

ENAP *Cadernos*

Avaliação de custos e
benefícios ambientais

Ademar Ribeiro Romeiro
Alexandre Gori Maia

ENAP *Caderno*

Avaliação de custos e benefícios ambientais

Ademar Ribeiro Romeiro

Alexandre Gori Maia

ENAP *Caderno*

Avaliação de custos e benefícios ambientais

Ademar Ribeiro Romeiro

Alexandre Gori Maia



Fundação Escola Nacional de Administração Pública

Presidente

Helena Kerr do Amaral

Diretor de Formação Profissional

Paulo Sergio de Carvalho

Diretora de Desenvolvimento Gerencial

Margaret Baroni

Diretora de Comunicação e Pesquisa Substituta

Elisabete Ferrarezi

Diretora de Gestão Interna

Mary Cheng

Coordenador-Geral de Projetos de Capacitação: Paulo Marques; *Coordenador de Cursos:* Carlos Potiara Ramos Castro.

Editora: Elisabete Ferrarezi; *Coordenador-Geral de Editoração:* Livino Silva Neto; *Revisão:* Heloisa Cristaldo e Roberto Carlos Ribeiro Araújo; *Projeto gráfico:* Livino Silva Neto; *Ilustração da capa:* Ana Carla Gualberto Cardoso; *Editoração eletrônica:* Ana Carla Gualberto Cardoso.

Ficha catalográfica: Equipe da Biblioteca ENAP

Romeiro, Ademar Ribeiro.

Avaliação de custos e benefícios ambientais / Ademar Ribeiro Romeiro, Alexandre Gori Maia. – Brasília: ENAP, 2011.

1v. (Cadernos ENAP; 35)

ISSN 0104-7078

1. Meio Ambiente. 2. Política Ambiental. 3. Avaliação Ambiental Integrada.
4. Desenvolvimento Sustentável. I. Maia, Alexandre Gori.
II. Título. III. Série.

CDU 504.05

© ENAP, 2011

ENAP Escola Nacional de Administração Pública

Diretoria de Desenvolvimento Gerencial

SAIS – Área 2-A – 70610-900 — Brasília, DF

Telefone: (61) 2020 3027 – Fax: (61) 2020 3179

Sumário

Apresentação	7
Prefácio	9
Valoração econômica (monetária) do meio ambiente	11
1. Introdução	11
2. Economia ambiental e economia ecológica: duas visões	12
3. Valoração e avaliação ecossistêmica	18
4. Sustentabilidade e complexidade ecossistêmica	21
5. Valoração monetária do meio ambiente	27
5.1 Os métodos correntes de valoração econômica	32
a1. Avaliação contingente	32
<i>Estudo de caso 1: Valores de existência do acidente com o navio Exxon Valdez</i>	<i>34</i>
a2.1. Preços hedônicos	35
<i>Estudo de caso 2: Benefícios da redução da poluição do ar na Índia</i>	<i>36</i>
a2.2. Custo de Viagem	36
<i>Estudo de caso 3: Avaliação econômica do Parque Nacional da Serra Geral</i>	<i>39</i>
b.1. Produtividade marginal (produção sacrificada)	41
<i>Estudo de caso 4: Exploração sustentável na Amazônia peruana</i>	<i>41</i>
b.2. Mercados de bens substitutos	42
b.2.1. Custos evitados	43
<i>Estudo de caso 5: Impactos da poluição do ar em São Paulo</i>	<i>44</i>
b.2.2. Custos de controle	44
<i>Estudo de caso 6: Controle da poluição causada pelos dejetos suínos</i>	<i>45</i>

b.2.3. Custos de reposição	46
<i>Estudo de caso 7: Reposição do estuário de Mersey na Grã-Bretanha</i>	<i>46</i>
b.2.4. Custo de oportunidade	47
<i>Estudo de caso 8: Conservação da biodiversidade no Quênia</i>	<i>48</i>
Referências bibliográficas	49
Notas	51

Apresentação

A preservação e valorização do meio ambiente devem estar presentes em qualquer processo de desenvolvimento que se pretenda sustentável. Essa é uma agenda obrigatória para a comunidade internacional e o Brasil, que detém um dos maiores patrimônios naturais do mundo, e é ator importante nesse debate. O desafio é unir crescimento econômico e desenvolvimento social com o uso sustentável dos recursos naturais. As ações do Governo Federal, no tocante ao meio ambiente, seguirão os princípios do desenvolvimento sustentável, da transversalidade, da participação e do controle social. A promoção do crescimento econômico no Brasil está condicionada ao uso sustentável dos recursos naturais, sem comprometer a capacidade das gerações futuras na utilização desses recursos para satisfação das suas necessidades.

Plano Plurianual 2008 - 2011

Frente ao desafio de garantir a gestão adequada dos investimentos públicos de grande vulto, o governo brasileiro estabeleceu, como uma de suas prioridades, a formação de quadros qualificados para a avaliação socioeconômica de projetos. Para tanto, a Escola Nacional de Administração Pública (ENAP), em parceria com a Secretaria de Planejamento e Investimento Estratégico do Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão (SPI/MP), desenvolveu o *Programa Avaliação Socioeconômica de Projetos*, reunindo cursos e eventos destinados à mobilização de competências que favoreçam, além da eficiência técnica, a compreensão das diversas dimensões – social, econômica e ambiental – que afetam o ciclo de vida dos projetos.

Com o intuito de subsidiar o processo de ensino-aprendizagem e garantir aos participantes recursos para orientá-los em seus estudos durante a realização do programa, a ENAP organizou, para cada módulo, conteúdos para leitura e pesquisa com o apoio de seus professores colaboradores.

O presente ensaio, elaborado pelos professores Ademar Ribeiro Romeiro e Alexandre Gori Maia, foi originalmente escrito para o Módulo Avaliação de Custos e Benefícios Ambientais. Nele, os autores apresentam e analisam a dimensão ambiental do ciclo de vida dos projetos, destacando-se a avaliação de custos e benefícios ambientais segundo a perspectiva econômico-ecológica.

A ENAP oferece a presente publicação com o propósito de registrar e disseminar o conteúdo do material didático utilizado em seus programas de capacitação. Também busca levar ao conhecimento do público interno e externo um tema de indiscutível atualidade e relevância. Acreditamos que a promoção da publicação sobre o tema e o estímulo à sua discussão constituam estratégias para novos aportes, que poderão motivar outros ensaios, subsidiar processos de trabalho no setor público e constituir recursos didáticos para o aperfeiçoamento dos projetos de capacitação da Escola.

Boa leitura!

Prefácio

A valoração econômica (monetária) do meio ambiente vem assumindo papel cada vez mais importante na formulação de políticas ambientais.

Isso se deve em grande medida ao reconhecimento da importância dos incentivos econômicos como instrumento capaz de conferir eficácia às políticas públicas. De modo geral, as políticas ambientais baseadas apenas em instrumentos de comando e controle (legislação, normatização, zoneamento, entre outros) têm limites de eficácia incontornáveis quando não complementadas por políticas baseadas em instrumentos econômicos. Em contrapartida, normalmente, políticas ambientais baseadas exclusivamente em instrumentos econômicos podem ter sua eficácia comprometida sem o concurso complementar de políticas de comando e controle apoiadas em parâmetros de sustentabilidade.

O objetivo principal deste trabalho é apresentar e analisar criticamente os métodos disponíveis de valoração monetária do meio ambiente, baseados direta ou indiretamente nas preferências dos agentes econômicos; em especial aqueles métodos que procuram captar diretamente as preferências (disposição a pagar – DAP) dos “consumidores” de meio ambiente. No entanto, essa apresentação e análise se encontram inseridas em uma perspectiva analítica econômico-ecológica, em que o valor econômico do meio ambiente é visto como apenas uma de suas três dimensões de valor: econômica, ecológica e sociocultural.

Analisa-se, especialmente, a dimensão ecológica do valor do meio ambiente, dimensão essa que se traduz na questão da sustentabilidade, definida no seu sentido estrito de sustentabilidade ecológica. Os incentivos econômicos são eficazes como instrumento de políticas ambientais somente se os parâmetros de sustentabilidade desejados forem definidos *a priori* com base em critérios científicos. A não definição desses parâmetros de sustentabilidade implicaria tomar decisões baseadas apenas em valores econômicos, correndo-se o risco de perdas ecossistêmicas irreversíveis potencialmente catastróficas, na medida em que pode ocorrer que o valor dos serviços ecossistêmicos mensuráveis produzidos por um dado ecossistema (uma floresta, por exemplo) seja inferior ao valor a ser produzido por um uso alternativo do espaço

(produção agropecuária ou produção de energia hidrelétrica), mas seu valor ecológico justificaria a preservação. Portanto, o ganho monetário é uma condição econômica necessária, porém não suficiente para justificar a não preservação do ecossistema.

Nesse sentido, para a definição dos parâmetros, uma avaliação ecossistêmica cuidadosa, com base no estado da arte dos conhecimentos científicos, é considerada etapa imprescindível no processo de valoração. Essa etapa deve ser vista como parte de um protocolo de valoração econômico-ecológica ainda em construção.

O presente trabalho mostra que a avaliação ecossistêmica bem feita é fundamental também para a própria valoração monetária: primeiramente, na medida em que revela a existência de serviços ecossistêmicos potencialmente monetizáveis os quais, sem essa avaliação, simplesmente não seriam levados em conta; em segundo lugar, deixa claro os limites dos métodos de valoração baseados nas preferências individuais, em especial os estabelecidos na revelação direta da disposição a pagar (DAP), que pressupõem capacidade individual de avaliação da importância ecológica do que está em jogo.

Em síntese, os valores monetários que podem ser atribuídos ao meio ambiente fornecem precioso estímulo à sua preservação, mas estes não representam uma condição suficiente para a decisão de preservação ou não. Para tanto, é preciso levar em conta também as dimensões ecológica e (ou) sociocultural do recurso ambiental em avaliação.

