



Efetividade do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) no Contexto das Atividades Agroflorestais no Brasil: Uma Análise Crítica

L. Mattos and A. Cau

Reprinted from:

In Alternativa Agroflorestal na Amazônia em Transformação. R. Porro, ed. Belém:
ICRAF. Pp.381-410.

EFETIVIDADE DO MECANISMO DE DESENVOLVIMENTO LIMPO (MDL) NO CONTEXTO DAS ATIVIDADES AGROFLORESTAIS NO BRASIL: UMA ANÁLISE CRÍTICA

Luciano Mattos¹ & André Cau²

RESUMO

O presente capítulo tem o objetivo de analisar criticamente o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), previsto no Protocolo de Quioto, como opção aos projetos florestais de pequena escala, tomando como estudo de caso o Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural (Proambiente), coordenado pelo Ministério do Meio Ambiente, e voltado à agricultura familiar da Amazônia. O capítulo conceitua teoricamente as principais diferenças entre as duas principais linhas de pensamento da economia do meio ambiente, a economia ecológica e a economia ambiental, sobretudo, no que se refere aos seus métodos indiretos e diretos, respectivamente, de valoração dos serviços ambientais. Em seguida, são apresentados, separadamente, contextualizações do MDL e do Proambiente, finalizando-se com uma análise crítica da aplicação do MDL no Proambiente. O contraste entre os métodos diretos de valoração de serviços ambientais do MDL, e os métodos indiretos de valoração destes serviços propostos pelo Proambiente gera conseqüências como a não consideração dos custos de transação de projetos florestais de pequena escala e a dissociação do MDL de um modelo de desenvolvimento que contemple estratégias de inclusão social.

Palavras-chave: Economia ecológica, Economia ambiental, Projetos florestais de pequena escala, Sistemas agroflorestais, Agricultura familiar, Proambiente, Amazônia.

ABSTRACT

This chapter critically analyzes the Clean Development Mechanism (CDM) of the Kyoto Protocol, seen as an option to boost the development of small-scale forestry projects. The Proambiente--Program for Social and Environmental Development of Rural Livelihoods' Production, of the Brazilian Ministry of Environment, serves as a case study for this analysis in the Amazon. A theoretical conceptualization is presented based on the main differences between the Ecological Economics and the Environmental Economics schools, which respectively emphasize indirect and direct methods to value environmental services. After positioning the discussion in the context of CDM and Proambiente, CDM's applicability in the Proambiente case is assessed, based on the contrast between CDM's direct methods for environmental services valuation and the indirect methods proposed by Proambiente. This contrast prevents the consideration of transaction costs of small-scale forestry projects and the dissociation of CDM from socially inclusive development strategies.

Keywords: Ecological economics, Environmental economics, Small-scale forestry projects, Agroforestry systems, Smallholder agriculture, Proambiente, Amazon.

¹ Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Meio Ambiente; Pesquisador Associado do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia - IPAM; Doutorando em Desenvolvimento Econômico pelo Instituto de Economia (IE) da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp).

² Analista Sênior da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Sede - Secretaria de Gestão e Estratégia (SEG); Doutorando em Desenvolvimento pela Escola de Estudos sobre Desenvolvimento (DEV) da Universidade de East Anglia, Norwich (UEA), Reino Unido.

1. DIFERENÇAS CONCEITUAIS ENTRE ECONOMIA AMBIENTAL E ECONOMIA ECOLÓGICA

Para a escola clássica, a economia é o estudo do processo de produção, distribuição, circulação e consumo dos bens e serviços. Para a corrente neoclássica, a economia é definida como a ciência das escolhas ou preferências de meios para atingir determinado fim.

Qualquer que seja a linha de pensamento econômico assumida, Martinez Alier (1998) ressalta que a economia, sob o ponto de vista ecológico, não conta com um padrão de medida comum para valorar externalidades e conceber políticas de desenvolvimento econômico com sustentabilidade ambiental. Desse modo, os economistas ficam sem teoria de valor no debate ambiental aliado aos processos de desenvolvimento econômico. Consequentemente, as avaliações das externalidades costumam ser tão arbitrárias que não podem servir de base para políticas ambientais. Ao crescer a consciência ecológica, as avaliações econômicas tornam-se uma pequena ilha que apenas flutua em um mar de externalidades invaloráveis.

Por outro lado, ainda de acordo com Martinez Alier (1998), as políticas ambientais não podem pautar-se unicamente em uma pretendida razão ecológica, pois a ecologia, sob o ponto de vista econômico, não explica as diferenças de consumo de energia e materiais nem interpreta a distribuição territorial e as desigualdades sociais, espaciais e temporais da espécie humana no uso dos recursos naturais. A ecologia, divide-se em duas abordagens científicas: a mesologia (estudo das relações entre os seres vivos e o meio ambiente) e a ecologia humana (estudo das comunidades humanas em suas relações com o meio ambiente e a influência dos processos tecnológicos ou sistemas de organização social na vida humana). Mais restrita ainda é a biologia, limitada ao estudo dos seres vivos e das leis da vida.

Um dos principais desacordos entre a economia e a ecologia deriva do fato de que a natureza apresenta processos cíclicos, enquanto que os sistemas produtivos são definidos linearmente, desconsiderando as entradas e saídas presentes em qualquer sistema. As atividades econômicas agropecuárias, florestais, minerais, industriais e comerciais extraem recursos naturais, transformando-os em produtos e resíduos, comercializando esses produtos aos consumidores, os quais descartam ainda mais resíduos após o consumo.

Na lógica econômica dos sistemas produtivos lineares, o ativo “capital” renova-se pela sua acumulação progressiva; o ativo “trabalho” renova-se com a remuneração salarial (sob a prática da mais-valia), contudo, o ativo “terra”, provedor dos recursos naturais, não se renova, sendo transformado em resíduo de produção e de consumo, gerando um desfrute marginal presente superior ao desfrute marginal futuro. Os padrões sustentáveis de produção e consumo devem ser cíclicos, imitando os processos da natureza, com desfrute marginal presente igual ao desfrute marginal futuro.

Entretanto, não se deve confundir a cobrança de Martinez Alier (1998), de que a economia passe a considerar padrões cíclicos de produção e consumo que imitam processos naturais, com idéias estritamente econômicas (alheias à questão socioambiental) expostas por Kalecki (1977), que pertinentemente expõe que a economia é naturalmente cíclica. Segundo este autor, os ciclos econômicos (crescimento - recessão - depressão - crescimento, e assim sucessivamente) são inerentes ao capitalismo, sendo esses ciclos associados às incertezas. Portanto, para o pensamento *kaleckiano*, a própria expansão econômica do capitalismo cria a semente de sua depressão, devido às fragilidades financeiras associadas às mudanças dos valores dos ativos.

A conversão de sistemas produtivos lineares a padrões cíclicos de produção, visando garantir a capacidade do meio ambiente de prover e renovar recursos naturais, também não se resolve

com a abordagem *schumpeteriana* de inovações, pois devemos considerar desenvolvimento econômico com sustentabilidade ambiental não apenas como um processo evolutivo, mas como mudança de processo. Em outras palavras, não raramente, os economistas (de qualquer linha de pensamento econômico) reduzem a gravidade da dicotomia vigente entre economia e meio ambiente salientando que a solução para a sustentabilidade está em processos produtivos inovadores. Contudo, as inovações na lógica *schumpeteriana* advêm da necessidade econômica de reduzir o custo unitário do produto por meio de novas tecnologias, diferenciar um produto do concorrente ou criar um novo produto, e não para garantir a capacidade do meio ambiente de prover e renovar recursos naturais ou assimilar resíduos.

Mas como então relacionar economia e meio ambiente? Romeiro (1999) expõe que, de modo geral, em contraste com a rica diversidade de proposições criativas de políticas ambientais, poucas são as análises das condições objetivas que permitiriam a implementação dessas políticas de modo que contraponham-se ao *status quo* criado pela tendência econômica dominante. Uma determinada concepção de desenvolvimento sustentável demanda inovações institucionais profundas que se chocam com a lógica atual de acumulação de capital e com os padrões de consumo correspondentes.

