

Valoração econômico-ecológica de recursos naturais

Ecological- economics valuation of natural resources

Recibido para evaluación: 3 de Noviembre de 2009

Aceptación: 23 Noviembre de 2009

Recibido versión final: 7 de Diciembre de 2009

Ademar Ribeiro Romeiro¹
Daniel Caixeta Andrade²

RESUMO

O presente trabalho visa mostrar quais as soluções que têm sido propostas para superar o que se considera como limitações importantes dos processos de valoração ambiental correntemente em uso. Os pressupostos teóricos e os procedimentos metodológicos da valoração ambiental e da valoração econômico-ecológica são confrontados. Procura-se mostrar que os pressupostos teóricos da economia ambiental são simples e reducionistas: os agentes econômicos são capazes de avaliar individualmente o valor do meio ambiente, do mesmo modo como fazem com as demais mercadorias, o qual é visto como um provedor de bens e serviços cujo processo de «fabricação» pode ser tratado como uma «caixa preta» que não é necessário abrir no processo de valoração. Perdas irreversíveis não são consideradas relevantes uma vez que é suposto que os recursos naturais são substituíveis por capital. Estas suposições tornam o processo de valoração ambiental bastante simples. Do ponto de vista da economia ecológica, entretanto, a consideração de pressupostos mais realistas sobre o comportamento e capacidade humana na avaliação de recursos naturais e a abertura da «caixa preta» da «fabricação» de bens e serviços ecossistêmicos – isto é, a melhor compreensão dos processos ecológicos dos quais resultam os valores dos recursos naturais - conduz a procedimentos metodológicos de valoração bem mais complexos.

Palavras Chave: Valoração Ecológico- Econômica, Serviços Ecossistêmicos, Valoração Ambiental

ABSTRACT

The present work aims at showing the solutions that have been proposed to overcome what is considered as important limitations of the current methodologies employed in the valuation of natural resources. It presents and discusses the theoretical assumptions and methodological procedures of the two main analytical currents, (neoclassical) environmental economics and ecological economics. It searches to show how simplistic and reductionist are the environmental economics theoretical assumptions: the economic agents are supposed to be able, individually, to evaluate the natural resources in the same way as they do regarding any other goods and services; the natural resources are considered as providers of environmental goods and services, whose «production process» can be treated as a kind of «black box» no one needs to open during a valuation process. Irreversible losses can be neglected as it is supposed that natural capital can be easily substituted by (built) capital. These assumptions make it very easy the valuation procedures. From the ecological economics perspective, however, the methodological procedures become much more complex as more realistic assumptions are made on human behavior and on individual capacity of natural resources evaluation, as well as the «black box» is open as to provide a better comprehension of the ecological processes behind natural resources values.

Key Words: Ecological- Economics Valuation, Ecosystem Services, Environmental Valuation

1. Doutor em economia dos recursos naturais e do meio ambiente
Professor do Instituto de Economia da Universidade de Campinas (UNICAMP)
ademar@eco.unicamp.br

2. Doutorando do Instituto de Economia da Unicamp
Professor da Universidade Federal de Uberlândia

1. INTRODUÇÃO

A valoração econômico- ecológica é uma metodologia de valoração de recursos naturais que vem sendo desenvolvida no âmbito da corrente teórica em economia do meio ambiente chamada de economia ecológica. Trata-se de uma metodologia de valoração distinta da valoração ambiental¹ correntemente praticada na medida em que procura levar em conta a natureza complexa dos ecossistemas e os distintos valores que lhes são associados, bem como os riscos de perdas irreversíveis potencialmente catastróficas de estruturas e funções ecossistêmicas. Em outras palavras, diferentemente da valoração ambiental, a valoração econômico-ecológica busca levar em conta a sustentabilidade ecológica, econômica e social da manutenção e/ou uso dos recursos naturais.

O presente trabalho visa apresentar seus pressupostos teóricos, conceitos e definições e quais as soluções que têm sido propostas para superar o que se considera como limitações importantes dos processos de valoração ambiental correntemente em uso. Ele se divide em mais 4 seções além desta introdução. Na seção 2 os pressupostos teóricos e os procedimentos metodológicos da valoração ambiental e da valoração econômico- ecológica são confrontados. Os pressupostos teóricos da economia ambiental são simples e reducionistas: os agentes econômicos são capazes de avaliar individualmente o valor do meio ambiente, do mesmo modo como fazem com as demais mercadorias, o qual é visto como um provedor de bens e serviços cujo processo de «fabricação» pode ser tratado como uma «caixa preta» que não é necessário abrir no processo de valoração. Perdas irreversíveis não são relevantes uma vez que os recursos naturais são substituíveis por capital. Estes pressupostos tornam o processo de valoração ambiental bastante simples. A consideração de pressupostos mais realistas sobre o comportamento e capacidade humana na avaliação de recursos naturais e a abertura da «caixa preta» da «fabricação» de bens e serviços ecossistêmicos pela abordagem econômico-ecológica conduz a proposições metodológicas de valoração bem mais complexas.

Na seção 3 a avaliação crítica dos métodos de valoração correntemente utilizados tem a intenção de mostrar os limites específicos de cada tipo de métodos e, desse modo, indicar os cuidados que se deve ter ao utilizá-los. Os métodos disponíveis foram classificados em dois conjuntos distintos: métodos que avaliam indiretamente a disposição a pagar dos indivíduos (DAP) por um dado recurso natural através do valor de mercado dos bens ou serviços ecossistêmicos por este produzidos; métodos que avaliam diretamente a disposição a pagar, os quais foram classificados em dois tipos: tipo (1) que avalia a disposição a pagar através de mercados reais; e tipo (2) que avalia a DAP diretamente junto aos agentes econômicos através de um mercado hipotético.

A seção 4 apresenta uma primeira aproximação de como deveria ser a valoração econômico-ecológica. Trata-se de um esforço de integrar dinamicamente as contribuições das ciências sociais (economia, principalmente) e das ciências naturais (ecologia e biologia, principalmente), de modo a se ter clareza sobre a relevância ecológica do que está sendo valorado economicamente, levando-se na devida conta os vários efeitos de *feedback* existentes entre ecossistemas e sistemas sócio-econômicos. A consideração de um grande número de variáveis e de parâmetros de sustentabilidade que este tipo de abordagem exige torna necessário o uso de ferramentas de modelagem econômico-ecológica. Por última, na seção 5 são feitas as considerações finais sobre os resultados da análise.

2. AVALIAÇÃO AMBIENTAL E AVALIAÇÃO ECONÔMICO- ECOLÓGICA: PRESSUPOSTOS TEÓRICOS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Do ponto de vista da economia ambiental a degradação do meio ambiente pelas atividades econômicas deve ser vista como uma **externalidade negativa**, isto é, uma situação em que a ação de um agente econômico interfere negativamente no bem estar de outro sem que este último tenha o direito de ser compensado por isto. Por exemplo, o uso por um agente econômico da água de um rio para o despejo de resíduos industriais pode afetar outros agentes que fazem uso deste recurso para outras finalidades (por exemplo, pesca e/ou dessedentação humana). Esta situação decorre do fato de que a água do rio é recurso natural público, cujo serviço de dispersão de resíduos pode ser apropriado livremente. Teoricamente se este recurso fosse privatizado desapareceria o problema, que seria «internalizado» na medida em que proprietários e usuários do recurso negociariam

1. Por economia ambiental, se entende em geral a corrente dominante em teoria econômica (economia neoclássica) aplicada à problemática ambiental, cuja metodologia de valoração ambiental é correntemente a mais utilizada.

entre si o preço a ser pago por sua utilização. Entretanto, dada a impossibilidade política e operacional de conferir direitos de propriedade a recursos naturais deste tipo, resta como alternativa a sua valoração (precificação) e cobrança pelo Estado. Desse modo, os agentes econômicos passariam a pagar pelo uso deste recurso, eliminando-se a externalidade e ao mesmo tempo estimulando seu uso mais racional.