Valoração econômica (monetária) do meio ambiente

1. Introdução

Diferentemente das abordagens convencionais sobre o tema, a valoração econômica (monetária) é abordada neste ensaio em uma perspectiva crítica que mostra, primeiramente, a valoração como uma das três dimensões de valor do meio ambiente: econômica, ecológica e social.

Em outro aspecto, procura esclarecer a importância para a própria valoração econômico-monetária de uma avaliação ecossistêmica bem feita. É fundamental a compreensão aprofundada da complexidade ecossistêmica dos recursos naturais em processo de avaliação e suas relações com diferentes grupos de atores sociais por meio do diálogo interdisciplinar. É preciso levar em conta a existência de riscos de perdas irreversíveis potencialmente catastróficas, ou seja, a sustentabilidade “forte”. Portanto, uma metodologia de valoração não reducionista tem de levar em conta o fato de que o que está em jogo nesse processo são ecossistemas complexos com 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 multicriteriais no processo de valoração. No entanto, essas 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 podem ser manejados sem uma ferramenta que os 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. Nesse 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.

Embora uma metodologia completa de valoração econômico-ecológica esteja ainda em construção, os conhecimentos disponíveis permitem estabelecer um protocolo de procedimentos para os processos unidimensionais de valoração econômica (monetária) capaz de torná-lo menos reducionista e mais completo. Tendo em vista essa perspectiva, o presente trabalho foi estruturado em mais quatro seções, além desta introdução. Na seção 2 são brevemente apresentadas e analisadas as duas principais visões teóricas que embasam as metodologias de valoração. Desse modo, espera-se fornecer os elementos teóricos necessários para a avaliação crítica das metodologias de valoração em discussão. A seção 3 discute a importância da avaliação ecossistêmica, não somente como condição para uma valoração tridimensional do meio ambiente, como também para a própria valoração econômica.

Na seção 4, aprofunda-se a discussão sobre sustentabilidade e complexidade ecossistêmica, mostrando como as propriedades dos ecossistemas geram incertezas que de algum modo devem ser levadas em conta. Mostra também que 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 e que podem se traduzir em “serviços ecossistêmicos”, na medida em que beneficiam as sociedades humanas. Finalmente, na 5ª e última seção, a valoração monetária do meio ambiente é discutida e brevemente contraposta a outros métodos de valoração não monetária; na subseção 5.1., por fim, os métodos correntes de valoração monetária são apresentados e discutidos em detalhe.

2. Economia ambiental e economia ecológica: duas visões¹

Na disciplina de economia, a problemática ambiental é tratada no âmbito da economia neoclássica como “economia ambiental”. Os críticos dessa corrente de análise se agrupam na corrente alternativa chamada de “economia ecológica”.

A primeira corrente considera que o meio ambiente (seja como fonte de insumos não renováveis, seja como provedor de serviços ecossistêmicos) não representa, no longo prazo, um limite absoluto à expansão da economia. Inicialmente, ele nem sequer aparecia em seus esquemas analíticos. Por exemplo, na especificação da função de produção, apenas o capital e o trabalho são considerados. A economia funcionava sem recursos naturais. Esse esquema analítico neoclássico, que trás implícita uma visão de infinitude dos recursos naturais, foi objeto de crítica pioneira e sistemática por Nicolas Georgescu-Roegen².

Com o tempo, os recursos naturais passaram a ser incluídos nas representações de função de produção, mas mantendo a sua forma multiplicativa, o que significa a “substitubilidade” perfeita entre capital, trabalho e recursos naturais³, e, portanto, a suposição de que os limites impostos pela disponibilidade de recursos naturais podem ser indefinidamente superados pelo progresso técnico que os “substitui” por capital (ou trabalho). Em outras palavras, o sistema econômico é visto como suficientemente grande para que a disponibilidade de recursos naturais (RN) possa representar uma restrição à sua expansão, mas uma restrição apenas relativa, superável indefinidamente pelo progresso científico e tecnológico. Tudo se passa como se o sistema econômico fosse capaz de se mover suavemente de uma base de recursos para outra na medida em que cada uma é esgotada, sendo o progresso científico e tecnológico a variável chave para garantir que esse processo de substituição não limite o crescimento econômico no longo prazo.

Na literatura, essa concepção ficou conhecida por meio do conceito de “sustentabilidade fraca”. Uma economia é considerada “não sustentável” se a poupança total fica abaixo da depreciação combinada dos ativos produzidos e não produzidos, os últimos usualmente restritos a recursos naturais. A ideia subjacente é a de que o investimento, isto é, a substituição de capital natural (KN) por capital (K), compensa as gerações futuras pelas perdas de ativos causadas pelo consumo e produção correntes. Ela tem sido criticada tanto em termos das hipóteses assumidas (crítica externa) quanto pela sua inconsistência metodológica (crítica interna). Em relação às hipóteses assumidas, assinala-se a impossibilidade de o capital produzido pelo homem substituir os serviços vitais fornecidos por algumas categorias de recursos naturais.

No conceito de “sustentabilidade fraca” da abordagem econômica ambiental neoclássica não se reconhece, portanto, as características únicas de certos recursos naturais que, por não serem produzidos, não podem ser substituídos pela ação humana (capital). Para a economia ecológica, portanto, seria preciso adotar o conceito de “sustentabilidade forte”. A rigor, a definição precisa de sustentabilidade ambiental deixa claro que não tem sentido falar em sustentabilidade fraca ou forte e sim, apenas, em sustentabilidade. O consumo de capital natural pode ser irreversível, e a agregação simples com o capital produzido não tem sentido.

No que concerne à inconsistência metodológica, esta ficaria patente na valoração do capital. Dado que essa abordagem propõe uma agregação combinando o capital produzido e o natural, isso requer um numerário comum, com base no sistema de preços correntes. Entretanto, argumenta-se que o numerário não deveria basear-se no sistema de preços vigente, porque ele não capta inúmeros aspectos ecossistêmicos – que é exatamente o problema original motivador da valoração dos

recursos naturais. Um sistema de preços apropriado deveria considerar como cada bem seria afetado caso todas as funções ecossistêmicas fossem monetizadas, mas elas somente poderiam ser monetizadas se o sistema de preços for conhecido. Esse problema de circularidade tornaria o uso de preços de mercado um procedimento bastante questionável para determinar se uma economia é ou não sustentável.

Para essa corrente, os mecanismos pelos quais se dá a ampliação indefinida dos limites ambientais ao crescimento econômico devem ser principalmente de mercado. No caso dos bens ambientais transacionados no mercado (insumos materiais e energéticos), a escassez crescente de um determinado bem se traduziria facilmente na elevação de seu preço, o que levaria a introdução de inovações que permitem poupá-lo e, no limite, substituí-lo por outro recurso mais abundante.

Em se tratando dos serviços ecossistêmicos, em geral não transacionados no mercado devido a sua natureza de bens públicos (ar, água, ciclos bioquímicos globais de sustentação da vida, capacidade de assimilação de rejeitos etc), esse mecanismo de mercado falha. Tal falha se configura como uma “externalidade negativa”, isto é, a degradação ambiental provocada pelo uso de determinado recurso natural por um dado agente econômico, e provoca efeito negativo no bem-estar de outro agente econômico, o qual não tem direito de ser compensado por isso, dado que não é proprietário do recurso.

As soluções ideais seriam aquelas que de algum modo criassem as condições para o livre funcionamento dos mecanismos de mercado: seja diretamente eliminando o caráter público desses bens e serviços por definição de direitos de propriedade sobre eles; seja indiretamente pela valoração econômica desses bens e da imposição desses valores pelo Estado por meio de taxas (preços). A primeira implicaria a privatização de recursos como a água, o ar e outros. O que, entre outros obstáculos, esbarraria no elevado custo de transação decorrente de processos de barganha, que envolveriam centenas ou mesmo milhares de agentes. A segunda pressupõe ser possível calcular os valores a partir de uma curva marginal de degradação ambiental. Desse modo, criar-se-ia para o agente econômico um *trade off* entre seus custos (marginais) de controle da poluição e os custos (marginais) dos impactos ambientais (externalidades) provocados por suas atividades produtivas, que o agente econômico seria forçado a “internalizar” por meio do pagamento das taxas correspondentes (Gráfico 1): o agente econômico procurará minimizar seu custo total, que resulta da soma do quanto gastará para controlar a poluição (custo de controle) com a quantia a ser gasta com o pagamento de taxas por poluir (custo da degradação). O ponto de equilíbrio é chamado de “poluição ótima”.

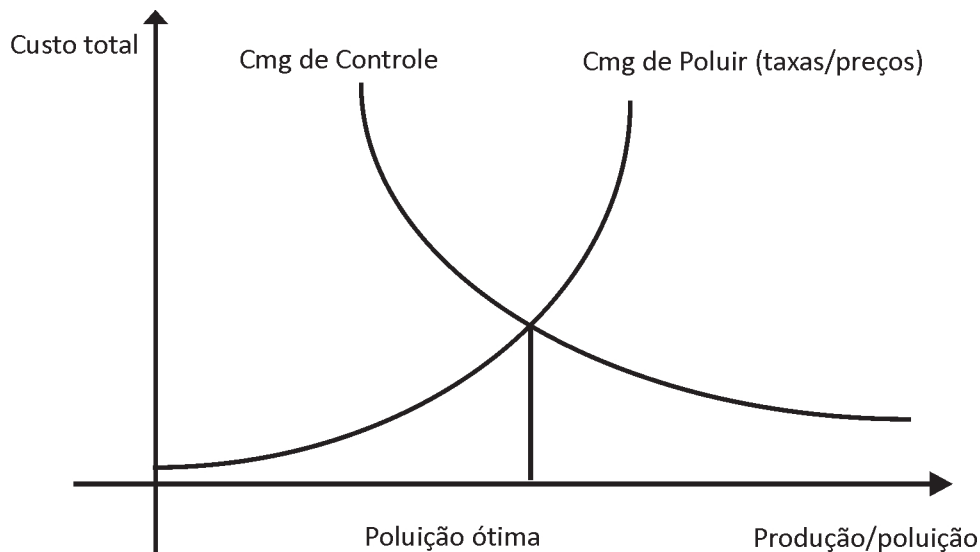


Gráfico 1

Reconhece-se, entretanto, que é uma ficção a concepção de uma curva suave de custos marginais da degradação, que ignora o fato de que os impactos ambientais evoluem de modo imprevisível devido à existência de efeitos sinérgicos, de *thresholds* e de reações defasadas. Apesar dessa limitação, a política ambiental mais eficiente é aquela que cria as condições, por meio da precificação (taxação), para que os agentes econômicos internalizem os custos da degradação provocada. Nesse sentido, é importante notar que, para a economia ambiental, a valoração econômica do meio ambiente (precificação) é, teoricamente, condição necessária e suficiente de política pública capaz de resolver o problema ambiental.