Uma condição objetiva, que tornaria tais mudanças possíveis, seria a aplicação do Princípio da Precaução, definida por Romeiro (2001) e Mattos (2006) como a adoção antecipada de medidas contra fontes potenciais de danos sem esperar certezas científicas de causa-efeito, submetendo o mundo a uma nova racionalidade econômica baseada em valores culturais distintos. A decisão sobre legalização do plantio de organismos geneticamente modificados é uma das situações na qual a economia ecológica sugere a adoção do Princípio da Precaução.

Reflitamos sobre as características das duas principais linhas de pensamento econômico que relacionam economia e meio ambiente: a primeira, a economia ambiental, neoclássica de origem; e a segunda, a economia ecológica, oriunda de várias correntes que partilham críticas fundamentais aos pressupostos da primeira.

A Figura 1a ilustra um sistema econômico central e não limitado por restrições ambientais como disponibilidade e renovabilidade de recursos naturais ou capacidade de assimilação dos ecossistemas. Esta é a visão implícita em modelos neoclássicos de representação da realidade econômica, onde consideram-se apenas os ativos de produção *capital* e *trabalho*. A Figura 1b ilustra a primeira interpretação da economia do meio ambiente, a visão de desenvolvimento sustentável da corrente neoclássica, onde o sistema econômico continua sendo central e visto como auto-suficiente. O meio ambiente não se torna uma restrição absoluta à sua expansão, mas apenas uma restrição relativa, sendo superável indefinidamente pelo progresso científico e tecnológico, aspecto chave para expansão da oferta e substituição de recursos naturais e mitigação de impactos ambientais. Novamente, os ativos de produção restringem-se ao *capital* e *trabalho*. A Figura 1c ilustra a segunda interpretação da economia do meio ambiente, que considera o sistema econômico como um subsistema de um todo maior que o contém, o meio ambiente, o qual impõe restrições absolutas à sua expansão. *Terra* (provedora de recursos naturais), *capital* e *trabalho* são ativos interdependentes, e o progresso científico e tecnológico é fundamental para otimizar a utilização de recursos naturais renováveis e não renováveis, mas não para ofertá-los ou substituí-los (Romeiro 1999; Mattos et al. 2007).

A primeira interpretação da economia do meio ambiente (Figura 1b) refere-se aos pensadores da economia ambiental, que pressupõem a lógica econômica linear com mesmos estilos de vida e consumo, e que por meio de mecanismos de mercado é que se dá a ampliação indefinida dos limites ambientais ao crescimento econômico. No caso dos recursos naturais e serviços ambientais, valorados como bens transacionáveis em mercados, o controle de sua escassez se traduz em elevação dos preços, numa simples relação microeconômica de curva

de oferta e demanda, de relação neoclássica unívoca e binária de preço-quantidade. Como os mecanismos de mercado falham na valoração direta de bens públicos não transacionáveis em mercados (como recursos naturais e serviços ambientais), a economia ambiental introduz, como uma de suas ferramentas metodológicas, o conceito de “disposição a pagar”, via enquêtes oficiais, à medida que agrava-se a escassez ambiental. No entanto, como a capacidade de julgamento dos indivíduos é socialmente condicionada por seus poderes econômicos e políticos e pelos interesses locais, os preços de mercado refletem a escassez de cada recurso em particular, e não a escassez absoluta dos recursos em geral. Logo, a determinação de preços relativos pela “disposição a pagar” apresenta distorções insuperáveis, além de não observar a relevância da distribuição de renda e do acesso aos recursos naturais por todas as camadas da sociedade nos processos de desenvolvimento (Romeiro 1999).

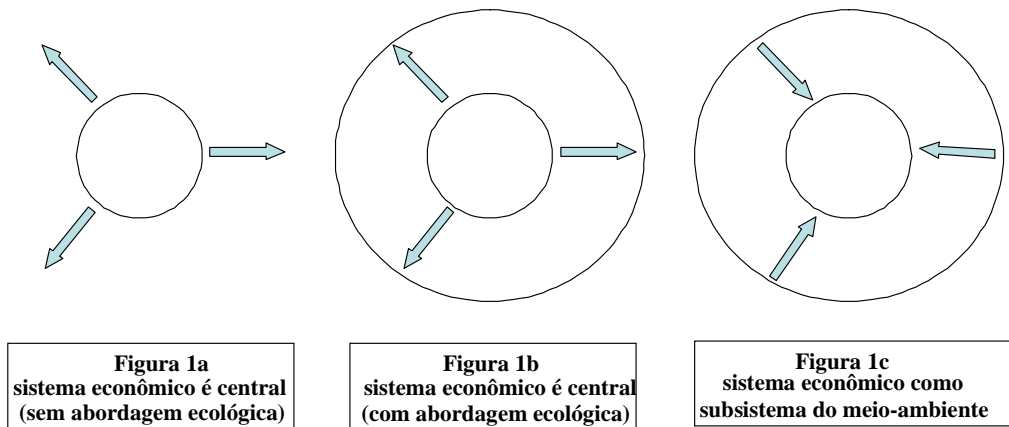


Figura 1. Abordagens da relação entre sistema econômico e meio ambiente (adaptada de Romeiro, 1999)

A economia ambiental parte da suposição de que toda externalidade, toda contribuição de um recurso natural ou de um serviço ambiental que não esteja inserido no mercado pode receber uma valoração monetária. Para alcançar tal valoração, os economistas ambientais propõem, além da “disposição a pagar”, a atribuição de “direitos de propriedade” sobre recursos naturais e serviços ambientais (conforme exposto pelo economista britânico Ronald Coase), assumindo que seus proprietários os troquem a preços idôneos (Martinez Alier 1998).

O Teorema de Coase busca resolver as externalidades provocadas nos mercados, considerando como “externalidade” os efeitos externos sobre terceiros gerados por atividades econômicas que resultam em benefícios (externalidades positivas) ou prejuízos (externalidades negativas) às populações circundantes, sem que recebam indenizações pelos prejuízos causados. De acordo com o Teorema, se os agentes envolvidos com externalidades puderem negociar “direitos de propriedade”, os mesmos poderão chegar a acordos nos quais as externalidades passam a ser internalizadas nos custos de produção.

Outros economistas ambientais, como David Pearce e Kerry Turner, reconhecem que a proposição *coaseana* é, em muitas ocasiões, inviável, limitando-se a propor a avaliação monetária das externalidades dos recursos naturais e dos serviços ambientais mediante técnicas de simulação de mercado. Destarte, vimos a abordagem *coaseana* com profundas ressalvas, uma vez que “internalizadas as externalidades” (ou definidos seus responsáveis econômicos) triunfa outra vez a lógica de mercado.

Para Daly & Farley (2000), o Custo Externo Marginal (MEC) é o custo para a sociedade de uma externalidade negativa, assim, o que os autores procuram deixar implícito é que as questões de externalidades exigem intervenções governamentais e inovações institucionais. Tal lógica difere das considerações de economistas ambientais neoclássicos, que manifestam, por exemplo, que quanto maior o custo marginal da redução de poluição (ou de qualquer outra externalidade negativa), menor será o Benefício Privado Líquido Marginal (MNPB), levando a relação entre produção e poluição a um ponto de equilíbrio de mercado. Neste caso aplicaria-se o Teorema de Coase, onde a eficiência econômica ocorre no ponto de encontro entre MEC e MNPB. O grande problema na relação unívoca entre MEC e MNPB é assumir que não há custos de transação, que são os custos para eliminar uma conformidade (por exemplo, o pagamento de taxas legais ou o custo de obtenção de informações). O Teorema de Coase até admite que grandes transações possam justificar intervenções governamentais, assumindo para si que “mercado perfeito” não significa “custo de transação zero” ou “informações perfeitas”, mas muito pouco está aberto (ou compatível) para uma mudança paradigmática mais forte, que diste dos pressupostos neoclássicos.

Empiricamente tem sido observado que a evolução natural das preferências individuais em função do processo de crescimento econômico tenderia a uma menor tolerância à escassez crescente de bens e serviços ambientais, configurando o que se denomina Curva Ambiental de Kuznets: à medida que a renda *per capita* se eleva com o crescimento econômico, a degradação ambiental aumenta até certo ponto, a partir do qual a qualidade ambiental passa a melhorar. A explicação para este fato seria que nos estágios iniciais do desenvolvimento econômico, a crescente degradação ambiental é aceita como um efeito colateral inevitável. A partir de certo nível de bem-estar econômico, a população se tornaria mais sensível e disposta a pagar pela melhor qualidade do meio ambiente, o que permitiria as mudanças institucionais e organizacionais necessárias para a correção dessas falhas de mercado. Soluções ideais seriam aquelas que de algum modo criassem condições para o livre funcionamento do mercado, seja diretamente, eliminando o caráter coletivo desses bens e serviços através da definição de “direitos de propriedade” sobre eles (pela já explicada negociação *coaseana*), seja indiretamente através da valoração econômica destes e da imposição desses valores pelo Estado através de taxas *pigouvianas*¹ (Arrows et al. 1995; Romeiro 1999; Romeiro 2001).