Um conjunto de métodos de valoração foi desenvolvido pela economia ambiental com esta finalidade, os quais podem ser classificados em duas categorias:

1. Métodos que avaliam diretamente a disposição a pagar dos indivíduos por este ou aquele recurso natural (no caso do exemplo acima, avaliam a demanda pelo rio limpo); 2. Métodos que avaliam indiretamente a disposição a pagar dos indivíduos por um dado recurso natural através do valor de mercado dos bens ou serviços ecossistêmicos por este produzidos; considerando novamente o exemplo acima, o valor do rio seria estimado somando-se o valor da produção de peixes com valor comercial sacrificada pela poluição (método de produção sacrificada) com aquele do tratamento da água para torná-la potável novamente (método do custo de reposição). É preciso considerar ainda que além da motivação utilitária para pagar pelo valor de uso presente ou futuro dos bens e serviços ecossistêmicos oferecidos por determinado recurso natural, se admite possa haver motivações não-utilitárias a pagar pela simples existência de um dado recurso natural (valor de existência). Neste caso somente é possível avaliar diretamente a disposição a pagar dos agentes econômicos.

Desse modo, de acordo com a economia ambiental a precificação dos bens e serviços ambientais permitiria que os agentes econômicos fizessem um cálculo de custo-benefício ao utilizar um dado recurso natural, procurando minimizar o custo total desta utilização composto pelo valor dos gastos com a instalação e manutenção de sistemas de tratamento de resíduos (custo de controle) somado ao valor do gasto com o pagamento por usar o serviço de dispersão de resíduos do rio (custo da poluição). Como o custo dos sistemas de tratamento tende a se elevar fortemente na medida em que se passa de sistemas primários para secundários e assim sucessivamente, o cenário mais provável é aquele da busca de minimização do custo total através de uma combinação ótima entre investimento em sistemas de tratamento com investimento em pagamento por poluir. Neste ponto de equilíbrio, denominado de «poluição ótima», onde custos marginais de controle e de poluição são iguais, o custo total é minimizado. Do exposto acima, parece claro, portanto, que a quantidade de recurso natural a ser utilizada é

definida por um processo de avaliação custo-benefício da **alocação** dos gastos entre investimento em sistemas de controle da poluição e investimento em pagamento por poluir.

Do ponto de vista ecológico, que tipo de problema pode resultar deste processo de decisão sobre o uso de recursos ambientais? O problema é aquele do risco de perda irreversível de bens e serviços ecossistêmicos, uma vez que o ponto de equilíbrio assim definido – poluição ótima – pode não ser um ponto de equilíbrio ecológico, isto é sustentável no longo prazo. Mas este não é um problema do ponto de vista da economia ambiental, dado que esta supõe que os recursos naturais são substituíveis por capital. Nesta ótica o risco de perdas irreversíveis, potencialmente catastróficas, de recursos naturais não é relevante e pode ser desconsiderado.

Para a economia ecológica², ao contrário, os riscos de perdas irreversíveis devem ser considerados como relevantes. Assim, neste exemplo, o ponto de equilíbrio – poluição ótima – somente seria sustentável do ponto de vista ecológico caso fosse possível expressar em unidades monetárias, para cada nível de poluição (na «margem»), tudo o que está em jogo em termos de perdas ambientais. O obstáculo fundamental a isto, que por si só inviabiliza todo este processo de ajuste, decorre das limitações do conhecimento humano sobre como as funções ecossistêmicas, que se traduzem em serviços ecossistêmicos, emergem do funcionamento e interação dos elementos estruturais de um dado recurso natural (ecossistema). O que se sabe é que a reação dos ecossistemas aos impactos sofridos não é linear em função de uma propriedade de sistemas complexos chamada de **resiliência**, isto é, a capacidade do sistema de resistir aos impactos e se re-equilibrar. A resiliência ecossistêmica implica a existência de **limiares** (thresholds) de ruptura que a ciência não tem como determinar com certeza. Portanto, a não-linearidade das reações ecossistêmicas associada ao desconhecimento do ponto de ruptura torna uma ficção esta idéia de um vetor de preços refletindo variações marginais na degradação ambiental.

2. Economia ecológica designa uma corrente dissidente, que surgiu a partir das críticas a os pressupostos implícitos e explícitos da economia ambiental sobre a importância das perdas irreversíveis potencialmente catastróficas de bens e serviços ecossistêmicos, bem como sobre os limites termo-dinâmicos do aumento da produção material/energética.

No entanto, a economia ecológica considera importante dar valor monetário (precificar) os bens e serviços ecossistêmicos como elemento no processo de tomada de decisões sobre o uso destes recursos. Portanto, é preciso encontrar uma solução para o obstáculo apontado acima. Esta solução consiste, primeiramente, em definir previamente uma **escala** de uso dos serviços ecossistêmicos que se considere sustentável. Esta definição, por sua vez, poderá ser mais ou menos controversa, dependendo do grau de incerteza científica na sua determinação. Quanto mais complexo o ecossistema em jogo, mais incerta a determinação da escala de uso sustentável. Altos níveis de incerteza científica, por seu turno, trazem a necessidade de se pensar em procedimentos de tomada de decisão que incluam outros atores além de especialistas. Estes procedimentos têm sido objeto de debates cuja avaliação não faz parte dos objetivos deste trabalho. O que importa registrar aqui é apenas a necessidade de determinação prévia de escalas sustentáveis de uso de recursos naturais pela sociedade. O Código Florestal brasileiro é um exemplo neste sentido. Embora o legislador não tenha tido, muito provavelmente, uma idéia clara do que representava do ponto de vista estritamente ecológico a **escala** do uso das florestas proposto, esta lei claramente representa a definição social de uma escala de uso para os recursos florestais que se supõe seja sustentável.

Após ser definida a escala sustentável, a alocação dos investimentos entre usos alternativos de recursos naturais disponíveis poderá ser eficientemente orientada pelo sistema de preços. No caso do citado exemplo da água do rio, o quanto do recurso será utilizado pelo industrial para a dispersão de resíduos será definido e irá evoluir em função dos preços relativos dos sistemas de tratamento e/ou da demanda por estes serviços de dispersão, por um lado, e os preços dos produtos do rio (peixes), mais os custos das soluções alternativas para disponibilizar a água para consumo humano, por outro. Ou seja, no esquema analítico da economia ecológica o sistema de preços não define a escala de uso do recurso como no esquema anterior mas, ao contrário, ele é influenciado por esta. O avanço dos conhecimentos técnico-científicos influencia os preços dos recursos naturais na medida em que pode modificar a magnitude da escala até então considerada sustentável, bem como revelar a existência de novos bens ou serviços ecossistêmicos produzidos pelo recurso que está sendo valorado.