A precificação dos serviços ecossistêmicos permite então que a disposição a pagar por esses serviços possa se expressar à medida que sua escassez aumenta. Empiricamente, teria sido observado que a evolução natural das preferências dos indivíduos, em função do próprio processo de crescimento econômico, seria no sentido de menor tolerância em relação à escassez crescente desses serviços devido à poluição, configurando o que pode ser expresso como uma curva de Kuznets⁴ ambiental (Gráfico 2): à medida que a renda *per capita* se eleva com o crescimento econômico, a degradação ambiental aumenta até certo ponto, a partir do qual a qualidade ambiental começa a melhorar.

A explicação para tal evento estaria no fato de que, nos estágios iniciais do processo de desenvolvimento econômico, a crescente degradação do meio ambiente é aceita como efeito colateral negativo, mas inevitável. Contudo, a partir de certo nível de bem-estar econômico, a população torna-se mais sensível e disposta a pagar pela melhoria da qualidade do meio ambiente, o que teria induzido a introdução de inovações institucionais e organizacionais necessárias para corrigir as

falhas de mercado decorrentes do caráter público da maior parte dos serviços ecossistêmicos.

A segunda corrente de interpretação é representada principalmente pela chamada Economia Ecológica, a qual enxerga o sistema econômico como subsistema de um todo maior que o contém, impondo uma restrição absoluta à sua expansão. Capital e recursos naturais são essencialmente complementares. O progresso científico e tecnológico é visto como fundamental para aumentar a eficiência (ecológica) na utilização dos recursos naturais em geral (renováveis e não renováveis) e, nesse aspecto, essa corrente partilha com a primeira a convicção de que é possível instituir uma estrutura regulatória baseada em incentivos econômicos capaz de aumentar imensamente essa eficiência. Permanece, porém, a discordância fundamental em relação à capacidade de superação indefinida dos limites ambientais globais. No longo prazo, dessa forma, a sustentabilidade do sistema econômico não é possível sem estabilização dos níveis de consumo *per capita* de acordo com a capacidade de carga do planeta.

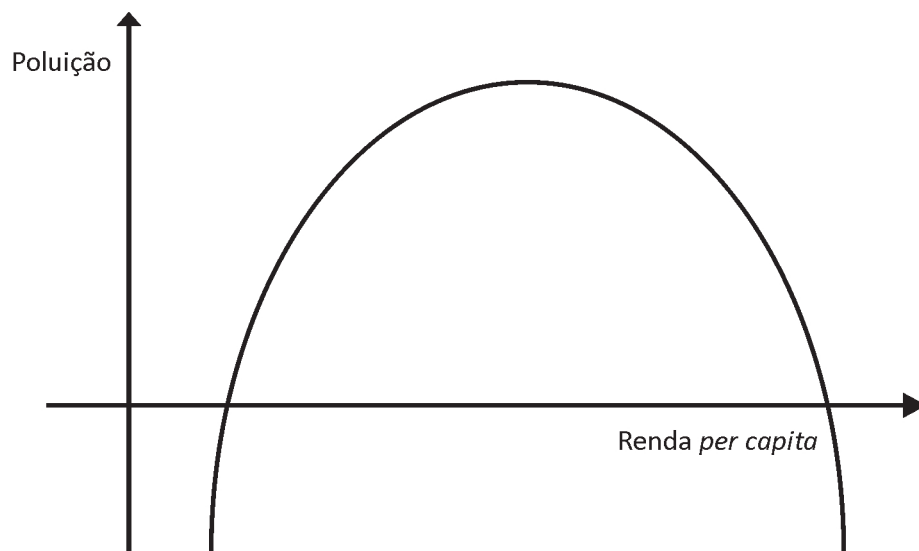


Gráfico 2 - Curva de Kuznets Ambiental

A questão central para essa corrente de análise é, nesse sentido, como fazer com que a economia funcione considerando a existência desses limites. O mecanismo de ajuste, proposto pelo esquema analítico da economia ambiental neoclássica por definição, desconsidera a existência de tais limites, supondo a possibilidade de substituição ilimitada dos recursos que se tornam escassos por recursos abundantes.

No caso dos bens ambientais transacionados no mercado (insumos materiais e energéticos), o esquema analítico convencional pressupõe que a escassez crescente de determinado bem eleva seu preço, o que induz o estabelecimento de inovações que permitem poupá-lo e, no limite, substituí-lo por outros recursos mais abundantes, cujos estoques os agentes

econômicos supõem conhecer, juntamente com o conhecimento das diferenças de qualidade, do curso futuro do progresso tecnológico e da própria demanda. Na verdade, como assinala Daly (1996), os preços refletem a disponibilidade de cada recurso, independentemente do estoque total de recursos, o que impede que eles possam servir para sinalizar um processo de extração ótima do ponto de vista da sustentabilidade.

No caso dos serviços ecossistêmicos não transacionados no mercado devido a sua natureza de bens públicos, o mecanismo de ajuste proposto não leva em conta princípios ecológicos fundamentais para garantir a sustentabilidade, na medida em que esse mecanismo é baseado no cálculo de custo e benefício feito pelos agentes econômicos visando à alocação eficiente de recursos entre investimentos em controle da poluição e em pagamentos de taxas por poluir, de modo a minimizar o custo total. O cálculo das taxas, por sua vez, é baseado em um conjunto de metodologias de valoração econômica que mensuram direta ou indiretamente a disposição a pagar dos indivíduos por bens e serviços ambientais.

Por isso, o ponto de equilíbrio, chamado de poluição ótima, é econômico e não ecológico, pois como observa Godard (1992), ecologicamente não se pode falar em equilíbrio quando a capacidade de assimilação do meio é ultrapassada, como é o caso, uma vez que a poluição permanece. O fato de a capacidade de assimilação ser ultrapassada em um dado período (t) reduz a capacidade de assimilação no período seguinte e, assim sucessivamente, podendo resultar em perda irreversível. Existe, portanto, uma “destruição líquida”, sendo que somente suas consequências de segunda ordem são levadas em conta, isto é, aquelas que afetam o nível de bem-estar, no curto prazo, de outros agentes.

Esse mecanismo de ajuste implica que a tecnologia e as preferências (e, implicitamente, a distribuição de renda) são tomadas como parâmetros não físicos que determinam uma posição de equilíbrio em que se ajustam as variáveis físicas das quantidades de bens e serviços ambientais usados (a escala), quando o correto seria, ao contrário, tomar essas quantidades como os parâmetros físicos aos quais deverão se ajustar as variáveis não físicas da tecnologia e das preferências. Os parâmetros de sustentabilidade, por sua vez, só podem ser socialmente definidos. A determinação de uma escala sustentável, da mesma forma que uma distribuição justa de renda, envolve valores outros que a busca individual de maximização do ganho ou do bem-estar, como a solidariedade inter e intragerações, valores esses que têm de se afirmar num contexto de controvérsias e incertezas científicas decorrentes da complexidade dos problemas ambientais globais. Por essas razões, a determinação da escala que se considere sustentável só pode ser realizada por meio de processos coletivos de tomada de decisão, desde comitês de *experts* até grupos mais amplos de atores sociais.

Desse modo, sem uma intervenção coletiva que defina a escala que a sociedade considere sustentável, a melhoria da qualidade ambiental devido à reação induzida pela degradação ambiental (a curva de Kuznets ambiental) tende a se limitar àquela degradação que afeta no curto prazo o nível de bem-estar dos agentes (como a provocada pelas emissões de gases sulfurosos, de particulados, o despejo de esgoto doméstico etc.), deixando de lado a degradação cujos efeitos envolvem custos mais dispersos e de longo prazo, como é o caso, por exemplo, da provocada pela emissão de dióxido de carbono causadora do efeito estufa. De modo geral, o declínio da poluição associado ao aumento da renda se deveu a reformas institucionais locais, tais como legislação ambiental e incentivos baseados em mecanismos de mercado, que não consideram suas consequências internacionais e intergeracionais. Em outras palavras, essas reformas não contribuem para evitar os problemas quando seus custos são suportados pelas populações (normalmente pobres) de outros países ou pelas futuras gerações, ou seja, não levam em conta os problemas relacionados à justiça distributiva e à escala.

Em síntese, para a economia ecológica, a valoração econômica do meio ambiente é importante como elemento de conscientização e de política ambiental, mas não pode ser usada para definir a escala de uso dos bens e serviços ecossistêmicos produzidos pelo meio ambiente. A escala de uso desses bens e serviços deve estar condicionada pelo seu valor ecológico (e sociocultural), isto é, aquele valor que define sua importância relativa na sustentabilidade geral dos ecossistemas onde a atividade humana se processa.

