



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
SISTEMA DE BIBLIOTECAS DA UNICAMP
REPOSITÓRIO DA PRODUÇÃO CIENTÍFICA E INTELLECTUAL DA UNICAMP**

Versão do arquivo anexado / Version of attached file:

Versão do Editor / Published Version

Mais informações no site da editora / Further information on publisher's website:

<https://www.eco.unicamp.br/leituras-economia-politica/vol-14-N-2-f-21-p-1-256-dez-2012-jul-2013/economia-ecologica-e-valoracao-da-natureza>

DOI: 0

Direitos autorais / Publisher's copyright statement:

©2013 by UNICAMP/IE. All rights reserved.

DIRETORIA DE TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO

Cidade Universitária Zeferino Vaz Barão Geraldo

CEP 13083-970 – Campinas SP

Fone: (19) 3521-6493

<http://www.repositorio.unicamp.br>

Economia ecológica e valoração da natureza

Ademar Ribeiro Romeiro ¹

Introdução

A valoração econômica de bens e serviços ecossistêmicos teoricamente tem uma importância crucial para a economia ambiental (neoclássica) como condição necessária e suficiente para resolver problemas ambientais vistos como problemas de externalidade negativa. Com efeito, uma vez que os bens e serviços ecossistêmicos públicos passem a ter os respectivos valores corretamente precificados, de modo a refletir a escassez relativa dos mesmos, estariam dadas, então, as condições necessárias para sua alocação eficiente pelas forças de mercado. Desse modo, na medida em que estes bens e serviços se tornam escassos (esgotamento e/ou degradação) seus preços se elevam criando os estímulos necessários para a introdução de alternativas (recursos substitutos e/ou redução da poluição). Assume-se que este processo de ajuste é isento de riscos de perdas irreversíveis potencialmente catastróficas².

Para a economia ecológica, diferentemente, mesmo que fosse possível esta correta precificação, e não é, ainda assim ela não seria condição necessária e suficiente para resolver os desafios ambientais na medida em que os ecossistemas possuem outras dimensões de valor além da econômica, cujas métricas de mensuração não são monetárias: as dimensões sociocultural e, principalmente, ecológica. Assume-se, no caso desta última, que existe um risco de perdas irreversíveis potencialmente catastróficas que deve ser levado em conta.

Para os ecologistas esta última dimensão era até certo momento a única considerada em sua luta pela preservação do meio ambiente. No entanto, a publicação do trabalho de Costanza, R. et al. (1997) na prestigiosa revista *Nature* teve um grande e positivo impacto. Foi recebido nos meios acadêmicos da área de ciências naturais com entusiasmo por muitos, pois, apesar da precariedade

(1) Professor do Instituto de Economia da Unicamp.

(2) Para uma apresentação mais aprofundada deste ponto ver Romeiro (2012).

metodológica admitida por seus autores, mostrava de modo bastante espetacular o valor econômico de serviços gerados por ecossistemas cuja preservação era até então defendida com base em argumentos puramente ecológicos. Nesse sentido, a revelação da dimensão econômica do valor dos ecossistemas como produtores de serviços foi vista como um importante elemento a complementar sua dimensão propriamente ecológica de valor, desse modo contribuindo como justificativa adicional para a implementação de políticas mais efetivas de proteção de recursos naturais.

As métricas de valoração

A métrica de valoração da dimensão ecológica de um dado ecossistema é aquela da sua importância relativa para resiliência ecossistêmica, que indica os limites da sustentabilidade: cada ecossistema em particular deve ser avaliado segundo sua contribuição relativa para a resiliência do ecossistema maior do qual é parte, o que implica ter em conta um horizonte de tempo de muito longo prazo. A métrica de valoração da dimensão sociocultural é aquela da identidade cultural de uma dada comunidade ou sociedade. O valor desta identidade cultural não é redutível à métrica monetária como serviço cultural a ser comprado ou não. Finalmente, a métrica de valoração da dimensão econômica é o valor monetário dos serviços produzidos por um dado ecossistema.