Em relação a este último aspecto, o melhor conhecimento da estrutura e das funções ecossistêmicas mostra que um dado serviço ecossistêmico freqüentemente resulta de mais de uma função ecossistêmica que se inter-relacionam e podem ser responsáveis por outros serviços. Desse modo, considerar isoladamente um dado serviço ecossistêmico representa uma abordagem reducionista que subestima o valor do ecossistema que o produz. Um exemplo clássico deste reducionismo é a abordagem da economia ambiental à valoração dos solos agrícolas degradados pela erosão. Considerando o solo como um simples depósito de nutrientes minerais, este esquema convencional de valoração calcula o valor do solo pelo custo de reposição dos nutrientes perdidos com a erosão². No entanto, o solo forma um ecossistema complexo, onde seus elementos estruturais interagem produzindo um conjunto de funções ecossistêmicas as quais, por sua vez, dão origem a mais de um serviço ecossistêmico.

São pelos menos quatro serviços ecossistêmicos produzidos por um solo bem protegido contra a erosão e manejado de modo ecologicamente adequado: produção de nutrientes minerais, capacidade de armazenamento de água, condições ideais de enraizamento e aeração para as plantas; e produção de antibióticos vegetais. Portanto, o método de valoração pelo custo de reposição subestima fortemente o valor dos serviços ecossistêmicos ameaçados pela erosão. O melhor entendimento do ecossistema solo mostra também que existem limiares de resiliência para a produção destes serviços, o que conduz à necessidade de determinação de níveis de tolerância à erosão (escala).

A consideração e estudo da complexidade dos ecossistemas mostram a necessidade de se levar em conta outra dimensão de valor no processo de valoração: o valor ecológico. Os economistas ecológicos aceitam esta idéia defendida pelos ecólogos (termo aqui utilizado no sentido amplo que inclui especialistas em ciências naturais) de que é necessário levar em conta valores ecológicos dos ecossistemas determinados pela integridade de suas funções, bem como por parâmetros ecossistêmicos de complexidade, diversidade e raridade. Em outras palavras, os valores ecológicos devem refletir a magnitude da importância que determinados bens ou serviços ecossistêmicos possuem para um processo ecológico (ou função

3. É verdade que esta visão reducionista dos economistas ambientais foi historicamente respaldada por agrônomos entusiasmados com a química agrícola.

ecossistêmica) em particular. O problema com este tipo de mensuração (avaliação das interdependências biofísicas dos ecossistemas) é encontrar uma unidade de medida que substitua o dinheiro no processo de valoração («precificação»).

A teoria do valor energético é um dos principais resultados do esforço para resolver o problema da incomensurabilidade das diferentes unidades biofísicas em que as variáveis ecológicas se expressam. Trata-se de uma teoria do valor baseada em princípios termodinâmicos, na qual a energia solar é considerada a unidade de conta. Presentemente o sistema predominante de determinação dos valores ecológicos com base em análises energéticas é conhecido como análise emérgica. Trata-se de um método que procura recuperar toda a memória energética de um dado ecossistema convertendo, através de fatores de transformabilidade previamente calculados, todas as formas de energia utilizadas nos seu processo de formação/produção em equivalentes de energia solar (*emergy = embodied energy*). Para muitos críticos, entretanto, esta redução de relações complexas a uma única unidade, mesmo que física, implica perda de informações relevantes, tais como o valor de diferentes serviços ecossistêmicos de acordo com sua habilidade de sustentar e manter o sistema como um todo.

Finalmente cabe apontar uma terceira dimensão de valor dos ecossistemas, o valor social (e/ou cultural) que resulta de considerações ético-normativas. Ecossistemas e seus serviços são importantes para a identidade cultural e moral de muitas sociedades, estando em íntima sintonia com seus valores éticos, espirituais, históricos e artísticos. Possuem valor embora não contribuam diretamente para o seu bem-estar material, sendo que este valor resulta de várias dimensões valorativas que tornam difícil captá-lo em sua totalidade. Novos métodos vêm sendo desenvolvidos com esta finalidade, como a avaliação participatória (*participatory assessment*) ou a valoração grupal (*group valuation*), que buscam captar as visões que diferentes grupos de indivíduos têm sobre as diversas categorias de serviços ecossistêmicos e suas dimensões culturais e éticas, reconhecendo que os seres humanos possuem uma racionalidade limitada e que é necessário ponderar quesitos de ordem social.

Outro método é aquele conhecido como *discourse-based valuation*, o qual parte do princípio de que a valoração não deveria se basear na medição de preferências individuais, mas de um processo de debate livre, aberto e democrático. A idéia básica é que pequenos grupos e *stakeholders* podem, conjuntamente, deliberar sobre a importância relativa dos serviços ecossistêmicos, tendo em conta considerações sobre a equidade entre diferentes grupos sociais.



3. AVALIAÇÃO CRÍTICA DOS MÉTODOS CORRENTES⁴

Começando com os métodos que avaliam indiretamente a disposição a pagar dos indivíduos por um dado recurso natural através do valor de mercado dos bens ou serviços ecossistêmicos por este produzidos. Estes métodos indiretos são mais simples e menos onerosos, estimando o impacto de uma alteração ambiental na produção de bens e serviços comercializáveis, como no caso do exemplo acima da produção de peixes sacrificada pela poluição do rio. Por definição, no entanto, seu uso é limitado à avaliação de valores de uso, deixando de fora os valores ecológicos e sociais.

Mesmo em relação aos valores de uso, sua aplicação corrente sem um melhor conhecimento sobre o funcionamento dos ecossistemas que produzem os bens e serviços que se pretende valorar tem resultado em subestimações dos valores dos bens e serviços ecossistêmicos dos ecossistemas avaliados. Como foi mencionado acima, este melhor conhecimento poderia revelar a existência de outros serviços ecossistêmicos cuja contribuição é real e deveria ser valorada. Apesar destas limitações os valores obtidos com a aplicação destes métodos podem ser suficientes para estimular diretamente os agentes econômicos a usar o recurso natural de modo ecologicamente mais racional ou justificar a implementação de políticas ambientais que produzam o mesmo resultado.

O conjunto dos métodos indiretos de valoração ambiental disponíveis segue abaixo:

Produtividade marginal

O método de produtividade marginal atribui um valor ao uso da biodiversidade relacionando a quantidade, ou qualidade, de um recurso ambiental diretamente à produção de outro produto com

⁴ Baseado em Maia, A.G., Romeiro, A.R. e Reydon, B. (2003).

preço definido no mercado. O papel do recurso ambiental no processo produtivo será representado por uma função dose resposta, que relaciona o nível de provisão do recurso ambiental ao nível de produção respectivo do produto no mercado. Esta função irá mensurar o impacto no sistema produtivo da variação marginal na provisão do bem ou serviço ambiental e, a partir desta variação, estimar o valor econômico de uso do recurso ambiental. Como exemplo de função dose- resposta, pode ser citado o caso citado da queda na produção pesqueira em resposta à dose de contaminação da água. Dose também pode ser a redução do número de predadores naturais das pragas agrícolas, tendo como resposta a diminuição da produtividade agrícola.

Entretanto, a função de produção pode não ser tão trivial caso as relações biológicas e tecnológicas sejam demasiadamente complexas, como em geral é o caso. É muito difícil precisar as relações causais ambientais, pois diversos benefícios tendem a ser afetados pela queda da qualidade ambiental, não somente aqueles do processo produtivo. Para conhecimento dos benefícios ou danos gerados, é necessário profundo conhecimento dos processos biológicos, capacidades técnicas e suas interações com as decisões dos produtores, e o efeito da produção no bem estar da população. Assim, o método de produtividade marginal acaba estimando apenas uma parcela dos serviços ecossistêmicos e os valores tendem a ser subestimados.