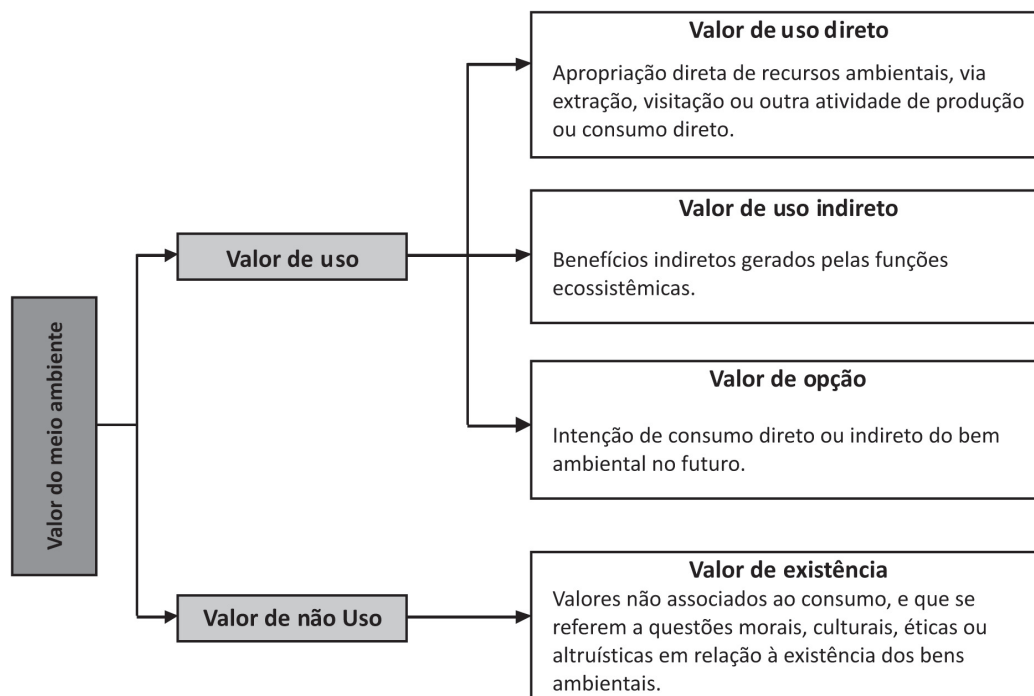
3. Valoração e avaliação ecossistêmica

Para a economia ambiental valorar o meio ambiente implica exclusivamente a atribuição de um valor monetário aos recursos ambientais. Estes possuem um valor econômico decorrente da utilidade que propiciam (valor de uso). Aqueles recursos ambientais que não possuem, pelo menos aparentemente, um valor de uso, mas os agentes econômicos ainda assim estão dispostos a pagar por eles, se considera que possuem um “valor de existência”. O Quadro 1 sintetiza a visão da economia ambiental sobre as fontes de valor do meio ambiente.

Da perspectiva econômico-ecológica, entretanto, os bens e serviços ecossistêmicos⁵ possuem mais de uma dimensão de valor, além da econômica (dimensões ecológica e socioambiental), as quais exigem metodologias específicas para sua valoração, não redutíveis à métrica monetária. Essa é uma diferenciação relevante entre as duas abordagens, com consequências importantes tanto do ponto de vista metodológico quanto das políticas públicas. Trataremos desse ponto mais adiante. O

que importa ressaltar no momento, em continuidade com a problemática da valoração econômica (monetária), é outro aspecto importante de diferenciação entre as duas abordagens: para além dos métodos de valoração econômica empregados, como condição para a obtenção de resultados satisfatórios, está a profundidade e a seriedade da avaliação ecossistêmica pela qual são identificados os bens e serviços a serem valorados monetariamente.

Quadro 1: Fontes de valor



A avaliação ecossistêmica está no centro do método científico da abordagem econômico-ecológica, que se considera uma abordagem inerentemente interdisciplinar por oposição à abordagem historicamente monodisciplinar da economia neoclássica. As avaliações ecossistêmicas da economia ambiental são reducionistas não apenas pela falta de vocação interdisciplinar da economia ambiental, mas também devido ao seu pressuposto acerca da substitubilidade entre fatores de produção. Como foi visto, em função desse pressuposto o capital natural (KN) pode ser substituído por capital (K), não havendo um mínimo de capital natural formado por ecossistemas sem os quais as gerações futuras não teriam como sobreviver. A essas bastaria que o capital total (K+KN) fosse preservado. Para a economia ecológica, diferentemente, existe um conjunto mínimo de ecossistemas insubstituíveis cuja preservação é essencial para a sobrevivência da humanidade.

Um exemplo simbólico de reducionismo ecológico na valoração monetária pela economia ambiental é aquele da valoração do solo

agrícola. Simbólico porque a disponibilidade de solos para a produção de alimentos foi o primeiro limite ambiental ao crescimento econômico levantado por um economista pioneiro, Thomas Malthus. Assim, considerar o solo (KN) como um simples depósito de nutrientes, que pode ser substituído por fertilizantes químicos (K), representa uma situação ideal para provar a suposição neoclássica de substituição perfeita de capital natural por capital. Com base nessa “avaliação ecossistêmica” do solo os economistas ambientais aplicam o método de “custo de reposição” (de nutrientes) para obter o valor monetário de um solo impactado pela erosão.

O diálogo dos economistas ecológicos com os ecólogos⁶ mostra o quão absurda é essa concepção de solo. Este é um ecossistema complexo, cujo funcionamento resulta em vários outros serviços ecossistêmicos não contabilizados com o uso apenas do método de custo de reposição de nutrientes. São pelo menos quatro serviços: mobilização de nutrientes, capacidade de armazenamento de água, capacidade de enraizamento e aeração, capacidade de produção de metabólitos fitossanitários. Cada um desses serviços tem expressão monetária fora do cálculo realizado com base nessa visão reducionista. O melhor entendimento do ecossistema solo mostra também que existem limiares de resiliência para a produção desses serviços, o que conduz à necessidade de determinação de níveis de tolerância à erosão. A sustentabilidade ambiental da agricultura depende da conservação do solo no longo prazo (sustentabilidade forte). É verdade que nem sempre existem informações suficientes para a estimativa do valor monetário de todos os bens e serviços ecossistêmicos identificados pela avaliação ecossistêmica. Ainda assim, a avaliação ecossistêmica é um produto em si de grande valor para o tomador de decisão, que fica ciente de que o recurso natural valorado possui um valor monetário potencialmente superior ao que foi obtido. Além disso, a avaliação ecossistêmica é imprescindível para a valoração das dimensões ecológica e sociocultural do ecossistema em jogo.

Portanto, uma avaliação ecossistêmica bem feita é fundamental para um processo de valoração. É importante notar que essa avaliação resulta, necessariamente, de um esforço conjunto de atores relevantes. Um indivíduo isoladamente não tem condições de avaliar tudo o que está em jogo num processo de valoração de um dado ecossistema. Entretanto, essa é outra suposição de base da abordagem da economia ambiental: tudo o que conta é a disposição a pagar de indivíduos considerados com informação e discernimento suficientes para decidir por um valor monetário.

Em síntese, 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 provedor de bens e serviços cujo processo de “fabricação” pode ser tratado como uma “caixa preta” que não é necessário abrir (compreender) no processo de valoração. Perdas irreversíveis não são relevantes uma vez que os recursos naturais são substituíveis por capital. Esses 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 conduzem a proposições metodológicas de valoração bem mais complexas, em que se busca 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 econômica, ecológica e social da manutenção e (ou) uso dos recursos naturais.

4. Sustentabilidade e complexidade ecossistêmica⁷

O conhecimento aprofundado da dinâmica ecológica que resulta da complexidade dos ecossistemas é uma condição necessária para que a valoração do meio ambiente considere adequadamente todas as suas dimensões, ecológica, social e econômica. Os ecossistemas resultam das complexas, dinâmicas e contínuas interações dos 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 dos componentes, sendo comum a existência de efeitos de retroalimentação (*feedback*) positivos e negativos, responsáveis por um equilíbrio dinâmico evolutivo. Eles incluem não apenas as interações dos organismos, mas também da totalidade complexa dos fatores físicos que formam o que é conhecido como ambiente.

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. A maioria dos ecossistemas apresenta milhares de elementos estruturais, cada um exibindo variados graus de complexidade. Tais elementos, por sua vez, exibem comportamentos evolucionários e não mecanicistas. Devido a isso, os ecossistemas são caracterizados por comportamentos não lineares, não sendo possível

realizar previsões de intervenções baseadas apenas em conhecimentos sobre cada componente individualmente.