Supõe-se assim que a solução seria calcular uma curva de custos marginais da degradação ambiental, a serem internalizados pelos agentes econômicos que os provocam através de taxas correspondentes. Desse modo, cria-se para o agente econômico um dilema (*trade-off*) entre seus custos marginais de controle da poluição e das externalidades ambientais negativas que provoca. O ponto de equilíbrio é alcançado quando esses custos marginais se igualam, minimizando o custo total composto do gasto com o controle da poluição e o pagamento de taxas. A eliminação completa da poluição levaria ao ínfimo o custo de controle. Outra metodologia empregada pela economia ambiental é a do “poluidor pagador”, que nos remete ao polêmico debate sobre o direito de poluir, articulando economia e direito ambiental.

É interessante notar que os conceitos de “disposição a pagar” e “poluidor pagador” inserem o meio ambiente no sistema econômico “posteriormente ao impacto” (*ex post*), e de forma mitigadora. A economia ecológica não se opõe ao segundo conceito, mas não o tem como central como no caso da economia ambiental, pois assume reconhecimento e estímulo aos provedores de serviços ambientais, internalizando a questão ambiental nos sistemas produtivos “anteriormente ao impacto” (*ex ante*).

¹ Em 1920 o economista britânico Arthur Pigou propôs que o mercado deveria internalizar o custo ambiental (ou a externalidade negativa), e para isto o Estado deveria intervir, impondo ao causador uma taxa em valor equivalente ao custo da externalidade gerada, que foi denominada de “taxa pigouviana”.

A segunda interpretação da economia do meio ambiente (Figura 1c) refere-se aos pensadores da economia ecológica, que pressupõem que o caminho para a sustentabilidade está na lógica econômica cíclica com novos estilos de vida e consumo. A ciência e tecnologia devem promover estudos que determinem escalas locais sustentáveis de uso dos recursos naturais a partir de estudos integrados de conhecimento físico e de relações sociais dos territórios, sendo que a determinação dessas escalas só pode ser realizada por meio de processos coletivos de tomada de decisão subsidiadas por informações oficiais e científicas. O Princípio de Precaução é valorizado pela economia ecológica, pois como já exposto, a racionalidade econômica também envolve valores culturais e sociais, o que inevitavelmente demanda mudanças institucionais, novos instrumentos econômicos e metodologias inovadoras de valoração indireta de serviços ambientais, indo além da abordagem estritamente microeconômica (Romeiro 2001; Mattos 2006).

Gligo (1987) expõe que o “divórcio” entre o crescimento econômico e o meio ambiente passa por confrontos entre a maximização de benefícios *vis-à-vis* o custo ecológico, ou em outras palavras, entre os benefícios econômicos imediatos *vis-à-vis* a sustentabilidade das transformações para benefícios de médio e longo prazo. Desse modo, a problemática ambiental, a cada dia, torna-se objeto de crescente conotação política.

Para a economia ecológica, a superação do dilema (*trade-off*) entre crescimento econômico e meio ambiente traz a necessidade premente das atividades econômicas substituírem os recursos naturais não renováveis por recursos naturais renováveis, de usarem estes dentro da capacidade ambiental de renová-los, e de gerarem resíduos de produção e consumo dentro da capacidade de assimilação do meio ambiente. Ademais, essa linha de pensamento volta-se para a relevância dos conceitos de escala sustentável, distribuição justa e alocação eficiente.

Parece claro, portanto, que para os economistas ecológicos, as escalas que serão usadas para quantificar bens e serviços ambientais são tomadas como parâmetros físicos os quais deverão se ajustar às variáveis não físicas da tecnologia, das preferências, e da distribuição de renda. A determinação da escala sustentável, da mesma forma que a distribuição justa, envolve valores outros que a busca individual de maximização do bem-estar individual, como solidariedade intra e intergeracional. Os preços que medem os custos de oportunidade da realocação não estão relacionados, portanto, com aqueles referentes aos custos de oportunidade da distribuição de renda ou da mudança de escala. Qualquer dilema (*trade-off*) entre esses três objetivos envolve um julgamento ético sobre a qualidade das relações sociais e não um cálculo frio sobre as “disposições a pagar”.

Conforme explicam Daly & Farley (2000), a economia ecológica coloca a escala como princípio fundamental no desenho de políticas públicas que garantam o uso sustentável dos recursos naturais. Por conseguinte, alguns mecanismos atrelados às políticas ambientais podem tratar ou impactar a escala: os mecanismos de “regulação direta”, as “licenças de comercialização” e as taxas *pigouvianas* (que como fora explicado, não é central para a economia ecológica, mas não ignorada ou refutada).

Em relação à “regulação direta”, seus instrumentos constituem a modalidade política mais comum, apresentando diversas formas. Uma das formas comumente usada é a restrição ou proibição governamental de uso de uma substância ou recurso pela iniciativa privada. A regulação governamental também pode limitar a forma e o volume de emissão de um determinado poluente por empresas de um determinado ramo, ou ainda permitir a exploração de um recurso em apenas uma época do ano. O estabelecimento de um tipo de “regulação direta” também pode forçar o desenvolvimento e a aquisição de tecnologias adequadas às novas formas impostas. Já as “licenças de comercialização” constituem-se em outro mecanismo de custo-efetivo para obter um objetivo específico. Mais do que elevar as taxas

para reduzir a demanda, as “licenças de comercialização” exigem o estabelecimento de cotas pela sociedade, conferindo um caráter *ex ante* ao impacto.

Mas qual a razão de tamanha controvérsia quanto à distribuição de renda e riqueza? Daly & Farley (2000) apontam três motivos: (1) pessoas mais ricas consomem quantias excessivas de recursos finitos, possivelmente comprometendo o padrão de consumo de gerações futuras; (2) pessoas mais pobres não pensam tanto em sustentabilidade porque necessitam pensar na sobrevivência presente e não no bem-estar futuro; (3) preocupar-se com a sustentabilidade é preocupar-se com a distante distribuição intergeracional. Estes motivos, embora pertinentes, são insuficientes, pois não abordam a questão fulcral que deriva da divisão social do trabalho e das relações capitalistas de produção.

Mas qual deve ser a renda individual máxima compatível com uma distribuição justa, e por conseguinte, com a escala sustentável de produção e consumo? Os economistas neoclássicos, base da economia ambiental, considerariam esse tipo de questão política uma intrusão na liberdade econômica individual. Entretanto, como vivemos num planeta finito, sujeito às leis da termodinâmica, se todos na presente geração consumirem excessivamente, irão reduzir os recursos disponíveis para as gerações futuras. Assim, um imposto de consumo progressivo, ponderado com distribuição de renda, pode ser uma inovação para evitar externalidades negativas. Políticas de distribuição de renda precisam também incluir um sistema de imposto de renda altamente progressivo (a exemplo do que ocorre em países europeus ocidentais e escandinavos), assim como as políticas de distribuição de riqueza necessitam um imposto progressivo de taxaço de riqueza (a exemplo do que ocorre nos EUA com heranças).

Para Daly & Farley (2000), muitos países instituíram políticas de garantia de renda mínima que podem auxiliar a sustentabilidade pelo alívio à pobreza, bem como reduzir a lacuna (*gap*) entre sociedades ricas e pobres. Ademais, para os autores, políticas de renda mínima justificam-se, pois auxiliam o acesso universal aos bens públicos. Questionamos em parte a visão dos autores, pois além da infeliz relação entre pobreza e meio ambiente (afinal, historicamente, são os países centrais os maiores poluidores), numa sociedade capitalista, as políticas de renda mínima podem aliviar sim a pobreza, mas muito provavelmente não reduzirão o *gap* entre riqueza e pobreza se os processos produtivos estabelecidos forem concentradores de renda. Nesse caso, as políticas de renda mínima são meramente compensatórias, não promovendo mudanças estruturais. Não nos esqueçamos que um país pode aliviar a pobreza e concentrar renda ao mesmo tempo, fenômeno relativamente comum.