Mercado de bens substitutos

Quando não é possível obter diretamente o preço de um produto afetado por uma alteração ambiental, pode ser possível estimá-lo por algum substituto existente no mercado. A metodologia de mercado de bens substitutos parte do princípio de que a perda de qualidade ou escassez do bem ou serviço ambiental irá aumentar a procura por substitutos na tentativa de manter o mesmo nível de bem-estar da população. As estimativas também são em geral subdimensionadas, pois tendem a considerar apenas os valores de uso direto e indireto dos recursos ambientais, deixando de fora os valores de opção (uso futuro). Além disso, há o fato de que para boa parte dos serviços ecossistêmicos não há substitutos adequados.

A eficácia das estimativas dependerá sobretudo do objetivo da pesquisa, sendo muitas vezes suficientes para garantir, por exemplo, o uso sustentável de um recurso natural ou para evitar políticas de impactos ambientais. Existem várias técnicas derivadas do mercado de bens substitutos, bastante conhecidas e de fácil aplicação. São elas: custos evitados, custos de controle, custos de reposição e custos de oportunidade.

Custos evitados

Os custos evitados são muito utilizados em estudos de mortalidade e morbidade humana. O método estima o valor de um recurso ambiental através dos gastos com atividades defensivas substitutas ou complementares, que podem ser consideradas uma aproximação monetária sobre as mudanças destes atributos ambientais. Por exemplo, quando uma pessoa paga para ter acesso à água encanada, ou compra água mineral em supermercados, supõe-se que esteja avaliando todos os possíveis males da água poluída, e indiretamente valorando sua disposição a pagar pela água descontaminada. Os investimentos feitos pela indústria automobilística em acessórios para aumentar a segurança dos automóveis, como a utilização de airbags, também refletem a preocupação dos compradores com a diminuição do risco de morte em acidentes de trânsito, e podem gerar uma estimativa do valor dado à vida humana.

Em muitos estudos de mortalidade o valor humano é estimado a partir dos ganhos previstos ao longo da vida do indivíduo, observando sua produtividade presente e sua expectativa de vida. Mesmo desconsiderando a falta de ética na valoração da vida humana, estas estimativas apresentam algumas expressivas falhas latentes: valores econômicos menores para os mais velhos e os mais pobres; valores nulos para os desocupados e inativos; ignorar as preferências dos consumidores.

As estimativas dos custos evitados tendem a ser subestimadas, pois desconsideram uma série de fatores, como a existência de um comportamento altruísta do indivíduo ao estimar o valor dado à vida ou à saúde alheia, além da falta de informação sobre os reais benefícios do bem ou serviço ambiental.

Custos de controle

Custos de controle representam os gastos necessários para evitar a variação do bem ambiental e garantir a qualidade dos benefícios gerados à população. É o caso do tratamento de esgoto para evitar a poluição dos rios e um sistema de controle de emissão de poluentes de uma indústria para evitar a contaminação da atmosfera. Por limitar o consumo presente do capital natural, o controle da degradação contribui para manter um nível sustentável de exploração, permitindo o aproveitamento dos recursos naturais pelas gerações futuras. As maiores dificuldades deste método estão relacionadas à estimação dos custos marginais de controle ambiental e dos benefícios gerados pela preservação.

Os investimentos de controle ambiental tendem a gerar benefícios diversos, sendo necessário um estudo muito rigoroso para determinação de todos estes. Como não há também um consenso quanto ao nível adequado de sustentabilidade, as pessoas encontram sérias dificuldades para ajustar os custos aos benefícios marginais e determinar o nível ótimo de provisão do recurso natural.

Custos de reposição

Com o método de custo de reposição a estimativa dos benefícios gerados por um recurso ambiental será dada pelos gastos necessários para reposição ou reparação após o mesmo ser danificado. É o caso do reflorestamento em áreas desmatadas e da fertilização para manutenção da produtividade agrícola em áreas onde o solo foi degradado. O método é freqüentemente utilizado como medida do dano causado, sendo comum a estimativa do custo de restauração do ambiente danificado após ocorrência do prejuízo. As estimativas baseiam-se em preços de mercado para repor ou reparar o bem ou serviço danificado, partindo também do pressuposto que o recurso ambiental possa ser devidamente substituído. Uma das desvantagens do método é que, por maiores que sejam os gastos envolvidos na reposição, nem todas as complexas propriedades de um atributo ambiental serão repostas pela simples substituição do recurso. Em geral o método tem sido aplicado com base em concepções extremamente reducionistas dos ecossistemas, como no caso do solo erodido citado no tópico anterior, produzindo valores fortemente subestimados.

Custos de oportunidade

Embora desejável do ponto de vista ambiental, a preservação gera um custo social e econômico que deve ser compartilhado entre os diversos agentes que usufruem dos benefícios da conservação. Toda conservação traz consigo um custo de oportunidade das atividades econômicas que poderiam estar sendo desenvolvidas na área de proteção, representando, portanto, as perdas econômicas da população em virtude das restrições de uso dos recursos ambientais. No caso de um parque ou reserva florestal com exploração restringida o custo de oportunidade de sua preservação seria dado pelos benefícios de uma possível atividade de exploração de madeira. Por outro lado, os benefícios ecológicos da preservação poderiam ser expressos pela renda gerada em atividades sustentáveis como o ecoturismo e a exploração de ervas medicinais. Alguns cuidados especiais devem ser tomados na estimativa. Atividades insustentáveis irão gerar danos irreversíveis e reduzir a oferta do bem ou serviço ambiental ao longo do tempo, e este fato não pode ser desconsiderado na estimativa dos custos de oportunidade destas explorações.

Quanto aos métodos diretos de valoração, cabe separá-los em dois tipos básicos: o tipo (1) que avalia a disposição a pagar (DAP) através de mercados reais e aquele (2) que avalia a DAP diretamente junto aos agentes econômicos através de um mercado hipotético. Existem dois métodos do primeiro tipo: (1.1.) método de preços hedônicos e (1.2.) método de custo de viagem.

4. AVALIAÇÃO DA DAP ATRAVÉS DE MERCADOS REAIS

4.1. Preços hedônicos

O método de preços hedônicos estabelece uma relação entre os atributos de um produto e seu preço de mercado. Pode ser aplicado a qualquer tipo de mercadoria, embora seu uso seja mais freqüente em preços de propriedades. Por exemplo, para se avaliar o valor de um atributo ambiental associado à localização de um imóvel. Estatisticamente, o método utiliza uma regressão de quadrados



mínimos ordinários para ajustar o preço da residência às diversas características que possam inferir no seu valor. Farão parte do modelo econométrico as características estruturais da residência (área construída, cômodos, etc.), as características ambientais (índices de poluição, parques, etc), assim como índices sócio- econômicos da região (etnia, nível econômico, índices de criminalidade, etc.).

Uma das principais limitações deste método está no fato de que embora seja necessário, é muito difícil determinar todas as características que possam influenciar o preço da propriedade. Mesmo identificadas algumas características podem não ser quantificadas, como exige o modelo econométrico. A análise estatística selecionará apenas as características significantes, ou seja, aquelas que apresentarem alta correlação com o preço da propriedade. Assim, variáveis importantes poderão ser excluídas do modelo caso passem despercebidas pelos proprietários ao expressarem o valor para suas residências. Cuidado especial deve ser tomado para identificação de multicolinearidade no modelo. Variáveis redundantes irão comprometer a precisão dos parâmetros estimados. Há que se considerar também o pressuposto implícito de uma igualdade de informações entre os indivíduos e a liberdade de escolha das residências em todo o mercado. Isto não acontece na realidade, onde há assimetria de informações e a restrição de compras de residências numa dada região.