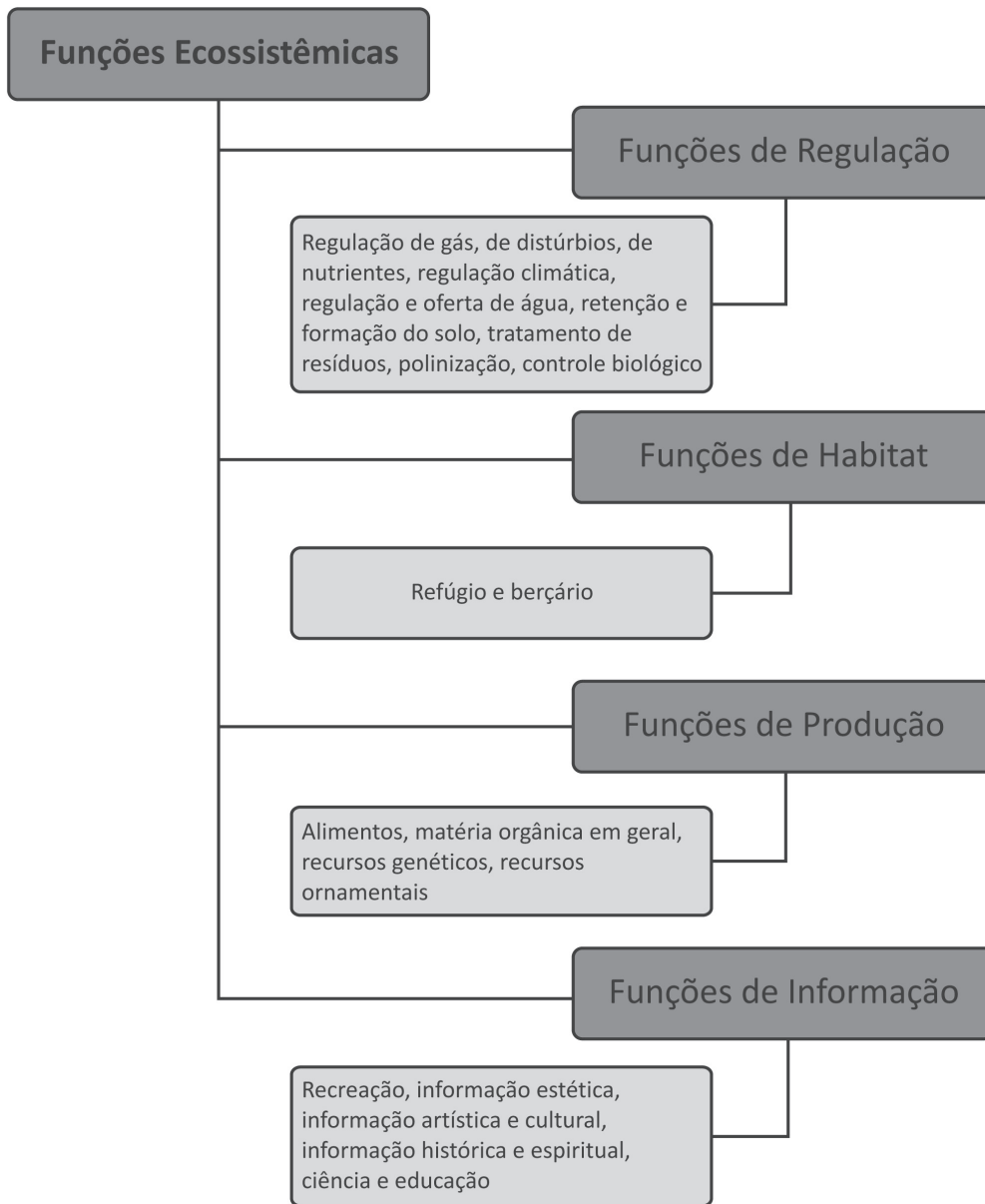
Como sistemas complexos, os ecossistemas apresentam várias características ou propriedades: variabilidade, resiliência, sensibilidade, persistência e confiabilidade. Entre elas, as propriedades de variabilidade e resiliência apresentam importância crucial para uma análise integrada das interconexões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

A variabilidade dos ecossistemas consiste nas mudanças dos estoques e fluxos ao longo do tempo, em função, principalmente, de 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 este mude seu patamar de equilíbrio estável. As atividades econômicas apenas são sustentáveis quando os ecossistemas que as alicerçam são resilientes.

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. O grande problema está em que esses limiares não são conhecidos na maioria dos casos, em especial quando se trata de macroecossistemas 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 baseadas 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 (Quadro 2). As funções se traduzem em “serviços ecossistêmicos”, na medida em que beneficiam as sociedades humanas. Entre eles, pode-se citar a provisão de alimentos, a regulação climática, a formação do solo etc. 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 (Quadro 3).

Quadro2:Funções ecossistêmicas segundo categorias

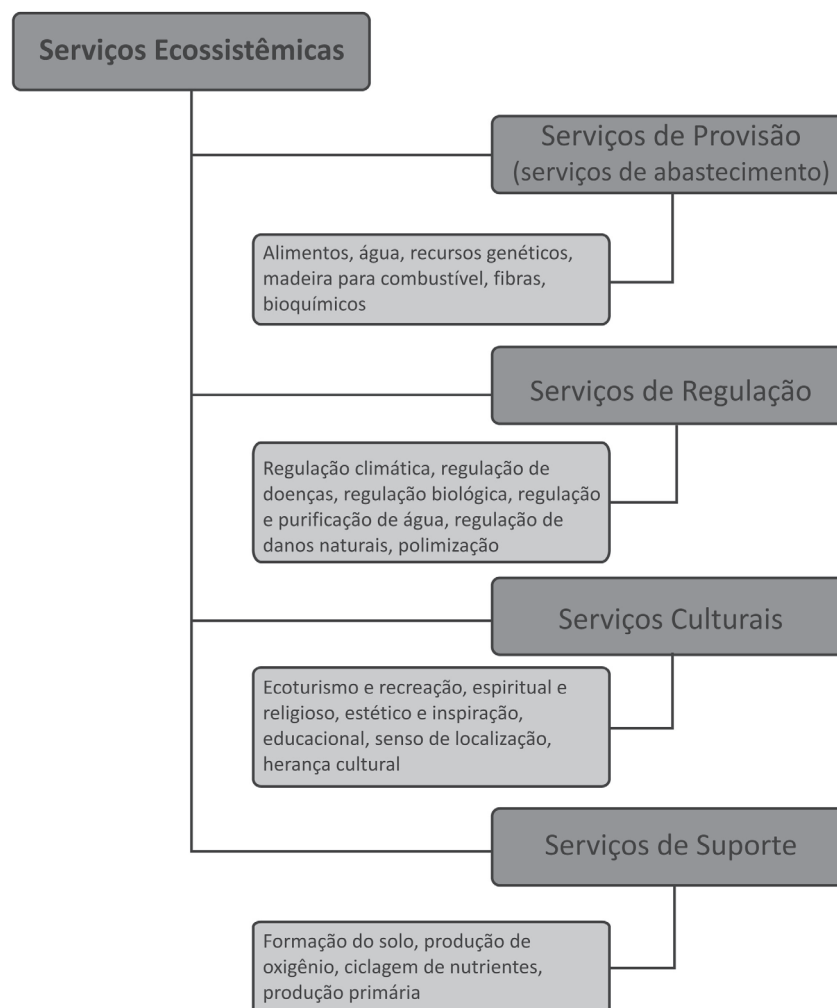


Fonte: adaptado de De Groot *et al.*(2002. p. 396-397).

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 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.

Quadro 3: Serviços ecossistêmicos segundo categorias.



Fonte: adaptado de MA (2003, p. 57).

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 ambientais⁸. Todavia, é preciso ter clareza de que esses valores somente podem refletir parte do que está em jogo. O reconhecimento por parte da abordagem econômico-ecológica é um de seus elementos diferenciadores centrais quanto 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 consequências no tempo da degradação de uma dada função ecossistêmica. Para uma visão estritamente ecológica, esse fato tornaria inviável a valoração econômica dos ecossistemas.

Na visão econômico-ecológica, essa 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. Para tanto a “modelagem econômico-ecológica” se faz necessária.

Um modelo pode ser descrito como representação proposital de um sistema, o qual consiste em elementos estruturais e suas relações internas, além de inter-relações desses 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: 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 modelagem⁹.

O conhecimento limitado de disciplinas isoladas 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 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 racionalidade limitada e que é necessário ponderar quesitos de ordem social.

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 de um amplo intervalo de comportamentos sistêmicos com o mesmo modelo). Nenhum modelo poderá maximizar simultaneamente os três atributos e a escolha de qual deles é mais importante dependerá dos propósitos fundamentais para os quais 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. 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 favorecer 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 os fluxos de energia e matéria são essenciais.

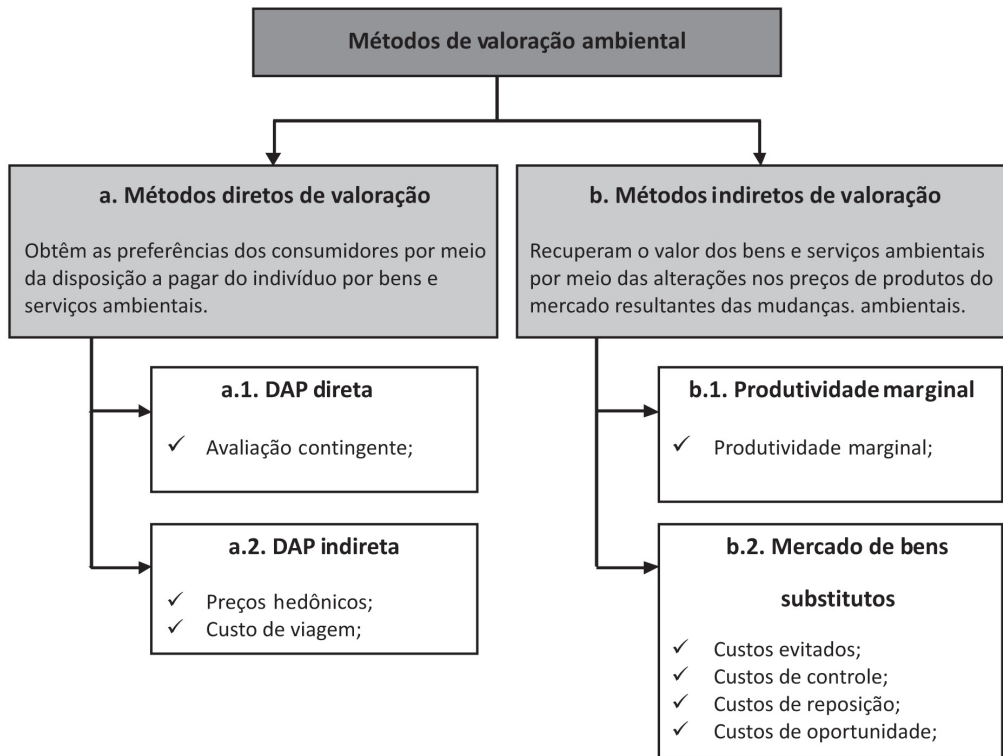
Apesar das similaridades, existem significativas diferenças entre as duas disciplinas, mormente ligadas a diferenças no uso de unidades de medida, no foco em diferentes populações de interesse, no tratamento de riscos e incertezas e paradigmas de análises. Ecólogos usualmente criticam os economistas pela sua excessiva concentração na dimensão antropocêntrica dos valores ecossistêmicos e a consequente 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. Nesse sentido, a modelagem econômico-ecológica oferece os meios para a integração das perspectivas econômica e ecológica. O notável desenvolvimento de ferramentas computacionais capazes de simular as interações entre vários sistemas vem contribuindo decisivamente para tornar viável operacionalmente esta ferramenta analítica¹⁰.