Portanto, o valor da dimensão econômica não pode ser considerado isoladamente dos valores das duas outras dimensões no processo de decisão. Há uma correlação entre o valor ecológico (sustentabilidade) e valor econômico, uma vez que um ecossistema muito importante para a sustentabilidade provavelmente também possui funções ecossistêmicas que geram importantes serviços ecossistêmicos. No entanto, raramente é possível calcular integralmente o valor econômico de um ecossistema devido a duas razões instrumentais: (a) as limitações da ciência diante da complexidade ecossistêmica, que tornam incompletas as avaliações das funções ecossistêmicas que se traduzem em serviços ecossistêmicos mensuráveis monetariamente; (b) as deficiências metodológicas da própria valoração monetária: o valor monetário de um dado serviço ecossistêmico é temporal e espacialmente contingente, bem como pode variar dependendo do método de valoração utilizado.

Nesse sentido, podem existir situações em que, por exemplo, a ciência tem razoável segurança em relação à importância de dado ecossistema para a preservação da biodiversidade (dimensão ecológica) sem, no entanto, permitir uma plena ponderação de sua dimensão econômica por não ter condições de identificar todas suas funções ecossistêmicas passíveis de gerar serviços. Serviços estes que seriam imediatamente perdidos com sua supressão, sendo que o valor monetário somado dos serviços identificados não geraria um valor suficientemente alto que justificasse a preservação face ao seu custo de oportunidade. Portanto, neste caso uma análise unidimensional custo-benefício ampliada levaria à decisão pela não-preservação, pondo em risco a biodiversidade.

O fator escala é importante também na relação entre estas duas dimensões, ecológica e econômica. Por exemplo, por um lado, a recuperação da Mata Atlântica numa escala que abranja todo Estado de São Paulo de acordo com o Código Florestal, dificilmente se justificaria apenas pelo valor monetário dos serviços ecossistêmicos que proporcionaria; neste caso, portanto, sua dimensão ecológica, ou seja, a importância desta recuperação para a resiliência ecossistêmica da Mata Atlântica e sua biodiversidade atestada pela ciência, é a principal justificativa para o cumprimento da lei. Por outro lado, numa escala espacialmente menor pode ocorrer um quadro oposto, em que a importância da dimensão ecológica do ecossistema é menor do que aquela da sua dimensão econômica, cujo valor pode ser suficientemente alto para justificar sua preservação. Este é o caso da bacia de captação Cantareira-Mantiqueira, que abastece a região macrometropolitana de São Paulo, onde a importância relativa da recuperação florestal da área para a resiliência ecossistêmica da Mata Atlântica no Estado tem um peso menor como justificativa para a preservação do que aquele do principal serviço ecossistêmico que esta recuperação proporcionaria: a produção de água. Este último é percebido claramente como possuindo um valor monetário suficientemente alto vis-à-vis ao custo de oportunidade desta recuperação para justificar uma política de PSA (pagamento por serviços ambientais).

Em todo processo de decisão sobre a preservação integral ou parcial de um dado ecossistema se confronta, de um lado, seu valor tal como percebido pelos tomadores de decisão e de, outro, seu custo de oportunidade, isto é, os benefícios perdidos com a decisão pela preservação. As situações de dificuldade mais comuns no processo de tomada de decisão decorrem das incertezas relativas

à importância da dimensão ecológica vis-à-vis ao custo de oportunidade da preservação. Especialmente devido ao fato que via de regra os benefícios da preservação são diferidos no tempo relativamente aos benefícios da não-preservação.