Apesar destas limitações, nos casos em que a característica a ser avaliada seja quantificável e facilmente detectada pelos proprietários, o método proporciona uma boa estimativa da disposição a pagar por um atributo ambiental associado a um determinado bem.

4.2. Custo de viagem

Este método é um dos mais antigos, tendo sido desenvolvido nos EUA para a valoração de patrimônios naturais de visitação pública. O valor do recurso ambiental é determinado pelos gastos dos visitantes para se deslocar ao patrimônio, incluindo transporte, tempo de viagem, taxa de entrada e outros gastos complementares. O método estabelece uma função relacionando a taxa de visitação às variáveis de custo de viagem, tempo, taxa de entrada, característica socioeconômicas do visitante, e outras variáveis que possam explicar a visita ao patrimônio natural. Os dados são obtidos através de questionários aplicados a uma amostra da população no local de visitação.

As entrevistas devem respeitar os distintos períodos do ano (verão e inverno, diurno e noturno) evitando um possível viés sazonal na amostra. A taxa de visitação pode ser expressa em número de visitas pela população (por exemplo, visitas para cada mil habitantes), ou visitas por indivíduo num determinado horizonte de tempo (visitas para cada indivíduo durante um ano, por exemplo). Como a distância de uma região ao patrimônio natural é um fator preponderante para determinação da taxa de visitação dos moradores, é possível então melhorar a precisão das estimativas classificando os indivíduos segundo sua zona de origem (bairro, cidade, país). Desse modo, se reduz um possível viés de localidade ao mesmo tempo em que se facilita a obtenção de variáveis comuns a cada região.

A função V , relacionando a taxa de visitação de um patrimônio p ao custo de viagem de uma zona z , poderá ser expressa por:

$$V_{zp} = V(CV_{zp}, TE_p, SE_z)$$

Onde,

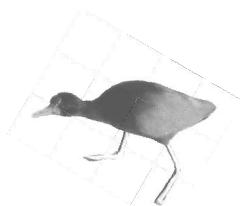
V_{zp} = taxa de visitação da zona z ao patrimônio natural p

CV_{zp} = custo de viagem da zona z ao patrimônio p

TE_p = tarifa de entrada ao patrimônio p

SE_z = características sócio- econômicas da zona z .

A função de custo de viagem apenas capta valores de uso direto e indireto dos recursos ambientais, pois somente aqueles que visitam o patrimônio natural fazem parte do universo amostral. A função assume complementaridade fraca entre a visita ao patrimônio e a disposição a pagar pelo recurso ambiental, ou seja, a disposição a pagar do indivíduo será nula caso ele não visite o local ou, ainda, a utilidade marginal do recurso ambiental será nula caso o número esperado de visitas seja também nulo.



A estimativa do custo de viagem não pode desconsiderar o tipo de transporte utilizado pelo visitante. Ônibus, automóvel ou bicicleta, como exemplos, apresentam diferenças significativas no custo de viagem que irão influenciar a estimativa dos benefícios totais do patrimônio natural. Outro detalhe importante é a definição dos custos a serem contabilizados: gastos diretos com combustível e pedágio, e indiretos como alimentação, desgaste e depreciação do veículo. A diferença no valor total tende a ser significativa dependendo do tipo de gasto considerado.

O tempo de viagem deve representar o custo de oportunidade do lazer da pessoa, uma estimativa do valor de cada hora de viagem do indivíduo, evitando uma possível colinearidade entre tempo e custo de viagem, já que estas variáveis tendem a ser altamente correlacionadas. Enquanto alguns visitantes optam livremente entre hora de trabalho ou lazer, pois possuem uma jornada flexível de trabalho, uma grande maioria restringe suas atividades de lazer às horas vagas ou às férias anuais, pois possuem uma jornada fixa de trabalho. Se a pessoa está abrindo mão de uma hora de trabalho para visitar o patrimônio natural, a taxa salarial seria uma boa estimativa do custo de oportunidade. O tempo de viagem seria então uma ponderação do valor da hora de trabalho da pessoa. Entretanto, caso a visita esteja sendo feita durante as horas disponíveis de lazer, o valor do tempo de viagem deve considerar apenas o custo de oportunidade de outras atividades recreacionais disponíveis para a pessoa.

Outro cuidado a ser tomado é com a diferenciação entre os visitantes em férias, que tendem a permanecer mais de um dia no local, e os visitantes diários, que estão apenas de passagem. Se o turista permanecerá mais de um dia na região, seus gastos não estarão apenas relacionados ao custo de transporte, mas principalmente hospedagem e alimentação durante os dias de passeio. É muito difícil determinar quanto da estadia e seus gastos referem-se a um local em particular. Uma das soluções adotadas neste caso é a exclusão deste tipo de turista da amostra. O método não pode assumir independência entre as diversas atividades recreacionais de uma região. Se estivermos estudando a utilidade gerada pela visita de um parque público, devemos considerar a existência de outros patrimônios substitutos nas proximidades. Todos substitutos visitados deverão ser considerados no modelo estatístico, e isto requer a construção de um modelo múltiplo de estimação, onde a utilidade de cada recurso possa ser expressa por uma variável que represente seu peso em relação às demais. A experiência tem revelado que desde que se observem os procedimentos acima mencionados o método proporciona uma boa medida da disposição a pagar dos agentes econômicos para fruir dos benefícios percebidos de um dado patrimônio natural.

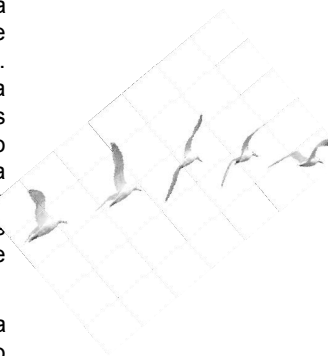
Os dois métodos sofrem da limitação inevitável da percepção individual dos benefícios de um dado recurso natural em toda sua complexidade. Mas em relação aos atributos ambientais percebidos pelos agentes a disposição a pagar revelada não apresenta vieses.

5. AVALIAÇÃO DA DAP ATRAVÉS DE MERCADOS HIPOTÉTICOS: MÉTODO DE AVALIAÇÃO CONTINGENTE (MAC)

O método de avaliação contingente (MAC) compõe o segundo tipo de métodos diretos de valoração da disposição a pagar (DAP). O MAC faz uso de consultas estatísticas à população para captar diretamente os valores individuais de uso e também de não-uso atribuídos a um recurso natural. Diferentemente dos anteriores, simula um mercado **hipotético**, informando devidamente o entrevistado sobre os atributos do recurso a ser avaliado e interrogando o mesmo sobre sua disposição a pagar (DAP) para prevenir uma alteração em sua provisão. A estimativa dos benefícios totais gerados pelo recurso ambiental será dada pela agregação das preferências individuais da população.

Considerando de que se trata da simulação de um mercado hipotético para um dado bem ou serviço ecossistêmico a literatura sobre o método apresenta uma série de recomendações para dar maior credibilidade à pesquisa. Entre estes procedimentos cabe ressaltar aqui a especificação dos cenários, isto é, as informações sobre os atributos do bem ou serviço ecossistêmico que se quer avaliar que serão apresentados aos agentes econômicos que individualmente responderão às perguntas.

O cenário deve, por um lado, conter uma detalhada descrição do bem ou serviço a ser avaliado;



entretanto, por outro lado, cenários muito complexos são de difícil compreensão, e devem ser evitados, o que limita a compreensão de tudo o que realmente possa estar envolvido. Esta é uma limitação do método comum com os dois anteriores, ou seja, em todos os três a compreensão individual do que está em jogo é limitada.