A alocação eficiente não é o primeiro mote da economia ecológica. À frente dela, em grau de importância, estão a escala sustentável e a distribuição justa. Embora de cunho neoclássico, a alocação eficiente tem relevância à economia ecológica quando da formulação de políticas de desenvolvimento. Quando tratamos de alocação eficiente, nos remetemos à valoração de bens e serviços não mercantis, macro-alocação, aspectos espaciais de bens não mercantis e redefinição de eficiência, conceitos que não serão aqui detalhados por distar do objetivo do capítulo, mas que podem elucidar o leitor ao debruçar-se em Daly & Farley (2000).

Até aqui somente nos remetemos ao conflito conceitual de valoração de bens transacionáveis e não-transacionáveis em mercado entre as duas linhas de pensamento da economia do meio ambiente, ou seja, somente nos atemos à questão da matéria, em nada abordando a questão energética. Embora a economia ambiental pouco analise essa questão, ela assume valor central para a economia ecológica, que define “crescimento” como um aumento de *throughput*², algo que não pode continuar indefinidamente, pois vivemos num planeta finito

² Termo sem tradução para o português, que significa “fluxo de recursos naturais do meio ambiente para a atividade econômica, que retorna ao meio ambiente na forma de resíduos.”

em oferta e renovabilidade de recursos naturais e capacidade de assimilação de resíduos. Logo, o atual padrão de crescimento precisa ser cessado, o que de forma alguma implica no fim do desenvolvimento, mas sim em outra forma de fazê-lo, sem dele nunca abdicar. Precisamos aumentar a qualidade dos bens e serviços providos por um dado *throughput*, o que significa, antes de qualquer ação econômica, profunda mudança cultural.

Conforme demonstrado por Polanyi (1980) em sua clássica obra *A Grande Transformação*, “o sistema econômico é imerso num componente de cultura humana, e a exemplo de nossa cultura, está num constante estado de evolução (...) sistemas econômicos, sociais e políticos, bem como avanços tecnológicos, são exemplos de adaptação cultural”. Talvez o primeiro passo rumo a esta adaptação cultural suscitada por Karl Polanyi seja reconsiderar conceitos errôneos, um deles o de que a Terra é ilimitada na oferta de matéria, e outro o de que fontes energéticas sempre estarão à nossa disposição. A economia ecológica, ao revés, visualiza a macroeconomia como uma parte de um todo, a Terra.

Desta feita, a economia é vista como um subsistema aberto, não passível de crescimento com *throughput* e materialmente fechado, embora aberto à energia solar. Na concepção econômica ecológica, um sistema aberto é definido como aquele que assimila e oferece matéria e energia. Embora a economia seja semelhante a esse tipo de sistema, qualquer ser vivo serve como um melhor exemplo de sistema aberto, pois é capaz de absorver e emitir matéria e energia. Um sistema fechado importa e exporta apenas energia, pois a matéria circunda dentro dele e não flui além dos limites sistêmicos. A Terra, com sua lei básica de fluxo externo de energia solar e ciclagem interna de matéria é um exemplo de sistema fechado. Já um sistema isolado é aquele cujo nenhum tipo de matéria ou energia entra ou existe, sendo o Universo o seu melhor exemplo.

Martinez Alier & Roca Jusmet (2001) bem lembram que antes da Revolução Industrial, as fontes propulsoras da produção eram a energia solar diretamente aproveitada da fotossíntese, a energia solar transformada em ventos (energia eólica) e quedas d'água (energia hidráulica) evaporáveis pela energia solar. Com a industrialização agregou-se uma fonte de energia nova, o carvão, e mais tarde o petróleo e o gás. Estas três últimas matrizes energéticas também procedem da energia solar, porém, de épocas geologicamente remotas. O que agora fazemos é extrair esses combustíveis fósseis e queimá-los a um ritmo muito mais rápido que sua produção geológica. Também não podemos confundir *extração* com *produção sustentável*, sendo errôneo, ou ao menos confuso, falar de “produção de petróleo”, como os economistas habitualmente procedem. É inadequado empregar a palavra “produção” para denominar processos tão distintos como extração de petróleo e produção de biomassa na agricultura mediante o fluxo presente de energia solar e fotossíntese. As relações entre o tempo biogeoquímico e o tempo econômico são muito distintas nestes tipos de produção. É portanto necessário distinguir entre recursos renováveis e não renováveis, ou renováveis a ritmo tão lento que, do ponto de vista econômico, podem ser considerados como não renováveis (ex.: embora estudos atestem que a Terra ainda sintetiza petróleo, o ritmo de síntese é muito inferior à sua extração, assim, o petróleo claramente não pode ser considerado um recurso renovável na escala de tempo econômico, mesmo que o seja na escala de tempo biogeoquímico). Sob esta ótica, necessitamos rever nossa abordagem econômica e considerar a questão energética, que hoje nitidamente leva ao crescimento não econômico.

Concatenando matéria e energia nos processos produtivos (que concatenam economia e meio ambiente), Romeiro (2001) exalta a importância de também observarmos a “Pegada Ecológica” (*Ecological Footprint*) de nosso padrão de vida e consumo. O conceito de “Pegada Ecológica” supõe que para a maioria dos tipos de consumo material e energético correspondem áreas mensuráveis de terra e água nos diversos ecossistemas que devem

fornecer os fluxos de recursos naturais necessários a cada tipo de consumo, bem como a capacidade de assimilação dos rejeitos gerados. Desse modo, para estimar a “Pegada Ecológica” de uma determinada sociedade é preciso considerar as implicações (coeficientes técnicos) de cada tipo de consumo, em termos de demanda por recursos naturais e energia.

Para a economia ecológica, também há de se observar que a estrutura ecossistêmica refere-se aos indivíduos e comunidades de plantas e animais que a compõem, suas respectivas distribuições espaciais e temporais, e os recursos abióticos. Sistemas complexos são caracterizados por comportamentos não lineares, que impossibilitam prever os resultados de intervenções profundas no todo a partir de estudos fragmentados. É o caso do ecossistema, onde os elementos estruturais agem conjuntamente para criar o todo. Referimos-nos a esses fenômenos como funções ecossistêmicas. A estrutura ecossistêmica interage para criar a função ecossistêmica, e os elementos estruturais dependem desses atributos funcionais para sua própria sobrevivência. Como a função ecossistêmica reage às ações não antropogênicas, não podemos afirmar ao certo quais impactos irão afetar a estrutura ecossistêmica. Economistas convencionais têm se voltado para a estrutura ecossistêmica, enquanto economistas ambientais têm centrado análises em certos elementos da função ecossistêmica. Porém, estrutura e função ecossistêmica são mutuamente interdependentes e as conclusões baseadas nas análises de dimensão podem não se aplicar a casos multidimensionais. Quando estoques de recursos bióticos e abióticos interagem, geram funções ecossistêmicas e serviços ambientais. Assim, estruturas ecossistêmicas geram funções ecossistêmicas que geram serviços ambientais. Nossos modos econômicos de produção geram impactos nos serviços ambientais, e como esses impactos não são valorados, seus custos nos processos produtivos não são considerados (Daly & Farley 2000).

Entendidas as questões econômicas e ecológicas, entremos no rol político-científico dos processos de desenvolvimento sustentável. Gligo (1987) enfatiza que qualquer ação de desenvolvimento implica numa forma de gestão ambiental onde, por um lado, se utiliza o meio ambiente em função do desenvolvimento, noutro, se paga o custo ecológico correspondente à intervenção. Nesse sentido, é indiscutível que através de uma maior incorporação da dimensão ecológica, com correspondente aplicação de ciência e tecnologia, pode-se lograr uma estratégia de desenvolvimento fisicamente sustentável. O mesmo não necessariamente pode ser afirmado sob o ponto de vista social, que necessita de políticas de distribuição de renda não dissociadas da questão econômica e ecológica.