As fontes do valor subjacentes a cada uma destas dimensões de valor são antropocêntricas, incluído aí aquela subjacente à dimensão ecológica, uma vez que esta é valorada principalmente em função de sua importância (utilidade), sendo insubstituível, para a sobrevivência da espécie humana. No entanto, é possível reconhecer, deontologicamente, um valor às espécies que se considere como não úteis: uma obrigação moral, um dever, dos seres humanos em relação à preservação destas; trata-se ainda de uma visão antropocêntrica de valor ecológico, embora não-utilitária, na medida em que é baseada em preferências humanas religiosa e/ou filosoficamente determinadas.

Esta visão pluridimensional do valor do meio ambiente é, portanto, radicalmente distinta da visão de valor subjacente à abordagem unidimensional da economia ambiental baseada nos pressupostos da economia do bem estar, o “mainstream” neoclássico. Nesta última abordagem as dimensões ecológica e sociocultural são redutíveis à dimensão econômica, na medida em que estas são vistas como produtoras de bens e serviços substituíveis que devem ser valoradas, portanto, pela disposição a pagar dos agentes econômicos. Nesse esquema analítico se reconhecem duas fontes de valor, uma utilitária (valor de uso) e outra não-utilitária (valor de existência). Neste segundo caso, não se questiona, entretanto, as causas da motivação a pagar por algo sem utilidade, apenas por existir, considerando-se somente a disposição dos agentes econômicos em abrir mão de outros bens substitutos em benefício deste. Nesse sentido, não se pode dizer, e pouco importaria, que o valor de existência resulte de algum valor intrínseco da natureza ou de alguma motivação deontológica. Portanto, na visão neoclássica o valor da natureza, de uso ou de existência, resulta das preferências humanas entre bens substitutos valorados com base numa métrica monetária única. Não existe risco de perdas ambientais irreversíveis potencialmente catastróficas, uma vez que os bens e serviços ecossistêmicos são substituíveis entre si ou por capital. Desse modo, as deficiências dos métodos de valoração monetária não comprometem processos de decisão que devem ser baseados inteiramente em análises custo-benefício monetários.

Na abordagem pluridimensional aqui adotada o processo de valoração se desdobra portanto em duas ou três fases, dependendo da presença ou não da dimensão sociocultural. A primeira, de valoração da dimensão ecológica, é uma fase em que o ecossistema em jogo é avaliado com base no estado da arte dos conhecimentos científicos e tecnológicos disponíveis – uma avaliação ecossistêmica. Dependendo do grau de complexidade e incerteza os procedimentos metodológicos serão distintos. No caso da dimensão sociocultural o ponto de partida é o reconhecimento de sua existência pela sociedade. A partir de então a avaliação de sua importância relativa deve ser feita com base em métodos participativos. Finalmente, em terceiro vem a fase da valoração econômica a ser realizada com base num conjunto de métodos de valoração monetária baseados direta ou indiretamente na disposição a pagar dos indivíduos. No entanto, esta será tanto mais completa quando for o quadro dos serviços ecossistêmicos identificados na primeira fase através da avaliação ecossistêmica³.

Avaliação ecossistêmica e as dimensões ecológica e econômica

Complexidade ecossistêmica

Como foi dito acima, a avaliação ecossistêmica é essencial para a mensuração tanto da dimensão ecológica como da econômica. No caso da primeira se trata de avaliar a importância ecológica do que está em jogo para a sustentabilidade de longo prazo. No caso da segunda o conhecimento aprofundado da dinâmica ecológica decorrente da complexidade dos ecossistemas é uma condição necessária para a identificação dos serviços ecossistêmicos presentes, sem o que haveria uma forte subestimação do valor total que produzem.