Além desta limitação comum com os demais métodos diretos de avaliação da DAP, o MAC sofre ainda uma limitação específica decorrente da dificuldade de captar as reais preferências dos indivíduos em mercados hipotéticos. Várias são as fontes identificadas de vieses nas respostas dos respondentes que podem interferir no processo de valoração do MAC, sendo as mais importantes as seguintes:



Comportamento estratégico: o indivíduo não revela sua verdadeira DAP, subestimando o recurso com medo que venha a ser realmente cobrado, ou superestimando o bem, ao captar o espírito hipotético da pesquisa e tentando elevar a média dos pagamentos para viabilizar o projeto;

Viés de aceitabilidade: a pessoa aceita uma DAP ofertada embora não esteja realmente disposta a pagar o valor sugerido. Não se trata de uma atitude estratégica, a pessoa apenas não se interessa em responder seriamente, muitas vezes ciente de que se trata de uma situação hipotética, ou queira apenas justificar um comportamento politicamente correto;

Viés de rejeição: respostas negativas quando na verdade estariam dispostas a colaborar com o projeto. Ocorre muitas vezes devido ao desinteresse, irritação ou ansiedade para que a entrevista logo se encerre;

Viés de informação: a qualidade das informações passadas ao entrevistado pode distorcer a DAP. Contribuem para este viés não só a qualidade dos cenários como também o efeito do entrevistador;

Viés *warm-glow*: os valores altos e baixos correspondem mais a uma aprovação ou rejeição do projeto que a DAP pelo recurso;

Viés parte-todo: a soma das contribuições parciais acaba excedendo o todo. O entrevistado valoriza uma maior ou menor entidade que aquela que o pesquisador está avaliando. Deriva principalmente da dificuldade de se identificar separadamente os complexos atributos ambientais e suas relações no ecossistema;

Efeito ponto de partida: o valor inicial de um formato referendo ou de um jogo de leilão pode influenciar a valorização final, causando superestimação caso seja apresentado um valor muito alto, ou subestimação caso o valor apresentado seja muito baixo;

Viés de encrustamento: contribuições maiores deveriam ser esperadas para programas mais amplos de preservação, embora pesquisas constatem que a DAP não costuma ser sensível à escala utilizada. Possíveis explicações: 1) as pessoas avaliam o bem ambiental sem considerar adequadamente a descrição de suas características; 2) desinteresse ou falhas na especificação do cenário; 3) as respostas correspondem a uma satisfação moral pelo bem, e não um valor em si;

Viés de localização: a distância do recurso ambiental tende a afetar a DAP da pessoa e, conseqüentemente, a limitação da população contribuinte interferirá no resulta final da valoração. Embora sejam esperadas disposições a pagar maiores nas proximidades do recurso avaliado, em alguns casos a maior parte dos benefícios pode corresponder a valores de uso ou existência fora da região de estudo.

Os defensores do MAC argumentam que é possível evitar estes vieses através de do planejamento e execução cuidadosos da pesquisa e, desse modo, obter aproximações confiáveis da disposição a pagar da população pela conservação de um dado recurso natural. Nesse sentido, pode ser um instrumento valioso para a definição de políticas ambientais, independentemente de o valor apurado ser mais ou menos próximo do que realmente está em jogo em relação a um dado ecossistema. É útil porque para o tomador de decisão é sempre importante saber o montante de dinheiro que poderá contar como colaboração por parte da população, contingente que este seja à compreensão de cada indivíduo do que está em jogo.

Em resumo, este conjunto de métodos pode ser utilizado dentro da perspectiva da

economia ecológica à condição que se tenha claro as respectivas limitações de cada um deles que compõem este conjunto. O melhor conhecimento dos ecossistemas e de suas propriedades permite, em primeiro lugar, usar melhor este conjunto de métodos na valoração de serviços ecossistêmicos identificando aqueles que de outro modo passariam despercebidos; em segundo lugar, deixa claro quais os valores ecológicos e sociais que não têm como serem valorados com estes métodos por não representarem valores de uso, nem tampouco representarem valores de não-uso passíveis de avaliação individual.

6. VALORAÇÃO ECONÔMICO-ECOLÓGICA⁵

Para a abordagem econômico- ecológica o conhecimento aprofundado da dinâmica ecológica decorrente da complexidade dos ecossistemas é uma condição necessária para que a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos possa efetivamente subsidiar a adoção de políticas de gestão sustentável dos recursos naturais. Os ecossistemas resultam das complexas, dinâmicas e contínuas interações entre seres vivos e não-vivos em seus ambientes físicos e biológicos. Trata-se de sistemas adaptativos complexos, nos quais propriedades sistêmicas macroscópicas como estrutura, relação produtividade-diversidade e padrões de fluxos de nutrientes emergem de interações entre os componentes, sendo comum a existência de efeitos de retroalimentação («*feedback*») positivos e negativos (Levin, 1998), responsáveis por um equilíbrio dinâmico evolutivo. Eles incluem não apenas as interações entre os organismos, mas entre a totalidade complexa dos fatores físicos que formam o que é conhecido como ambiente (Tansley, 1935).

O conjunto de indivíduos e comunidades de plantas e animais (recursos bióticos), sua idade e distribuição espacial, juntamente com os recursos minerais, terra e energia solar (recursos abióticos), compõem a **estrutura ecossistêmica**, a qual fornece as fundações sobre as quais os processos ecológicos ocorrem (Turner & Daily, 2008; Daly & Farley, 2004). A maioria dos ecossistemas apresenta milhares de elementos estruturais, cada um exibindo variados graus de complexidade. Estes elementos, por sua vez, exibem comportamentos evolucionários e não mecanicistas (Costanza *et al.*, 1993). Devido a isso, os ecossistemas são caracterizados por comportamentos não lineares, o que faz com que não seja possível fazer previsões de intervenções baseadas apenas em conhecimentos sobre cada componente individualmente.

Como sistemas complexos, os ecossistemas apresentam várias características (ou propriedades), como variabilidade, resiliência, sensibilidade, persistência e confiabilidade. Dentre elas, as propriedades de variabilidade e resiliência apresentam importância crucial para uma análise integrada das interconexões entre ecossistemas, sistema econômico e bem-estar humano.

A **variabilidade** dos ecossistemas consiste nas mudanças dos estoques e fluxos ao longo do tempo, devido, principalmente, a fatores estocásticos, intrínsecos e extrínsecos, enquanto que a **resiliência** pode ser considerada como a habilidade de os ecossistemas retornarem ao seu estado natural após um evento de perturbação natural, sendo que quanto menor o período de recuperação, maior é a resiliência de determinado ecossistema. Pode também ser definida como a medida da magnitude dos distúrbios que podem ser absorvidos por um ecossistema sem que o mesmo mude seu patamar de equilíbrio estável. As atividades econômicas apenas são sustentáveis quando os ecossistemas que as alicerçam são resilientes (Arrow *et al.*, 1995).

O ponto de mudança de patamar (ou de ruptura) é definido como o **limiar** de resiliência do ecossistema. Os limiares, ou pontos de ruptura (*breakpoints*), são aqueles pontos-limite além dos quais há um dramático e repentino desvio em relação ao comportamento médio dos ecossistemas (MA, 2003). O grande problema está em que estes limiares não são conhecidos na maioria dos casos, em especial quando se trata de macro-ecossistemas regulatórios como aquele responsável pela estabilidade climática. Nos casos em que o risco de perdas irreversíveis decorrentes de sua ruptura é muito elevado a única solução é a adoção de políticas baseada no Princípio da Precaução.