5. A valoração monetária do meio ambiente

Tendo em conta o contexto analítico descrito, é possível então avaliar o conjunto de métodos de valoração monetária do meio ambiente. Para a economia ambiental, todo o meio ambiente é passível de valoração monetária, incluindo as estruturas ou funções ecossistêmicas que não geram bens e serviços ecossistêmicos, ou seja, que não possuem um valor de uso. Como foi visto, a essas pode ser atribuído um valor de existência que os agentes econômicos estejam dispostos a pagar. Para a economia ecológica, diferentemente, somente tem sentido valorar monetariamente as estruturas e funções ecossistêmicas que se traduzem em bens e serviços ecossistêmicos.

Os métodos existentes, que captam a disposição a pagar dos agentes econômicos, podem ser classificados em duas categorias: (a) métodos que avaliam diretamente a disposição a pagar (DAP) dos indivíduos por este ou aquele recurso natural e que se dividem em dois subtipos: subtipo (a1) que avalia a DAP diretamente junto aos agentes econômicos por meio de um mercado hipotético, e subtipo (a2) que avalia a disposição a pagar por meio de mercados reais; (b) métodos que avaliam indiretamente a disposição a pagar dos indivíduos por um dado recurso natural pelo valor de mercado dos bens ou serviços ecossistêmicos por esse produzidos (Quadro 4).

Quadro 4: Métodos de valoração ambiental



Por exemplo, o valor de um rio poderia ser estimado pela soma do valor dos serviços que proporciona e que seriam perdidos ou reduzidos pela poluição: valor de produção de peixes e (ou) das atividades de lazer (método de produtividade marginal), mais o valor da água potável que poderia ser obtido com a estimativa do custo de tratamento da água para torná-la potável novamente (método do custo de reposição). O valor assim obtido é extremamente útil para a formulação de políticas ambientais na medida em que fornece um dado objetivo sobre parte do valor do recurso ambiental que era ignorado. Ou melhor, como já foi abordado, sua perda se configurava como uma “externalidade”, isto é, um prejuízo sofrido por um grupo de agentes econômicos que não era compensado pelo agente causador do problema. Se a autoridade pública cobra esse valor (preço) do recurso do agente causador, cria-se uma estrutura de incentivos para seu uso mais racional.

A precificação dos bens e serviços ambientais força os agentes econômicos a calcularem o custo-benefício, se quiserem utilizar um dado recurso natural: como minimizar o custo total dessa 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, à medida que se passa de sistemas primários para secundários e assim sucessivamente, o cenário

mais provável é aquele da busca de minimização do custo total pela combinação ótima entre investimento em sistemas de tratamento e investimento em pagamento por poluir. O Quadro 5 descreve sinteticamente os métodos de valoração monetária do meio ambiente e indica exemplos de aplicação de cada um deles.

Quadro 5 : Síntese dos métodos de valoração econômica (monetária) do meio ambiente

Método	Tipos de valores considerados	Característica	Referências
(a1) Avaliação contingente	Uso direto e indireto Opção Existência	Realiza pesquisas à população para captar disposição direta da população a pagar por um bem ou serviço ambiental.	Avaliação dos impactos ambientais causados pelo acidente com o navio Exxon Valdez (CARSON <i>et al.</i> , 1992)
(a2.1) Preços hedônicos	Uso direto e indireto Opção	Estabelece relação entre os atributos de um produto e seu preço no mercado.	Benefícios econômicos da redução da poluição do ar na Índia (MURTY <i>et al.</i> , 2004)
(a2.2) Custo de viagem	Uso direto e indireto Opção	Obtém a disposição adicional da população a pagar pelas visitas a um patrimônio natural a partir de uma função que relaciona a taxa de visitação ao custo de viagem (função de demanda).	Avaliação econômica do Parque Nacional da Serra Geral (MAIA & ROMEIRO, 2008)
(b1.2) Produtividade marginal	Uso direto e indireto	Obtém o preço de um recurso a partir de uma função, relacionando o nível de provisão do recurso ambiental (dose) e o nível de produção de um produto no mercado (resposta).	Benefícios econômicos da exploração sustentável na Amazônia Peruana (PETERS <i>et al.</i> , 1989)
(b2.1) Custos evitados	Uso direto e indireto	Gastos para manter um produto constante após variação do bem ou serviço ambiental.	Impactos econômicos da poluição do ar em São Paulo (MIRAGLIA & BÖHN, 2005)
(b2.2) Custos de controle	Uso direto e indireto	Gastos para evitar a variação do bem ou serviço ambiental.	Custo-efetividade das técnicas de controle da poluição causada pelos dejetos de suínos (ROMEIRO <i>et al.</i> , 2010)
(b2.3) Custos de reposição	Uso direto e indireto	Gastos com substituto para repor perdas ambientais.	Reposição do estuário de Mersey na Grã-Bretanha (BICKMORE & WILLIAMS, 1994)
(b2.4) Custo de oportunidade	Uso direto e indireto	Renda sacrificada para manter bem ou serviço ambiental no seu nível atual.	Conservação da biodiversidade no Quênia (NORTON-GRIFFITHS & SOUTHEY, 1995)

É preciso ter claro, entretanto, que esse processo de ajuste é baseado apenas nos valores monetários atribuídos aos bens e serviços ecossistêmicos identificados. Ficam de fora os bens e serviços ecossistêmicos existentes mas não identificados e principalmente, por definição, os valores não monetários (ecológicos e socioculturais). Nesse sentido, uma política pública de precificação deve ser acompanhada da definição de padrões de uso ecológico e socialmente sustentáveis.

É necessário definir previamente a escala de uso dos serviços ecossistêmicos que se considere sustentável. Tal 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. Esses 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 nesse sentido. Embora o legislador não tenha tido, muito provavelmente, ideia clara do que representava, do ponto de vista estritamente ecológico, a “escala” do uso das florestas proposto, a lei claramente representa a definição social de uma escala de uso para os recursos florestais que se supõe que seja sustentável.

Após a definição da 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 a ser 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 dos preços dos produtos do rio (peixes), mais os custos das soluções alternativas para disponibilizar a água para consumo humano, por outro. Ou seja, o sistema de preços não define a escala de uso do recurso, mas, ao contrário, é influenciado por ela. O avanço dos conhecimentos técnico-científicos influencia os preços dos recursos naturais na medida em que modifica a magnitude da escala até então considerada sustentável, bem como pode revelar a existência de novos bens ou serviços ecossistêmicos produzidos pelo recurso que está sendo valorado.

Em relação a esse último aspecto, o melhor conhecimento da estrutura e das funções ecossistêmicas mostra que um dado serviço ecossistêmico frequentemente 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.

A consideração e o estudo da complexidade dos ecossistemas são obviamente essenciais para a determinação do valor ecológico. Os economistas ecológicos aceitam esta ideia defendida pelos ecólogos 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 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 emergética”. Trata-se de um método que procura recuperar toda a memória energética de um dado ecossistema, convertendo, por meio de fatores de transformidade previamente calculados, todas as formas de energia utilizadas no seu processo de formação/produção em equivalentes de energia solar (emergy = embodied energy). Para muitos críticos, entretanto, essa 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, em relação à dimensão sociocultural dos ecossistemas, é preciso ter em conta que em muitas situações os 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 esse valor resulta de várias dimensões valorativas que tornam difícil captá-lo em sua totalidade. Novos métodos vêm sendo desenvolvidos com essa 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 ideia básica é que pequenos grupos e *stakeholders* possam, conjuntamente, deliberar sobre a importância relativa dos serviços ecossistêmicos, tendo em conta considerações sobre a equidade entre diferentes grupos sociais.

5.1. Os métodos correntes de valoração econômica¹¹

(a1) Avaliação contingente

Dos métodos que avaliam diretamente a disposição a pagar (DAP) dos indivíduos por esse ou aquele recurso natural, o Método de Avaliação Contingente (MAC, a1), que avalia a DAP diretamente junto aos agentes econômicos por meio de um mercado hipotético, é o mais polêmico e, paradoxalmente, um dos mais utilizados. (Quadro 5)

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. Simula um mercado hipotético, informando o entrevistado sobre os atributos do recurso a ser avaliado (cenário) e interrogando-o sobre sua disposição a pagar (DAP), a fim de 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 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 os 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, em princípio, ser claro e completo o suficiente para que o respondente possa decidir de pleno conhecimento das características e funções ecossistêmicas do recurso natural a ser valorado. No entanto, cenários muito complexos são de difícil compreensão e, tecnicamente, dificilmente manejáveis pelos entrevistadores devido tanto a suas limitações inerentes de não ecólogos quanto ao tempo disponível para cada entrevista. Como consequência, o indivíduo entrevistado forçosamente manifestará sua disposição a pagar baseado numa limitada compreensão do ecossistema em avaliação. Essa é uma limitação estrutural do método, não havendo possibilidade de superá-la.

Além da limitação estrutural, o MAC sofre ainda de limitações decorrentes da dificuldade de captar as reais preferências dos indivíduos em mercados hipotéticos. Várias são as fontes identificadas de vieses nas respostas dos entrevistados, 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 de 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 o viés não só a qualidade dos cenários como também o efeito do entrevistador.

Viés “warm-glow”: os valores altos e baixos correspondem, respectivamente, mais a uma aprovação ou rejeição do projeto do 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 do 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: i) as pessoas avaliam o bem ambiental sem considerar adequadamente a descrição de suas características; ii) desinteresse ou falhas na especificação do cenário; iii) as respostas correspondem a uma satisfação moral pelo bem, e não a 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 resultado 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 tais vieses por meio 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, desde que esse montante seja contingente à compreensão de cada indivíduo sobre o que está em jogo.

