implications.* **The American Journal of Comparative Law**, 19: 514-49.
- ROW, C., KAISER, H. F. & SESSIONS, J. 1981. *Discount rate for long term forest service investments.* **Journal of Forestry**, 79(6): 367-9, 76.
- SARRAILH, J. M. & SCHMITT, L. 1984. *Etat des recherches menées en Guyane Française sur la transformation et l'amélioration des peuplements forestiers naturels.* Trabalho apresentado no "IUFRO Symposium sur les Impacts de l'homme sur la forêt", Strasbourg, 16-17 de setembro de 1984. 15 p. Manuscrito
- SCHMITT, L. s.d. 1984. *Principes et bases d'une recherche en matière de sylviculture en forêt dense humide de Guyane Française.* Centre Technique Forestier Tropical, Kourou, Guiana Française. 9 p. Manuscrito
- SHANIN, T. 1974. *The nature and logic of the peasant economy.* **Journal of Peasant Studies**, 1: 63-80, 186-205.
- SCHMITHÜSEN, F. 1978. *Contratos de utilização florestal com referência especial a Amazônia brasileira.* (P-NUD/FAO/IBDF/BRA/76/027). Brasília, IBDF/Projeto de Desenvolvimento e Pesquisa Florestal (PRODEPEF). 35 p. (Série Técnica, 12)
- THIBAU, C. E. 1985. *Forest management and exploitation in Forest Reserve of Buriticupu.* Trabalho apresentado no "1º Seminário Internacional sobre Manejo em Floresta Tropical", Serra dos Carajás & São Luis. 28 de janeiro - 01 de fevereiro de 1985. 23 p. Manuscrito
- _____. 1986. *Manejo de floresta tropical.* In: *SIMPÓSIO DO TRÓPICO ÚMIDO*, 1, 1986, Belém. **Anais ...** Belém, Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuárias. Centro de Pesquisa Agropecuária do Trópico Úmido, v.2, 237-44.
- WEISS, E. B. 1984. *The planetary trust: Conservation and intergenerational equity.* **Ecology Law Quarterly**, 11(4): 495-581.