Distintos grupos econômicos e classes sociais que conformam as sociedades nacionais percebem de maneira distinta o meio ambiente. Por conseguinte, os conflitos sociais (e políticos, por que não?) e as estruturas dessas sociedades necessariamente se refletem na problemática ambiental. Portanto, isolar (ou ocultar) a questão ambiental, negando-lhe seu rol político, é desconhecer a base fundamental que deve ser, de fato, incorporada em políticas de desenvolvimento econômico. Assumindo (ainda que muitos não o façam) que a problemática ambiental é, cada vez mais, um objeto político, será necessário confrontar os delineamentos retóricos que frequentemente encampam não somente os discursos políticos, mas, fundamentalmente, os planos de governo, visando buscar o redirecionamento desses planos com estratégias, políticas públicas e programas governamentais mais contundentes no aspecto socioambiental. Corroborando estas idéias, Gligo (1987) alerta que conceber a problemática ambiental de modo a reduzi-la à simples aplicação de meras técnicas de impacto ambiental e de análise econômica desses impactos configura uma intenção de encobrir as causas da problemática. Há um segmento da população mundial que demanda melhores níveis de segurança alimentar e maior oferta de empregos e salários. Contudo, comumente a discussão ambiental passa à margem dessa demanda.

Baseado nos princípios da economia ecológica, Gligo (1987) salienta que o levantamento do patrimônio ambiental de uma nação é algo indispensável para gerar uma contabilidade ambiental que condicione o planejamento do desenvolvimento. Portanto, o atingir do desenvolvimento sustentável não pode prescindir de alguns desafios prévios a serem assumidos pela ciência e tecnologia no uso dos recursos naturais, sendo eles: (1) conhecimento do patrimônio ambiental da nação e das particularidades ambientais de cada território, por meio de: (a) análises quantitativas de determinem estoques e capacidade de renovação dos recursos bióticos e abióticos, (b) análises qualitativas das relações entre recursos bióticos e abióticos e (c) estudos de interação entre biodiversidade, complexidade, estabilidade e resiliência de ecossistemas; (2) determinação de escalas sustentáveis de uso dos recursos naturais, definindo: (a) taxas de exploração de recursos naturais renováveis dentro da capacidade de renovação do meio ambiente e (b) taxas de exploração dos recursos naturais não renováveis dentro de prazo compatível para sua substituição por alternativas renováveis; (3) determinação de taxas de emissão de resíduos dentro da capacidade de assimilação do meio ambiente. Assim, a pauta científica e tecnológica gerará demandas no campo político-econômico por mudanças institucionais e criação de novos instrumentos econômicos que garantam a prestação dos serviços ecossistêmicos. A integração da ciência e tecnologia ao processo planejado de desenvolvimento sustentável nos faz retornar, agora com mais elementos, ao “Princípio da Precaução”, valorizado pela economia ecológica e refutado pela economia ambiental.

2. O MECANISMO DE DESENVOLVIMENTO LIMPO (MDL)

O Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) foi criado no âmbito do Protocolo de Quioto com o objetivo de facilitar o cumprimento de parte das metas de redução de emissões de gases de efeito estufa assumidas pelos países industrializados (incluídos no chamado Anexo I do Protocolo) para o primeiro período de compromisso (2008-2012). Lancemos inicialmente a reflexão sobre com qual dos pressupostos o MDL se identificaria: o da economia ambiental ou da economia ecológica?

O MDL, embora se apresente como uma oportunidade para, entre outros esforços, promover seqüestro de carbono através de atividades de florestamento³ e reflorestamento, traz em seu bojo uma série de limitações. Dentre estas destacam-se a falta de metodologias para sua implementação e monitoramento, falta de dados para definição de linha de base e adicionalidade, altos custos de transação, baixa ênfase social, além da natureza temporária dos créditos de carbono gerados, resultando em pouco interesse por parte de potenciais empreendedores e investidores. Para que um projeto de MDL seja aprovado de acordo com o Protocolo de Quioto, existem algumas etapas a serem cumpridas. Primeiramente, o projeto precisa atender aos requisitos do Protocolo, para então obter a validação, que é realizada por uma Entidade Operacional Designada (EOD) pela Organização das Nações Unidas (ONU). A metodologia proposta precisa ser previamente avaliada, aprovada e registrada pela Junta Executiva (*Executive Board*) do MDL. Também é preciso que se comprove a adicionalidade de carbono em relação à linha de base. A comprovação de projetos florestais ocorre de maneira mais questionável em comparação aos projetos de geração de energia, o que resulta em valores maiores de crédito de carbono no mercado para os projetos de troca de matriz energética. No Brasil, a Autoridade Nacional Designada (AND) publicou a Resolução n° 1 em 11.09.2003 para orientar a submissão de projetos ao MDL. Contudo, algumas exigências acabaram por aumentar as dificuldades no processo de implementação dos projetos.

³ Plantação de espécies arbóreas em área não originalmente composta por cobertura florestal nativa.

Em relação ao grupo de atividades LULUCF (Uso da Terra, Mudanças de Uso da Terra e Florestas), os países industrializados só poderão se utilizar deste mecanismo para compensar, no máximo, 1% de suas emissões relativas ao ano base de 1989, multiplicado por cinco, sendo o restante da redução de emissões exigido na fonte. O teto máximo global para o mercado nesta modalidade se situaria ao redor de 64 Mt de CO₂ para o primeiro período (2008-2012) de compromisso, o que supriria o mercado global se cada país industrializado plantasse cerca de 1.500 hectares de árvores em países periféricos.

Acerca das metas de redução de emissões, Lohmann (1999) aponta duas questões de cunho político-ecológico. Em primeiro lugar, consideremos a questão política: admitamos que, em média, um cidadão estadunidense produza vinte vezes mais dióxido de carbono do que um cidadão brasileiro. O primeiro representa, portanto, um peso muito maior quanto à capacidade de estabilizar níveis de CO₂ dos mecanismos globais do ciclo de carbono. Por um lado, essa desigualdade é considerada como sendo um desequilíbrio de poder que se encontra no próprio bojo do problema ecológico. Encaminhar-se-ia à igualdade mundial das emissões *per capita*, junto com a redução das emissões totais, sem forçar nenhuma das duas partes a suportar penúrias desnecessárias. Indicaria, por outro lado, que a “dívida de carbono” que o Norte mantém com o Sul, pela superutilização histórica que tem feito da atmosfera, continua, ainda, sem ser paga. Por outro lado, um segundo enfoque aborda o impacto desigual no ciclo de carbono como sendo um simples dado da realidade. Pressupõe-se que, uma vez que os países industrializados superutilizam a atmosfera ao longo da história, eles têm o direito de fazê-lo e de continuar a fazê-lo. Essa visão não só ignora a história desigual dos depósitos e sumidouros de carbono, como também reforça as desigualdades mundiais existentes no que diz respeito ao acesso aos recursos naturais.

Sobre a questão ecológica, Lohmann (1999) expõe que a utilização muito superior da atmosfera por parte de cidadãos de países industrializados, daria a estes o direito de utilizar, também, outros recursos--terra para plantar árvores, trabalhadores para plantá-las e mantê-las, e assim por diante--em quantidade muito superior. Essa forma “ecológica” de apropriação dos recursos implica, necessariamente, em novas pressões sobre os direitos de terra e de água no Sul e, portanto, em novos desafios a serem assumidos por aqueles que mal conseguem assumi-los. A experiência mundial com as plantações de celulose em terras africanas e sul-americanas têm demonstrado o que acontece quando interesses econômicos têm o controle de extensas áreas, com a finalidade de plantar árvores para um único objetivo. As terras de cultivo agrícola e de pastagens para criação animal são usurpadas, os recursos hídricos e pesqueiros acabam sendo fortemente impactados, e os solos degradados. As comunidades locais são, amiúde, expulsas de seus territórios, geram-se escassos postos de trabalho, e os governos municipais se tornam menos receptivos às necessidades da população local. Os ecossistemas são simplificados, a biodiversidade é devastada e as florestas nativas são substituídas por plantações. Não há evidência alguma de que plantações florestais destinadas a armazenar carbono tenham impacto distinto, o que configura uma perspectiva ameaçadora.

Considerando que o MDL estipula metas mundiais de redução de emissão, até poderíamos supor que ele se encaixaria nas diretrizes de “escala sustentável” da economia ecológica. Porém, além dessas metas terem sido estipuladas sem validação científica, num jogo político bastante controverso, não há nenhum tipo de sanção econômica, via Organização Mundial do Comércio (OMC), por exemplo, para os não cumpridores das mesmas. Na prática, portanto, é um mecanismo voluntário, ainda que alguns entusiastas não concordem com essa visão. Ademais, o MDL não prevê nenhum tipo de intervenção no sentido de promover a “distribuição justa”, limitando-se apenas a poucos critérios sociais, que mais parecem com uma ação de *marketing* do que propriamente de desenvolvimento. De igual forma, não há nenhuma preocupação, bastante salientada acima nos achados de Lohmann (1999), com a

solução do problema ambiental distributivo, isto é, com a isonomia de acesso aos recursos naturais, ignorando-se a divisão internacional do trabalho.