O entendimento da dinâmica dos ecossistemas requer um esforço de mapeamento das

⁵ Baseado em Andrade, D.C. e Romeiro, A.R. (2009a e 2009b)

chamadas **funções ecossistêmicas**, as quais podem ser definidas como as constantes interações existentes entre os elementos estruturais de um ecossistema, incluindo transferência de energia, ciclagem de nutrientes, regulação de gás, regulação climática e do ciclo da água. Estas funções se traduzem em **serviços ecossistêmicos**, na medida em que beneficiam as sociedades humanas. Dentre eles pode-se citar a provisão de alimentos, a regulação climática, a formação do solo, etc. (Daily, 1997; Costanza *et al.*, 1997; De Groot *et al.*, 2002). São, em última instância, fluxos de materiais, energia e informações derivados dos ecossistemas naturais e cultivados que, combinados com os demais tipos de capital (humano, manufaturado e social) produzem o bem-estar humano.

Os processos (funções) e serviços ecossistêmicos nem sempre apresentam uma relação biunívoca, sendo que um único serviço ecossistêmico pode ser o produto de duas ou mais funções, ou uma única função pode gerar mais que um serviço ecossistêmico. A natureza interdependente das funções ecossistêmicas faz com que a análise de seus serviços requeira a compreensão das interconexões existentes entre os seus componentes. Além disso, o fato de que as funções e serviços ecossistêmicos ocorrerem em várias escalas espaciais e temporais torna suas análises uma tarefa ainda mais complexa.

Os serviços ecossistêmicos podem ser classificados de maneira semelhante às funções ecossistêmicas das quais resultam. Por exemplo, os **serviços de provisão**, incluem os produtos obtidos dos ecossistemas, tais como alimentos e fibras, madeira para combustível, recursos genéticos, produtos farmacêuticos, etc. Sua sustentabilidade não deve ser medida apenas em termos de fluxos, isto é, quantidade de produtos obtidos em determinado período. Deve-se proceder a uma análise que considere a qualidade e o estado do estoque do capital natural que serve como base para sua geração, atentando para restrições quanto à sustentabilidade ecológica. Outro exemplo são os **serviços de regulação**, como manutenção da qualidade do ar, regulação climática, controle de erosão, dispersão e assimilação de poluentes, reprodução vegetal (polinização), etc. Diferentemente dos serviços de provisão, sua avaliação não se dá pelo seu «nível» de produção, mas sim pela análise da capacidade dos ecossistemas regularem determinados serviços.

Tendo em vista a importância dos fluxos de serviços gerados pelos ecossistemas para o bem-estar humano e para o suporte da vida no planeta, é inegável a necessidade de valorá-los economicamente de modo a fornecer subsídios para políticas ambientais⁶. No entanto, é preciso ter clareza de que estes valores somente podem refletir parte do que está em jogo. Este reconhecimento por parte da abordagem econômico- ecológica é um de seus elementos diferenciadores centrais em relação à abordagem convencional (neoclássica).

O valor de um dado estoque de capital é estimado calculando-se o valor presente dos fluxos de renda futura por ele gerados. Considerando que os ecossistemas são estoques de capital natural, contabilmente seu valor também poderia ser definido pelo valor presente dos fluxos de renda (natural) futura que pode proporcionar (serviços ecossistêmicos). No entanto, como foi visto, ecologicamente nem todas as funções ecossistêmicas se expressam claramente em serviços ecossistêmicos. Além disso, devido ao conhecimento científico insuficiente pode não ser possível saber as conseqüências no tempo da degradação de uma dada função ecossistêmica. Para uma visão estritamente ecológica, este fato tornaria inviável a valoração econômica dos ecossistemas. Na visão econômico- ecológica esta não seria, entretanto, uma posição realista na medida em que tornaria inviável na prática a gestão da natureza em benefício da humanidade. É preciso adotar uma abordagem dinâmico-integrada das contribuições das ciências sociais (economia, principalmente) e das ciências naturais (ecologia e biologia, principalmente), de modo a se ter clareza sobre a relevância ecológica do que está sendo valorado economicamente, levando-se na devida conta os vários efeitos de *feedback* existentes entre ecossistemas e sistemas econômicos (Harris, 2002; Robinson, 1991). Para tanto a modelagem econômico-ecológica se faz necessária.

De acordo com Wätzold *et al.* (2006), um modelo pode ser descrito como uma representação proposital de um sistema, o qual consiste em elementos estruturais e suas relações internas, além de inter-relações destes com os ambientes subjacentes. As especificações dos elementos estruturais e dos relacionamentos internos e externos determinam em que medida um modelo pode ser considerado integrado e interdisciplinar. No caso da modelagem econômico-ecológica, três requisitos são necessários: 1) profundo conhecimento

das disciplinas envolvidas (no caso, economia e ecologia); 2) identificação e estruturação adequada do problema a ser investigado, e; 3) entendimento mútuo entre os pesquisadores (economistas e ecólogos) sobre as escalas e os propósitos da ferramenta da modelagem.

O conhecimento limitado de disciplinas individuais em abordagens integradas tem levado a simplificações, reducionismos e dificuldades em lidar com a complexidade dos sistemas ecológicos e econômicos. As diferentes disciplinas possuem distintas idiossincrasias e o desafio está na construção de uma linguagem comum capaz de abarcar as visões isoladas envolvidas. No caso da valoração dos serviços ecossistêmicos, o conhecimento dos processos ecológicos torna-se uma condição essencial para o entendimento da dinâmica desencadeada por intervenções antrópicas nos ecossistemas. A partir dessas mudanças, é possível utilizar esquemas valorativos que superem as limitações impostas pelas abordagens estritamente econômicas ou ecológicas.

Além de considerar a dinâmica ecológica, uma verdadeira valoração dinâmico- integrada deve incluir também as visões que diferentes grupos de indivíduos têm sobre as diversas categorias de serviços ecossistêmicos e suas dimensões culturais e éticas. Não basta apenas ampliar o cenário de valoração, incorporando aspectos de dimensões ecológicas e biofísicas. É preciso reconhecer que os seres humanos possuem uma racionalidade limitada e que é necessário ponderar quesitos de ordem social.

Segundo Costanza & Ruth (1998), a modelagem econômico-ecológica pode variar entre simples modelos conceituais, que fornecem um entendimento geral do comportamento de um dado sistema, a aplicações realistas, cujo objetivo é avaliar diferentes propostas de política. Os três atributos de um modelo que permitem avaliar a eficiência da ferramenta da modelagem econômico- ecológica são o realismo (simulação de um sistema de uma maneira qualitativamente realística), a precisão (simulação de um sistema de uma maneira quantitativamente precisa) e a generalidade (representação um amplo intervalo de comportamentos sistêmicos com o mesmo modelo). Nenhum modelo poderá maximizar simultaneamente estes três atributos e a escolha de qual deles é mais importante dependerá dos propósitos fundamentais para o qual o modelo está sendo construído.

Para Bockstael *et al.* (1995), o objetivo imediato da modelagem econômico-ecológica é a representação das interações entre os ecossistemas e a atividade humana, ilustrando de que maneira as intervenções antrópicas modificam os ecossistemas e como diferentes configurações ecossistêmicas contribuem para o bem-estar humano. As diferenças mais pronunciadas entre economistas e ecólogos podem ser reconciliadas a partir do momento em que se tenha uma compreensão mais ampla dessas relações mútuas e dos desdobramentos espaciais e temporais da ação humana sobre os ecossistemas.