Estudo de caso 1: Valores de existência do acidente com o navio Exxon Valdez (CARSON *et al.*, 1992)

Principais fontes de dados: Entrevistas domiciliares.

Em março de 1989, o petroleiro Exxon Valdez, carregando cerca de 200 milhões de litros de petróleo, encalhou e rompeu seus tanques na baía de Prince William Sound, Alaska. O vazamento de petróleo que se seguiu (mais de 40 milhões de litros) foi um dos maiores da história dos EUA e um dos maiores acidentes ambientais de que se tem notícia. O óleo se espalhou por mais de 26 mil km² de água e contaminou mais de 2,6 mil km de praia, matando milhares de animais selvagens. Seus impactos sobre o ambiente, muitos desconhecidos, permaneceram por anos, afetando, entre outros: i) superfície da água e sedimentos; ii) uso dos recursos naturais; iii) plantas marinhas e microorganismos; iv) peixes, crustáceos e outros invertebrados marinhos; v) mamíferos marinhos, incluindo lontras e focas; e vi) aves marinhas.

Logo após o acidente, o estado do Alaska e os EUA empreenderam uma série de estudos científicos para identificar danos causados ao ambiente. Uma ação foi movida pelo estado do Alaska contra a Exxon Corporation, exigindo indenização pelos danos ambientais. O estado também se comprometeu a desenvolver estudos econômicos para quantificar determinados tipos de perdas. A técnica de avaliação contingente foi conduzida para mensurar as perdas de uso passivo (valores de existência).

A pesquisa do MAC fornecia aos entrevistados uma descrição dos danos ambientais causados pelo Exxon Valdez, a qual incluía a natureza e magnitude dos danos e o tempo estimado para recomposição natural. Após isso, os entrevistados deparavam-se com os seguintes cenários e questões:

i) uma detalhada descrição dos serviços avaliados. Simulava-se um mercado pela oferta de um serviço de escolta dos petroleiros capazes de evitar novos acidentes do gênero.

ii) Questões para captar a DAP dos entrevistados;

iii) Questões para captar as características socioeconômicas dos entrevistados, as quais foram utilizadas no ajuste das funções de valoração.

As entrevistas foram aplicadas a uma amostra de 1.423 domicílios dos EUA. Cerca de 90% dos entrevistados estavam cientes do acidente com o Exxon Valdez e a disposição mediana a pagar encontrada foi de US\$ 31 por domicílio. Considerando o total de domicílios dos EUA, chegou-se a uma estimativa de US\$ 2,8 bilhões, exclusivos para os danos de uso passivo. Considerando outros US\$ 2 bilhões de valores de uso (pesca, turismo, lazer), a Exxon Corporation foi condenada a pagar uma indenização de quase US\$ 5 bilhões ao estado do Alaska.

Quanto aos métodos que avaliam a disposição a pagar por meio de mercados reais, classificados no subtipo **a2**, existem dois: preços hedônicos e custo de viagem.

(a2.1) 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 frequente 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 modelo econométrico 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 socioeconômicos da região (etnia, nível econômico, índices de criminalidade etc).

Uma das principais limitações desse 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. Isso não ocorre na realidade, onde há assimetria de informações e a restrição de compras de residências numa dada região.

Apesar dessas limitações, nos casos em que a característica a ser avaliada seja quantificável e facilmente detectada pelos proprietários, o

método proporciona boa estimativa da disposição a pagar por um atributo ambiental associado a um determinado bem.

Estudo de caso 2: Benefícios da redução da poluição do ar na Índia
(MURTY *et al.*, 2004)

Principais fontes de dados: Dados históricos sobre índices de poluição (agência ambiental local), entrevistas domiciliares e entrevistas com agentes imobiliários.

O estudo analisou os benefícios da redução da poluição do ar nos domicílios urbanos das cidades de Deli e Kolkata, Índia, a partir da metodologia de preços hedônicos. O modelo econométrico utilizou dados primários coletados a partir de entrevistas domiciliares. A amostra consistia de 1.250 domicílios em cada município e os questionários continham informações sobre as características dos domicílios e condições socioeconômicas dos moradores. Informações detalhadas sobre o preço das residências com os moradores também foram questionadas aos entrevistados, as quais foram cruzadas com as obtidas a partir de entrevistas com agentes imobiliários da região.

O modelo econométrico consistia em verificar de que forma o valor de aluguel de uma propriedade seria afetado pelos seguintes fatores: i) área construída; ii) número de cômodos; iii) banheiros; iv) distância do centro; v) distância de estradas; vi) distância de favelas; vii) distância de indústrias; viii) distância de *shopping center*; ix) percepção da poluição do ar; x) percepção da qualidade da água; xi) cobertura verde apropriada; xii) concentração de material particulado; xiii) concentração de SO_2 ; xiv) concentração de NO_x ; xv) suprimento de água; xvi) bairro residencial ou comercial; xvii) educação; e xviii) renda.

De maneira geral, os resultados indicaram que, independentemente dos demais fatores considerados, o valor da residência desvalorizaria, em média, foi de 0,66% para cada aumento percentual na contração de material particulado, 0,14% para cada aumento percentual de SO_2 e 0,27% para cada percentual na concentração de NO_x . A partir desses resultados, os pesquisadores estimaram os benefícios totais da redução da poluição do ar do nível atual a níveis ambientalmente toleráveis, os quais giravam em torno de 92 bilhões de rupees nas duas cidades.

(a2.2) Custo de viagem

Esse é um dos mais antigos métodos de avaliação econômica ambiental, 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 socioeconômica do visitante e outras variáveis que possam explicar a visita ao patrimônio natural. Os dados são obtidos por 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 socioeconômicas 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 influenciarão 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 possível colinearidade entre tempo e custo de viagem, já que essas variáveis tendem a ser altamente correlacionadas. Enquanto alguns visitantes optam livremente entre hora de trabalho ou lazer, pois possuem uma jornada flexível de trabalho, a maioria restringe suas atividades de lazer às horas vagas ou às férias anuais, pois possuem 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 permanecer mais de um dia na região, seus gastos não estarão apenas relacionados ao custo de transporte, mas principalmente à 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 nesse caso é a exclusão desse 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 visitação de um parque público, devemos considerar a existência de outros patrimônios substitutos nas proximidades. Todos substitutos visitados deverão ser considerados no modelo estatístico, e isso requer a construção de um modelo múltiplo de estimação, em que 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 mencionados, o método proporciona uma boa medida da disposição a pagar dos agentes econômicos para fruir dos benefícios percebidos de um dado patrimônio natural.

Estudo de caso 3: Avaliação econômica do Parque Nacional da Serra Geral (MAIA & ROMEIRO, 2008)

Principais fontes de dados: Entrevistas individuais coletadas no local de visitação.

Localizado nos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, o Parque Nacional da Serra Geral (PNSG) foi criado pelo Ibama em 1992, como forma de expansão da área de proteção do já existente Parque Nacional dos Aparados da Serra (PNAS). A área de proteção atual totaliza 17.300 hectares e possui belezas cênicas raras, com inúmeros *canyons*, cachoeiras e espécies ameaçadas da fauna e flora.

A valoração econômica foi um recurso da justiça durante processo de desapropriação e indenização dos proprietários das terras. Dadas as peculiaridades do objeto de estudo, o método de custo de viagem foi uma das propostas de avaliação econômica apresentada à justiça, que decidiria pela mais apropriada ao processo de indenização. Por ser um parque aberto à visitação pública, as estimativas do MCV permitiriam uma estimativa indireta da disposição a pagar dos visitantes, baseando-se em gastos efetivamente praticados por esses para visitar o patrimônio natural.

A pesquisa baseou-se em 335 questionários aplicados aos visitantes durante os meses de abril a setembro de 2004, os quais correspondiam a 95 municípios distintos de origem dos visitantes. Para estimar o custo do transporte, considerou-se uma estimativa de R\$ 0,66 por km rodado, o qual foi multiplicado pela distância de ida e volta até a cidade sede do Parque, Cambará do Sul. Consideraram-se ainda os gastos com pedágio, o salário-hora como estimativa do custo de oportunidade daqueles que abriram mão de dias de serviço para a visita (funcionários liberais), e a existência de múltiplos destinos na viagem, ponderando as estimativas dos gastos totais pela proporção do tempo gasto em cada localidade.