O MDL também ignora a relevância da participação dos Estados nacionais, limitando-se o papel dos mesmos à aprovação dos projetos, sem nenhuma vinculação desses projetos exógenos às políticas públicas nacionais. Quesitos tão fulcrais para processos de desenvolvimento, como investimentos públicos e privados, gastos de governo, consumo e relação entre exportação e importação, são simplesmente omitidos nas regras do MDL. O que assumimos aqui, como hipótese a ser verificada adiante, é que se o MDL continuar a ser pensado a partir de valores especulativos da tonelada de carbono, ignorando os reais custos de oportunidade de mudanças qualitativas de uso da terra e dos recursos naturais (que deve servir de base para valorar indiretamente o serviço ambiental dentro dos conceitos econômicos ecológicos), projetos florestais e agroflorestais de pequena escala serão economicamente inviáveis no âmbito do mecanismo. Resgatando conceitos de Sraffa (1926), pode-se afirmar que enquanto forem mantidos no MDL os pressupostos neoclássicos de manipular as leis de rendimento, para obter curvas de oferta com formato previamente definido, a remuneração de projetos florestais, via créditos de carbono, continuará ignorando seus altos custos de transação. E isso não parece ser uma particularidade de projetos florestais de pequena escala, afinal, apenas um projeto florestal de grande escala recebeu aprovação da Junta Executiva (*Executive Board*), enquanto diversos projetos de troca de matriz energética já vêm sendo executados. Portanto, fica nítido que o MDL foi concebido dentro dos pressupostos da economia ambiental, que não lida com incertezas inerentes a qualquer projeto ou qualquer tipo de decisão de investimento. A forma exógena de determinação do valor do crédito de carbono configura-se como uma modalidade de “disposição a pagar” do mercado financeiro. Parece assim que o MDL ainda não se constituiu como um mecanismo de desenvolvimento, tão pouco como uma proposta de desenvolvimento limpo.

3. O PROGRAMA DE DESENVOLVIMENTO SOCIOAMBIENTAL DA PRODUÇÃO FAMILIAR RURAL (PROAMBIENTE)

Ao longo do século XX, em diferentes momentos e regiões, o padrão sucessório de uso da terra e dos recursos naturais nas áreas de fronteira agropecuária brasileira repetiu as mesmas conseqüências socioambientais: adensamento populacional seguido de concentração fundiária e uso inadequado dos recursos naturais. Esse processo leva a um quadro de escassez e elevação do preço da terra nas áreas de fronteira agropecuária que impõem dificuldades de reprodução social às unidades de produção familiar rural (Mattos et al. 2001).

Conforme frisam Tura & Mattos (2002), os objetivos históricos da ocupação das fronteiras agropecuárias brasileiras resumem-se em garantir a ampliação da margem extensiva de um modelo de desenvolvimento que visa o aumento da produção e produtividade agropecuária e a integração deste setor à indústria, ao mercado urbano em expansão e ao mercado externo (por meio do controle das condições naturais via intensificação do uso de insumos químicos, maquinários e implementos agrícolas, previstos no pacote tecnológico da Revolução Verde), assim como na diminuição do pessoal ocupado e constituição de um absorvedouro de excedentes populacionais gerados pelas sucessivas crises das áreas de *plantations*.

Com o envelhecimento da fronteira, baseada em formas homogêneas e extensivas de uso da terra, não há como garantir a permanência das novas gerações na mesma região. Sendo assim, em distintos momentos da história, resulta a migração de jovens para os centros urbanos ou a ocupação de uma nova fronteira agropecuária, repetindo-se nesta os mesmos padrões não sustentáveis de uso da terra. Assim ocorreu no Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná (dos anos 40 aos 60), nos cerrados de Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul e Mato

Grosso (de 60 a 80), e na Amazônia (embora com algumas particularidades, pois a região já era ocupada por populações tradicionais) a partir dos anos 70, como parte da estratégia geopolítica dos governos militares para ocupação da região (Mattos 2004).

Uma análise setorial e regional destaca a importância da produção familiar rural na Amazônia. Mesmo não sendo priorizada pelo modelo de desenvolvimento rural proposto, a mesma é responsável por 58,3% do Volume Bruto de Produção Agropecuária (VBPA) da Região Norte, que constitui a maior participação familiar rural regional em VBPA do Brasil, com apenas 37,5% da área e 38,6% dos financiamentos disponibilizados (MDA 2000). Costa (1987) expõe que 87,8% dos recursos de projetos aprovados até 1980 na Amazônia destinavam-se à pecuária, denotando que a heterogeneidade dos ecossistemas regionais foi subordinada à meta política de resultados homogeneizadores característicos da produção patronal, negando a tradição familiar rural de polivalência (Diegues 1999).

Como se vê, o projeto de desenvolvimento rural da Amazônia não atribuiu aos povos da floresta qualquer papel estratégico. Mas a discussão sobre o papel da produção familiar no desenvolvimento rural vem ganhando força nos últimos anos, impulsionada pelos debates sobre desenvolvimento sustentável, geração de emprego e renda e segurança alimentar. Nesse contexto, a Amazônia, com suas características ecossistêmicas específicas e predomínio da produção familiar rural, aparece como tema central desse debate. Nesse contexto, um fato de grande repercussão social e política foi o acesso de produtores familiares rurais ao crédito rural, através do Fundo Constitucional de Financiamento da Região Norte (FNO), criado pela Constituição de 1988. Tal fato promoveu uma democratização nas tradicionais ações públicas, e constituiu-se num dos principais elementos propulsores para alterações no modelo de desenvolvimento regional, tendo a frente os movimentos sociais de produtores familiares rurais. Contudo, a instituição do FNO não se traduziu numa proposta de revisão estrutural do modelo de desenvolvimento, configurando-se como um exemplo paradigmático dos limites desta concepção modernizadora para um desenvolvimento rural sustentável. A forma de implantação do FNO, que produziu inadequações entre os projetos financiados, as unidades produtivas, e a realidade socioeconômica e ambiental local, ocasionou prejuízos para os produtores beneficiários, como o baixo índice de aproveitamento dos plantios. Ou seja, se, por um lado, ocorreram transformações no público contemplado, por outro, verificou-se uma continuidade da política institucional de desenvolvimento regional. Acentuou-se a necessidade de mudanças qualitativas na política de financiamento rural, articuladas ao campo da pesquisa e ATER, que permitam um diálogo com as práticas tradicionais e a ruptura de uma concepção fragmentada para uma perspectiva holística da realidade local (Tura & Mattos 2002).

Mudanças qualitativas de uso da terra e dos recursos naturais associadas à diversificação nos sistemas de produção, embora exijam maior tempo para retorno econômico, geram serviços ambientais para a sociedade, que vão além dos limites das propriedades familiares rurais. Contudo, a falta de um marco legal no país não permite a internalização desses custos adicionais de manutenção ambiental nos projetos de crédito rural ou compensação pelos serviços ambientais prestados, o que desestimula economicamente os produtores familiares rurais a introduzirem práticas agroflorestais mais equilibradas.

Nesse sentido, os principais movimentos sociais rurais da Amazônia (Federações dos Trabalhadores na Agricultura dos nove estados da Amazônia Legal, filiadas à Confederação Nacional dos Trabalhadores na Agricultura - CONTAG; Grupo de Trabalho Amazônico - GTA; Conselho Nacional dos Seringueiros - CNS; Movimento Nacional dos Pescadores - MONAPE; Coordenação das Organizações Indígenas da Amazônia Brasileira - COIAB), em parceria técnica com a Federação dos Órgãos para Assistência Social e Educacional - FASE,

o Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia - IPAM e a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa, elaboraram uma proposta de política pública denominada Programa de Desenvolvimento Socioambiental da Produção Familiar Rural (Proambiente).