É preciso considerar que os ecossistemas resultam de interações dinâmicas e contínuas entre seres vivos e não-vivos em seus ambientes físicos e biológicos; interações não apenas entre organismos, mas entre a totalidade complexa dos fatores físicos que formam cada espaço ecossistêmico (Tansley, 1935). São sistemas adaptativos complexos, nos quais propriedades sistêmicas macroscópicas como estrutura, relação produtividade-diversidade e padrões

(3) Para uma exposição didática destas etapas e métodos de valoração ver Romeiro e Maia (201?). Para uma discussão conceitual e metodológica mais ampla ver Andrade (2013). Ver também Romeiro (2004) para uma apresentação de diversas perspectivas de avaliação e contabilização de impactos ambientais.

de fluxos de nutrientes emergem de interações entre seus componentes, sendo comum a existência de efeitos de retroalimentação (“*feedback*”) positivos e negativos, responsáveis por um equilíbrio dinâmico evolutivo.

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 (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.

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 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. (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.

Serviços ecossistêmicos

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 ambientais. No entanto, como foi visto acima, 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).

Além da subavaliação dos serviços ecossistêmicos decorrente da insuficiência e/ou desconsideração dos conhecimentos ecológicos disponíveis, existe também a possibilidade, frequente, de insuficiência de informações que permitem a mensuração de serviços ecossistêmicos não obstante bem identificados. Um exemplo notável desta situação é aquele da valoração dos solos agrícolas.

A valoração tradicionalmente realizada se baseia no entendimento do solo como um simples depósito de nutrientes⁴. Ou seja, apenas um único serviço ecossistêmico é considerado. Desse modo, o valor do solo perdido por erosão é calculado com base numa estimativa de seu conteúdo em nutrientes, fundamentalmente nitrogênio, fósforo e potássio (NPK). Estes nutrientes perdidos podem ser repostos – valoração pelo método do custo de reposição, substituídos por fertilizantes químicos industrializados. Esta representação reducionista do solo tem o atrativo adicional para os economistas convencionais de confirmar a premissa sobre a possibilidade de substituição perfeita entre capital (fertilizantes químicos) e capital natural (fertilidade natural dos solos), premissa esta fundamental no esquema teórico da economia ambiental neoclássica.

(4) Esta visão predominou nos meios agrônômicos entusiasmados com as perspectivas da química agrícola abertas com a descoberta da Lei do Mínimo por Justus Von Liebig.

Ao se levar em conta um modelo ecológico do solo mais próximo da realidade, consultando os ecólogos, o economista ecológico se vê diante de um quadro de valoração bem mais complexo. O solo é um complexo ecossistema que produz diversos serviços ecossistêmicos, alguns dos quais beneficiam diretamente os agricultores. Além disso, estes serviços são apenas imperfeitamente substituíveis por capital, quando o são. Portanto, a erosão implica não apenas a perda de nutrientes contidos no solo, mas a redução da oferta e mesmo a destruição de outros serviços ecossistêmicos, entre os quais estão: 1) infiltração e capacidade de estocagem de água disponível para as culturas; 2) estruturação física favorável ao bom enraizamento das plantas; 3) capacidade de mobilização de nutrientes; e 4) oferta de metabolitos fitossanitários. Estes serviços resultam das atividades interconectadas de uma miríade de seres que compõem um complexo ecossistema. A principal dificuldade de valoração econômica de muitos destes serviços resulta da falta de levantamento sistemático de informações sobre parâmetros como teor de matéria orgânica do solo, porosidade, taxa de infiltração, entre outras.

O sistema de plantio direto, uma prática largamente difundida no país atualmente, se baseia no segundo destes serviços. As diferenças de custo entre este sistema e o sistema convencional de preparo de solo dá uma medida de seu valor, embora o primeiro implique em melhoras no solo que podem favorecer o rendimento das culturas de modo geral. O primeiro destes serviços pode assumir também um valor muito significativo em regiões agrícolas sujeitas a veranicos⁵. Na sua ausência a solução substituta é a irrigação de apoio. Seu custo, portanto, dá uma medida do valor monetário do serviço capacidade de estocagem de água do solo. É determinar o nível de degradação deste serviço ecossistêmico através de modelagem usando a equação universal de perda de solo associada à modelagem hidrológica sobre taxa de infiltração.