Ainda de acordo com Bockstael *et al.* (1995), as disciplinas de economia e ecologia possuem algumas características comuns, o que teoricamente poderia contribuir para a integração de suas contribuições para o tratamento da questão dos ecossistemas e seus serviços. Ambas buscam analisar e prever atributos e trajetórias de sistemas complexos, cujas dinâmicas são governadas pela alocação de recursos escassos e onde o comportamento de agentes individuais e fluxos de energia e matéria são essenciais.

Apesar das similaridades, existem significativas diferenças entre as duas disciplinas, mormente ligadas a diferenças no uso de unidades de medida, diferenças no foco em diferentes populações de interesse, distinções no tratamento de riscos e incertezas e paradigmas de análises. Ecólogos usualmente criticam os economistas pela sua excessiva concentração na dimensão antropocêntrica dos valores ecossistêmicos e a conseqüente desconsideração de importantes processos ecológicos, ao mesmo tempo em que economistas criticam ecólogos e demais cientistas naturais pela sua resistência em calcular as contribuições relativas de várias características dos ecossistemas para o bem- estar humano e a não consideração de qualquer tipo de preferência humana no processo de valoração. Neste sentido, a modelagem econômico-ecológica oferece os meios para a integração das perspectivas econômica e ecológica. O notável desenvolvimento de ferramentas computacionais que são capazes de simular as interações entre vários sistemas vem contribuindo decisivamente para tornar viável operacionalmente esta ferramenta analítica⁷.



6. Ver Romeiro, A.R. (2004) para uma avaliação crítica da importância da valoração econômica de impactos ambientais.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O esforço analítico realizado visou avaliar criticamente a abordagem dominante em valoração de recursos naturais e mostrar as alternativas metodológicas de uma abordagem econômico-ecológica. O conjunto de métodos de valoração desenvolvidos e a forma como vem sendo aplicados pela economia ambiental neoclássica resultam em avaliações reducionistas do valor dos recursos naturais.

Em primeiro lugar em função da pouca importância dada à compreensão aprofundada da complexidade ecossistêmica dos recursos naturais em processo de avaliação e suas relações com diferentes grupos de atores sociais através do diálogo interdisciplinar. Em segundo lugar em função da desconsideração dos riscos de perdas irreversíveis potencialmente catastróficas e, desse modo, ignorar o problema da sustentabilidade ecológica. Para a abordagem econômico-ecológica trata-se de um processo de valoração de ecossistemas complexos que envolve múltiplas dimensões de valor - ecológica, social e econômica.

A existência de múltiplas dimensões de valor dos recursos naturais implica a necessidade de se utilizar análises multi- critérios no processo de valoração. No entanto, estas múltiplas dimensões do valor dos recursos naturais associadas à complexidade ecossistêmica resultam em um número elevado de variáveis e parâmetros ecológicos, econômicos e sociais que não tem como ser manejado sem uma ferramenta que as integre em um modelo. De acordo com Costanza (2001), a integração das várias abordagens significa a emergência de um novo paradigma transdisciplinar de valoração, no qual se leva em consideração os objetivos de sustentabilidade ecológica, justiça distributiva e eficiência econômica, condizente com os princípios e com a visão pré-analítica da economia ecológica. Neste novo paradigma as contribuições das ciências sociais (economia, principalmente) e das ciências naturais (ecologia e biologia, principalmente) são combinadas na tentativa de construção de modelos econômico- ecológicos. O objetivo, em última instância, é proporcionar uma visão holística de tratamento dos ecossistemas e seus serviços, bem como considerar os vários efeitos de *feedback* existentes entre ecossistemas e sistemas econômicos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andrade, D.C. e Romeiro, A.R., 2009a. Serviços Ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem- estar humano. Texto p/ Discussão 155, Instituto de Economia da UNICAMP.
- Andrade, D.C. e Romeiro, A.R., 2009b. Capital Natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma 'Economia dos Ecossistemas'?. Texto p/ Discussão 159, Instituto de Economia da UNICAMP.
- Bockstael, N., Costanza, R., Strand, I., Boynton, W., Bell, K. and Wainger, L., 1995. Ecological economic modeling and valuation of ecosystems. *Ecological Economics*, pp.143-159.
- Boumans, R. and Costanza, R., 2007. The multiscale integrated Earth Systems model (MIMES): the dynamics, modeling and valuation of ecosystem services. In: Van Bers, C., Petry, D., Pahl-Wostl, C. (editores), *Global Assessments: Bridging Scales and Linking to Policy*. GWSP Issues in Global Water System Research, n° 2. GWSP IPO, Bonn. 2: pp. 102- 106.
- Boumans, R., Costanza, R., Farley, J., Wilson, M.A., Portela, R., Rotmans, J., Villa, F. and Grasso, M., 2002. Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecological Economics* 41, pp. 529- 560.
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R.S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. and Van Den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, pp.253-260.
- Costanza, R. and Ruth, M., 1998. Using dynamic modeling to scope environmental problems and build consensus. *Environmental Management* 22 (2), pp.183-195.
- Costanza, R., Wainger, L., Folke, C. and Mäler, K.-G., 1993. Modeling complex ecological economic

7. Um exemplo de aplicação de modelos econômico- ecológicos para a valoração de serviços ecossistêmicos pode ser extraído de Boumans et al. (2002). Os autores utilizaram o Global Unified Metalmodel of the Biosphere (GUMBO) para estimar o valor global dos serviços ecossistêmicos, cujo total mostrou ser 4,5 vezes maior que o Produto Bruto Global para o ano de 2000. O Gumbo deu origem ao MIMES (Multiscale Integrated Models of Ecosystem Services) (Boumans, R., Costanza, R., 2007).

- systems: toward an evolutionary dynamic understanding of people and nature. *BioScience* 43, pp. 545-555.
- Daily, G., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystem*. Island Press, Washington, DC.
- Daly, H.E. and Farley, J., 2004. *Ecological Economics: principles and applications*. Island Press, Washington, DC.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A. and Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, pp. 393-408.
- Harris, G., 2002. Integrated assessment and modeling: an essential way of doing science. *Environmental and Modelling & Software* 17, pp. 201- 207.
- Millennium Ecosystem Assessment, M.A., 2003. *Ecosystem and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington, DC.
- Naeem, S., Chapin III, F.S., Costanza, R., Ehrlich, P.R., Golley, F.B., Hooper, D.U., Lawton, J.H., O'Neill, R.V., Mooney, H.A., Sala, O.E., Symstad, A.J. and Tilman, D., 1993. Biodiversity and ecosystem functioning: Maintaining natural life support processes. *Issues in Ecology* No. 4. Washington, D.C.: Ecological Society of America.
- Robinson, J.B., 1991. Modeling the interactions between human and natural systems. *International Social Science Journal* 130, pp. 629- 647.
- Romeiro, A.R., 2004. *Avaliação e Contabilização de Impactos Ambientais*. Org. Editora da UNICAMP e Imprensa oficial do Estado de São Paulo.
- Tansley, A.G., 1994. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* 3, pp. 284- 307.
- Turner, R.K. and Daily, G.C., 2008. The ecosystem services framework and natural capital conservation. *Environmental and Resources Economics* 39, pp. 25- 35.
- Wätzold, F., Drechsler, M., Armstrong, C.W., Baumgärtner, S., Grimm, V., Huth, A., Perrings, C., Possingham, H.P., Shogren, J.F., Skonhofs, A., Verboom- Vasiljev, J. and Wissel, C., 2006. Ecological- economic modeling for biodiversity management: Potential, pitfalls and prospects. *Conservation Biology* 20 (4), pp. 1034- 1041.