Basicamente, o Proambiente contempla tópicos como controle social da política pública, fortalecimento de organizações sociais, planejamento territorial atrelado a uma estratégia nacional de desenvolvimento, elaboração de planos de utilização das unidades de produção que auxiliem mudanças qualitativas de uso da terra e dos recursos naturais e que sirvam de base para futuros projetos técnicos de crédito rural (qualificando a própria política de financiamento rural), estabelecimento de acordos comunitários de serviços ambientais, certificação e compensação de serviços ambientais. Seis tipos de serviços ambientais são considerados no Proambiente: desmatamento evitado, seqüestro de carbono atmosférico, restabelecimento das funções hidrológicas dos ecossistemas, conservação de solos, preservação da biodiversidade e redução da inflamabilidade da paisagem rural.

4. MDL VERSUS PROAMBIENTE: VALORAÇÃO DIRETA E INDIRETA DE SERVIÇOS AMBIENTAIS

O uso de sistemas diversificados, sobretudo os sistemas agroflorestais, cumpre relevante papel ecológico de prestação de serviços ambientais em escala de paisagem rural. Os sistemas agroflorestais também apresentam importância socioeconômica devido à sua maior capacidade de geração de emprego e renda, além de adequarem-se à realidade cultural amazônica (Mattos et al. 2001). Contudo, para que tais sistemas possam ser viáveis como parte de uma proposta de produção rural sustentável, dentro de um espectro mais amplo de desenvolvimento, tornam-se necessárias a criação de políticas públicas, de um marco legal apropriado, e o aprimoramento de instrumentos e mecanismos econômicos, na esfera pública federal. Estes últimos devem reconhecer os custos adicionais das mudanças qualitativas de uso da terra e dos recursos naturais, compensando financeiramente os responsáveis por tais mudanças, por meio de formas diversas de compensação dos serviços ambientais prestados à sociedade. Em outras palavras, é premente a necessidade de socializar os custos sustentáveis de produção, isto é, reconhecer que a sociedade recebe o bônus, enquanto o ônus recai sobre o trabalho exercido nas propriedades rurais.

Neste importante momento de debate internacional sobre aquecimento global, é fundamental refletirmos sobre a efetividade do MDL em contemplar estratégias de desenvolvimento rural. Nesta perspectiva, a parte final deste capítulo aponta, de forma crítica, os entraves inerentes ao MDL para contemplar projetos florestais de pequena escala baseados em sistemas agroflorestais.

Primeiramente, este tema é interessante não apenas para provocar o debate, mas para questionar os atuais conceitos de adicionalidade de sistemas agroflorestais e de elegibilidade de projetos florestais de pequena escala do MDL. As presentes regras do MDL estabelecem que, para ser elegível, um projeto deve ser adicional em assimilação de carbono quando comparado à não existência do projeto. Considera-se que florestas primárias contam com 160 ton C.ha⁻¹, e que sistemas agroflorestais assimilam em torno de 80 ton C.ha⁻¹ ao longo de vários anos até sua estabilização (ambos valores médios para a realidade amazônica). De acordo com as regras do MDL, projetos florestais de pequena escala, baseados em sistemas agroflorestais, não seriam, portanto, elegíveis se aplicados em áreas florestadas na Amazônia Legal. No entanto, além de não haver garantias de que a floresta primária permaneça em pé, as regras do MDL tanto ignoram a lógica de manejo integrado das unidades de produção proposta com muito sucesso pelo Proambiente, quanto focam num único subsistema ou produto específico dentro de uma propriedade.

Mattos (2006) simulou dois cenários para uma mesma unidade de produção familiar rural de 100 hectares cadastrada no Proambiente (Pólo Transamazônica), apresentados a seguir.

Cenário 1: unidade de produção sem Proambiente (tempo = zero).

33 hectares de pasto extensivo (com 20 cabeças de gado);
2 hectares de roça tradicional (com uso do fogo) de arroz, feijão, mandioca e milho;
20 hectares de capoeira (sistema de rotação da roça);
15 hectares de floresta secundária (sistema roça + pasto abandonado);
30 ha de mata explorada, criação extensiva de pequenos animais.

Cenário 2: unidade de produção com Proambiente (tempo = 10 anos).

20 hectares de pasto (com 30 cabeças de gado);
4 hectares de sistemas agroflorestais,
1 hectare de roça semi-intensiva (sem uso de fogo) de arroz, feijão, mandioca e milho;
10 hectares de capoeira (sistema de rotação da roça);
35 hectares de floresta secundária manejada;
30 hectares de mata explorada;
criação de 100 galinhas, 15 porcos e 15 caixas de abelhas.

Em ambos cenários, foram analisados (a) o percentual de cobertura vegetal por tipo de uso da terra ao longo de dez anos, e (b) o estoque de carbono ao longo de dez anos. Os resultados do estudo supracitado demonstram que, se por um lado, as áreas com sistemas agroflorestais das propriedades cadastradas no Proambiente não conferem adicionalidade de carbono, por outro, somente a partir da introdução desses sistemas foi possível estabilizar o desmatamento dos lotes e reverter a tendência negativa para positiva da cobertura florestal e estoque de carbono. Assim, é bastante nítido que a introdução de sistemas agroflorestais resulta num benéfico manejo integrado da propriedade que, no balanço geral, torna positiva a linha de base de carbono das mesmas, ainda que a área específica ocupada com sistemas agroflorestais continue sem adicionalidade quando comparada com áreas florestadas.

Mattos et al. (2007) apresentam também uma simulação de seis cenários para projetos agroflorestais de pequena escala baseados no cruzamento de duas variáveis: (a) taxa de acúmulo de carbono (simulando duas médias: 1,5 e 2,5 ton C.ha⁻¹), e (b) preço da tonelada de carbono (simulando três valores: US\$ 3,, US\$ 5 e US\$ 7 / ton C.ha⁻¹). A partir da suposição de dois hectares de sistemas agroflorestais por família (considerando as 405 famílias rurais cadastradas no Pólo Transamazônica), chegou-se à área de 810 hectares de sistemas agroflorestais no Pólo, que foi multiplicada pelo tempo estimado em um hipotético projeto (20 anos), pelas duas variáveis acima (que consolidam os seis cenários) e pelo fator 3,67 de conversão de C para CO₂. Obtem-se assim a renda hipotética gerada (em 20 anos, anual e mensal) desde o Cenário 1 (mais pessimista) até o Cenário 6 (mais otimista). A renda familiar mensal advinda dos créditos de carbono foi dividida pelo fator 4 (considerando-se o valor de R\$ 10,00 para a diária de trabalho local, e a taxa de câmbio da época de US\$ 1 = R\$ 2,50, o que resulta no valor de US\$ 4 para a diária local) para se obter o valor aproximado mensal da suposta venda de carbono, transformada em equivalentes de diária de trabalho local (linguagem apropriada para o debate com produtores rurais). Os resultados da simulação apontam que o Cenário 1 (mais pessimista) resultaria uma renda hipoteticamente obtida pela venda de créditos de carbono de sistemas agroflorestais num valor mensal equivalente a irrisórios sessenta e nove centésimos de uma diária de trabalho local, enquanto o Cenário 6 (mais otimista) aproxima-se do valor mensal, ainda baixíssimo, de 2,67 diárias de trabalho.

Para trabalhos futuros, almeja-se calcular os custos de implementação de sistemas agroflorestais, para avaliar a viabilidade econômica do MDL para projetos agroflorestais de pequena escala. Entretanto, já se pode prever a inviabilidade das atuais regras do MDL para a

sustentabilidade econômica de projetos agroflorestais de pequena escala, pois não se aventa a hipótese de que o custo de implantação de sistemas agroflorestais seja inferior às 2,67 diárias de trabalho por mês, obtidas no cenário mais otimista.

Em suma, não só os instrumentos e mecanismos econômicos do Estado precisam ser revisados para contemplar novos princípios de produção, como também as regras do MDL precisam ser discutidas, atribuindo valores ao carbono de acordo com contextos territoriais locais (ao invés de estipular valores fixos e incentivar modelos homogêneos). Sob sua forma atual, o MDL reproduz a lógica econômica predominante, “maqueada” de verde, ao invés de promover a mitigação de mudanças climáticas dentro de princípios da economia ecológica. Urge-se afinar o verde ao social para uma melhor distribuição de renda. É portanto notório que o MDL está enclausurado no paradigma neoclássico da economia ambiental, onde a curva de oferta de carbono detém uma forte rigidez, com formato definido pelo mercado financeiro, que dista dos custos locais (e inviabiliza economicamente seus próprios projetos). O MDL deveria afinar-se aos pressupostos da economia ecológica e exigir que seus projetos fossem atrelados às políticas públicas nacionais, e assim determinar valores de créditos de carbono baseados nas particularidades locais (ex: custos locais de transação somados os custos locais de mudança qualitativa de uso da terra).