Modelagem econômico-ecológica

Um modelo pode ser descrito como uma representação de um sistema (Wätzold et al., 2006), capaz de dar conta de seus elementos estruturais e suas relações internas, além de inter-relações destes com os ambientes subjacentes.

⁵ Veranico se caracteriza por um curto período de seca durante a estação chuvosa que pode causar uma redução considerável no rendimento das culturas.

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: i) profundo conhecimento das disciplinas envolvidas (no caso, economia e ecologia); ii) identificação e estruturação adequada do problema a ser investigado, e; iii) 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 idiosincrasias 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 e 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.

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 (Bockstael et al., 1995). 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.

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 analítica.

Considerações finais

Do que foi visto acima merece ser destacado o fato de que, metodologicamente, é mais complicado e caro valorar os ecossistemas a partir de uma abordagem econômico-ecológica. Nesse sentido, a abordagem reducionista de valoração ambiental neoclássica oferece uma “vantagem”, ao permitir respostas mais rápidas, a um custo menor, às demandas de valoração do meio ambiente.

No entanto, na medida em que fique mais claro o quanto esta abordagem subestima e distorce o valor dos ecossistemas, procedimentos de valoração como o proposto passam a ser vistos como mais adequados. Por outro lado, os avanços científicos e tecnológicos, a maior disponibilidade de informações, vêm reduzindo o custo deste procedimento. Por último, mesmo quando por falta de conhecimentos científicos e/ou de meios de verificação, **não é possível** avaliar e ponderar todos os valores presentes num dado ecossistema, a exposição clara dos limites da valoração realizada, com a indicação dos serviços ecossistêmicos que embora conhecidos não foi possível avaliá-los, já representa em si mesma uma informação extremamente relevante para a tomada de decisão.

Referências bibliográficas

ANDRADE, D. C. Valoração econômico-ecológica. Bases conceituais e metodológicas. São Paulo: Editora Annablume. Coleção Cidadania e Meio Ambiente. Série EcoEco, 2013.

BOCKSTAEL, N.; COSTANZA, R.; STRAND, I.; BOYNTON, W.; BELL, K.; WAINGER, L. Ecological economic modeling and valuation of ecosystems. *Ecological Economics*, p. 143-159, 1995.

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.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, n. 387, p. 253-260, 1997.

_____; RUTH, M. Using dynamic modeling to scope environmental problems and build consensus. *Environmental Management*, v. 22, n. 2, p. 183-195, 1998.

_____, WAIGNER, L.; FOLKE, C.; MÄLER, K.G. Modeling complex ecological

economic systems: toward an evolutionary dynamic understanding of people and nature. *BioScience*, 43, p. 545-555, 1993.

DALY, H. E.; FARLEY, J. *Ecological economics: principles and applications*. Washington, DC: Island Press, 2004.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, p. 393-408, 2002.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MA). *Ecosystem and human well-being: a framework for assessment*. Washington, DC: Island Press, 2003.

ROMEIRO, A. R. *Avaliação e contabilização de impactos ambientais*. Campinas: Org. Editora da Unicamp / São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2004.

_____; MAIA, A. G. *Avaliação de custos e benefícios ambientais*. Brasília: ENAP (Escola Nacional de Administração Pública), 2011.

_____. *Desenvolvimento sustentável: uma perspectiva econômico-ecológica*. *Estudos Avançados (USP)*, v. 26, p. 65-92, 2012.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 3, p. 284-307, 1935.

WÄTZOLD, F.; DRECHSLER, M.; ARMSTRONG, C. W.; BAUMGÄRTNER, S.; GRIMM, V.; HUTH, A.; PERRINGS, C.; POSSINGHAM, H. P.; SHOGREN, J. F.; SKONHOFT, A.; VERBOOM-VASILJEV, J.; WISSEL, C. Ecological-economic modeling for biodiversity management: potential, pitfalls, and prospects. *Conservation Biology*, v. 20, n. 4, p. 1034-1041, 2006.