Caso ainda persista a lacuna entre o custo de projetos de MDL agroflorestal e sua remuneração, vale ressaltar que, para projetos atrelados às políticas públicas nacionais, os provedores de serviços ambientais poderiam ter sua remuneração complementada com fundos nacionais, que podem ser constituídos a partir de retorno de multas por infrações ambientais e pela criação de *royalties* e/ou ecotaxas de empreendimentos econômicos que impactam o meio ambiente, como: (a) usinas exploradoras de petróleo e empresas fabricantes de veículos automotores (devido à emissão de carbono provinda da queima de combustíveis fósseis); (b) usinas exploradoras de carvão mineral (co-responsáveis pela emissão de carbono por indústrias que usam o carvão como matriz energética); (c) empresas de exploração madeireira de espécies nativas (que contribuem para a redução de estoque de carbono na vegetação e nos solos); (d) usinas hidrelétricas (que têm responsabilidade nos impactos sociais, econômicos e ambientais regionais, e físico-químicos na biota aquática); (e) empresas de produtos químicos (nocivos aos recursos hídricos, solos, biodiversidade e meio ambiente em geral); (f) empresas de produção de papel e celulose (que aumentam o risco de fogo e a inflamabilidade da paisagem rural); e (g) demais empresas que de alguma forma comprometam o balanço de carbono da atmosfera ou a prestação de outros serviços ambientais. Ademais, seria oportuno (ainda que politicamente complexo) considerar taxações de grandes riquezas, e por que não, de empresas transnacionais presentes no território nacional, mas oriundas de países industrializados que detém, pelo Protocolo do Quioto, metas de redução de emissão.

5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos o *Internacional Institute for Sustainable Development* (IISD), organização não-governamental canadense, pelo apoio financeiro ao presente estudo, que faz parte de um conjunto de estudos de casos elaborados para subsidiar o *Development Dividend Task Force*, evento organizado em cinco rodadas pela IISD, entre os anos de 2005-2006, com o objetivo de analisar criticamente o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Especialmente, agradecemos John Drexhage, Aaron Cosbey, Deborah Murphy, and Michelle McLaren, todos do IISD. Igualmente agradecemos o Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM), sobretudo, seu coordenador de pesquisa Paulo Moutinho, e as assistentes de pesquisa Erika de Paula Pedro Pinto e Paula Franco Moreira, pela cessão de dados, revisão e sugestões ao presente artigo. Por fim, agradecemos Roberto Porro (ICRAF), pela nossa indicação ao IISD.

Formatado: Inglês (EUA)

6. LITERATURA CITADA

- Arrows, K. et al. 1995. Economic growth, carrying capacity and the environment. *Science* 28.4.1995: 520-521.
- Costa, J.M. 1987. Crise, grandes projetos e perspectivas da Amazônia. In Costa, J.M. (org.) Os grandes projetos da Amazônia: impactos e perspectivas. Cadernos NAEA. n.9.
- Diegues, A.C.S. 1999. Desmatamento e modos de vida na Amazônia. São Paulo: UNRISD-NUPAUB.
- Daly, H.E. & J. Farley. 2000. Ecological Economics – principals and applications. Washington: Pan-American.
- Gligo, N. 1987 Política, Sustentabilidad Ambiental y Evaluación Patrimonial. *Pensamiento Iberoamericano – Revista de Economía Política* 12: 23-39 (jul-dec 1987).
- Kalecki, M. 1977. Crescimento e Ciclo das Economias Capitalistas. São Paulo: Hucitec.
- Lohmann, L. 1999. O Mercado de Carbono: semeando mais problemas. Montevideú: WRM.
- Martínez Alier, J. 1987. Economía y Ecología: Cuestiones Fundamentales. *Pensamiento Iberoamericano – Revista de Economía Política* 12: 41-60 (jul-dec 1987).
- Martínez Alier, J. 1998. Da Economia Ecológica ao Ecologismo Popular. Blumenau, FURB.
- Martinez Alier, J. & J. Roca Jusmet. 2001. Economía Ecológica e Política Ambiental. Ciudad de México: Fondo de Cultura Económica. 499p.
- Mattos, L., A. Faleiro & C. Pereira. 2001. Proambiente: Uma proposta dos produtores familiares rurais para criação de um programa de crédito ambiental para a Amazônia. In IV Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica (ECOECO). Belém/PA.
- Mattos, L. 2004. Superando a Dicotomia entre Produção Rural e Conservação Ambiental: relato de uma iniciativa dos movimentos sociais rurais da Amazônia. In Florestas, Gestão e Desenvolvimento: Opções para a Amazônia. Brasília: CIFOR.
- Mattos, L. 2006. Capital Social na Concepção de Políticas Públicas: A Importância Socioeconômica e Ecológica dos Sistemas Agroflorestais frente aos Mecanismos de Desenvolvimento. In Sistemas Agroflorestais: Bases Científicas para o Desenvolvimento Sustentável. Campos: Universidade Estadual do Norte Fluminense (UENF).
- Mattos, L., A. Cau & P. Moutinho. 2007. Effectiveness of the Clean Development Mechanism within the Context of Forest Activities in Brazil: A Critical Analysis. Ottawa (Canadá): International Institute for Sustainable Development (IISD) (briefing for discussion – to be published in 2008).
- Ministério do Desenvolvimento Agrário. 2000. Novo retrato da agricultura familiar: o Brasil redescoberto. Vol 8. Brasília: INCRA, Fevereiro, 2000.
- Polanyi, K. 1980. A Grande Transformação: as origens da nossa época. Rio de Janeiro: Elsevier.
- Romeiro, A.R. 1999. Desenvolvimento sustentável e mudança institucional: notas preliminares. Textos para Discussão. Campinas: IE/UNICAMP, n° 68, abr. 26 p.

- Romeiro, A.R. 2001. Economia ou Economia Política da Sustentabilidade? Textos para Discussão. Campinas: IE/UNICAMP, n° 102, set. 28 p.
- Sraffa, P. 1926. The laws of returns under competitive conditions. *Economic Journal* 36. Reimpresso em *Literatura Econômica* 4(1): 13-34, jan/fev. 1982.
- Tura, L.R. & Mattos, L. 2003. Financiamento da Transição para a Agroecologia: A proposta do PROAMBIENTE. In Anais do Encontro Nacional de Agroecologia (ENA). Rio de Janeiro: ENA.

ACT Publications 2007

No. 07-01

Lu, D., M. Batistella, P. Mausel and E. Moran. 2007. Mapping and Monitoring Land Degradation Risks in the Western Brazilian Amazon Using Multitemporal Landsat TM/ETM+ Images. *Land Degradation and Development* 18: 41-54.

No. 07-02

Siqueira, A.D., A.O. D'Antona, M.F. D'Antona, and E.F. Moran. 2007. Embodied Decisions: Reversible and Irreversible Contraceptive Methods among Rural Women in the Brazilian Amazon. *Human Organization* 66(2): 185-195.

No. 07-03

Batistella, M. and E. F. Moran. 2007. A Heterogeneidade das Mudanças de Uso e Cobertura das Terras na Amazônia: Em Busca de um Mapa da Estrada. In *Dimensoes Humanas da Biosfera-atmosfera na Amazônia*. W.M. da Costa, B.K. Becker and D.S. Alves (orgs.) São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo.

No. 07-04

VanWey, L., A. O. D'Antona, and E.S. Brondizio. 2007. Household Demographic Change and Land Use/Land Cover Change in the Brazilian Amazon. *Population and Environment* 28:163-185.

No. 07-05

Liu, J., T. Dietz, S.R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A.N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C.L. Redman, S.H. Schneider, and W.W. Taylor. 2007. Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science* 314:1513-1516.

No. 07-06

Lu, D, M. Batistella, and E. Moran. Land-cover classification in the Brazilian Amazon with the integration of Landsat ETM+ and Radarsat data. *International Journal of Remote Sensing* 28(24):5447-5459.