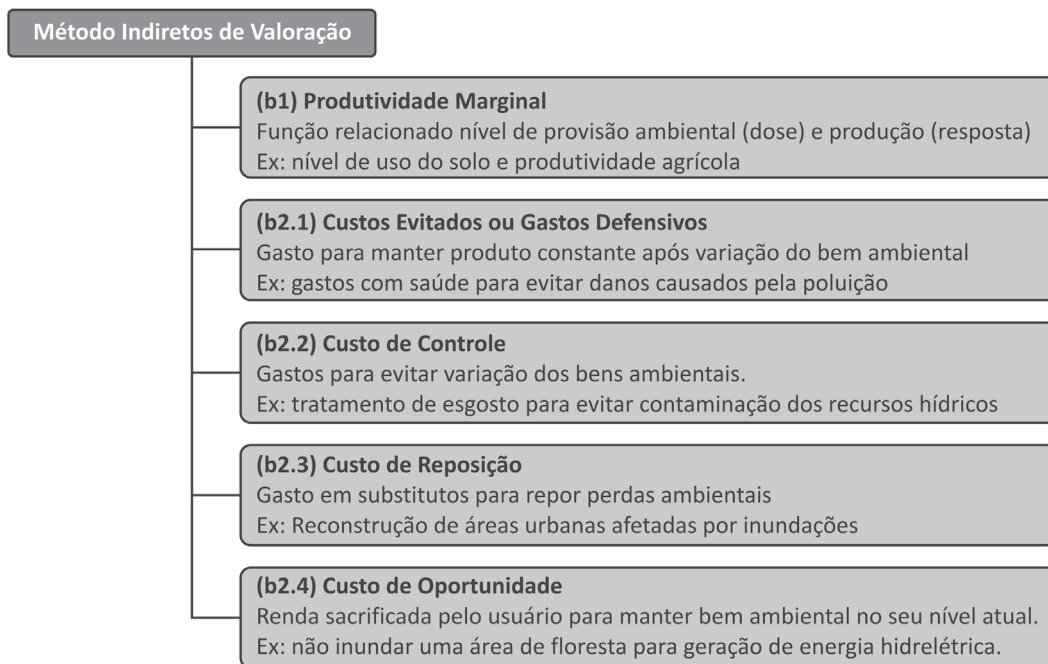
Os gastos efetivos médios observados no PNSG foram de R\$ 459 com transporte, R\$ 77 com alimentação, R\$ 131 com hospedagem, e R\$ 186 de custo de oportunidade, totalizando um custo individual médio de R\$ 854 reais. Considerando as 29 mil visitas anuais esperadas, há um gasto efetivo anual médio da ordem de R\$ 25 milhões proporcionado pelo PNSG. A partir de um ajuste econométrico, foi possível estimar a função demanda pelo PNSG para obter o valor do excedente do consumidor, ou seja, o valor adicional que os visitantes estariam dispostos a pagar para visitar o parque, além dos gastos efetivos praticados. A estimativa do excedente do consumidor foi de R\$ 33 milhões por ano, o qual representaria o benefício líquido do PNSG para os visitantes.

Tanto o método de preços hedônicos quanto o de custo de viagem 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.

Finalmente, os métodos que avaliam indiretamente a disposição a pagar (DAP) dos indivíduos por um dado recurso natural, pelo valor de mercado dos bens ou serviços ecossistêmicos por esse produzidos (ver destaque no Quadro 6), são, em geral, mais simples e menos onerosos. Eles estimam o impacto de uma alteração ambiental na produção de bens e serviços comercializáveis, como no caso do exemplo da produção de peixes sacrificada pela poluição do rio. Por definição, porém, seu uso é limitado à avaliação de valores de uso, deixando de fora os valores ecológicos e sociais.

Quadro 6. Métodos indiretos de valoração ambiental



Mesmo em relação aos valores de uso, sua aplicação corrente, sem melhor conhecimento sobre o funcionamento dos ecossistemas que produzem os bens e serviços que se pretende valorar, resulta em subestimações dos valores dos bens e serviços ecossistêmicos dos ecossistemas avaliados. Como foi abordado, o melhor conhecimento poderia revelar a existência de outros serviços ecossistêmicos, cuja contribuição é real e deveria ser valorada. Apesar dessas limitações, os valores obtidos com a aplicação desses 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.

A seguir, será apresentada uma breve descrição das características de cada um dos métodos indiretos de valoração ambiental disponíveis.

(b.1) Produtividade marginal (produção sacrificada)

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 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. Essa função irá mensurar o impacto no sistema produtivo da variação marginal na provisão do bem ou serviço ambiental e, a partir dessa variação, estimar o valor econômico de uso do recurso ambiental. Como exemplo de função dose-resposta, pode ser citado o caso 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.

Contudo, 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.

Estudo de caso 4: Exploração sustentável na Amazônia peruana
(PETERS *et al.*, 1989 apud MOTTA, 1998)

Principais fontes de dados: Revisão da literatura (artigos acadêmicos e agências ambientais locais) e pesquisa de campo.

Os recursos extrativos das florestas tropicais costumam ser divididos em dois grupos básicos: recursos madeireiros (madeira e celulose) e recursos não madeireiros (frutas comestíveis, óleos, látex, fibras e medicamentos). A maioria das análises econômicas elaboradas para florestas tropicais concentra-se, entretanto, nos recursos

madeireiros, o que pode levar a resultados subestimados da receita líquida proveniente de uma área florestal. Sendo assim, do ponto de vista puramente financeiro, sugeririam a preferência por outros usos alternativos do solo.

Estudo realizado em área próxima à cidade de Iquitos, Peru, comparou os benefícios madeireiros e não madeireiros da exploração florestal. Para mensurar o valor financeiro dos recursos não madeireiros foram reunidos dados sobre inventário botânico, produção e valor corrente de mercado para todas as espécies de árvores comerciais presentes em um hectare de floresta amazônica na região. Baseado nas estimativas encontradas, chegou-se à conclusão de que cada hectare de floresta na região produz uma receita líquida (deduzindo custos de coleta e transporte) equivalente a US\$ 400 de frutas por ano e US\$ 22 de borracha.

Segundo os autores, seria ainda possível incorporar à exploração sustentável da floresta a extração periódica de, aproximadamente, 30 m³/ha de madeira a cada 20 anos, o que resultaria em uma receita líquida anual de US\$ 310. Por sua vez, caso fosse retirada toda a madeira de uma vez, a receita líquida total seria de US\$ 1 mil por hectare. Entretanto, uma operação dessa intensidade acarretaria, inevitavelmente, danos às outras árvores na área e levaria a uma redução ou mesmo eliminação das receitas futuras provenientes das frutas e do látex.

De maneira geral, os benefícios da exploração sustentável mais que compensariam aqueles da extração insustentável da madeira. O valor presente do benefício líquido da extração sustentável de frutas, látex e madeira seria de US\$ 6.820 por hectare (horizonte temporal perpétuo, por considerar uma extração sustentável, com taxa de desconto de 5%).

(b2) 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.

(b2.1) Custos evitados

Os custos evitados são muito utilizados em estudos de mortalidade e morbidade humana. O método estima o valor de um recurso ambiental por meio dos gastos com atividades defensivas substitutas ou complementares, que podem ser consideradas uma aproximação monetária sobre as mudanças desses 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, essas estimativas apresentam algumas expressivas falhas latentes: valores econômicos menores para os mais velhos e os mais pobres; valores nulos para os desocupados e inativos; e desconsideração das 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.

Estudo de caso 5: Impactos da poluição do ar em São Paulo (MIRAGLIA & BÖHM, 2005)

Principais fontes de dados: série histórica sobre poluição do ar (Cetesb) e revisão da literatura para estimar impactos da poluição sobre saúde, índices de mortalidade, morbidade e valor da vida humana.

Os autores aplicaram o método de custos evitados para avaliar eventuais benefícios da redução da poluição do ar em São Paulo. O pressuposto das análises é que a redução da poluição do ar preveniria inúmeras consequências deletérias à saúde humana e, acima de tudo, salvaria vidas. Embora reconheçam a complexidade ética de atribuir valores monetários a vidas humanas, destacam a relevância da valoração como um importante indicador da gravidade do problema.

Na primeira etapa, calcularam os anos de vida da população perdidos por incapacidade devido à poluição do ar. Consideraram impactos apenas em crianças (abaixo de 5 anos) e idosos (mais de 65 anos) devido a ausência de estudos relacionando impactos da poluição do ar em jovens e adultos em São Paulo. Os cálculos basearam-se no indicador DALY (Disability-Adjusted Life Years) proposto pela Organização Mundial da Saúde, que considera dois tipos de componentes: i) anos de vida perdidos devido à morte prematura; ii) anos de vida perdidos por incapacidade. Os resultados indicaram perda total de 28,212 anos de vida para crianças (12,266) e idosos (15,946) devido à poluição do ar em São Paulo.

A segunda etapa consiste em avaliar economicamente os custos da poluição, baseando-se em estimativas da literatura para o valor de uma vida estatística, valores de disposição a pagar para evitar mortes e doenças. Considerando a expectativa de vida de um brasileiro residente na região sudeste (67,53 anos) e um valor da vida estatística de US\$ 7.714, estima-se custo total, que poderia ser evitado com a redução da poluição em São Paulo, da ordem de US\$ 3,2 milhões anualmente.

(b2.2) 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 desse método estão relacionadas à estimativa dos custos marginais de controle ambiental e dos benefícios gerados pela preservação.

Os investimentos de controle ambiental tendem a gerar benefícios diversos, sendo necessário estudo rigoroso para determinação de todos eles. Como não há também 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.

Estudo de caso 6: Controle da poluição causada pelos dejetos de suínos (ROMEIRO *et al.*, 2010)

Principais fontes de dados: revisão da literatura para obter normas da legislação ambiental (Ibama), técnicas de manejo dos dejetos e custos de controle (Embrapa). Pesquisa com produtores para caracterização da produção e cruzamento das informações.

O trabalho analisa a eficiência e os custos associados às principais propostas de tratamento dos dejetos de suínos na região do oeste catarinense. O objetivo central é chegar a uma proposta custo-efetiva de controle da poluição dos dejetos, ou seja, definir um padrão eficiente de controle da poluição, que considere a melhor tecnologia disponível ao menor custo social.

Três propostas foram consideradas: i) o uso de esterqueiras para armazenamento dos dejetos e a sua distribuição pelas pastagens ou áreas agrícolas; ii) biodigestores, sistemas de tratamento capazes de transformar parte da biomassa dos dejetos suínos em energia, a partir do processo de digestão anaeróbia dos resíduos; iii) sistemas integrados, compostos por biodigestor, sistema de armazenagem, lagoas de aguapés e lagoas de piscicultura, que, além de reduzir substancialmente a carga poluente, agregaria valores com a criação de peixes. Os custos estimados limitaram-se à implantação dos sistemas de controle da poluição, sem considerar eventuais benefícios indiretos, provenientes da agregação de valores aos dejetos, na forma de biofertilizante, biogás, créditos de carbono ou ração para peixes.

Considerando a produção de suínos na região, o custo aproximado de implementação das esterqueiras seria de R\$ 20 por cabeça. Dado seu baixo potencial de redução da poluição orgânica, apenas 18% da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), o custo marginal para redução de cada percentual de poluição seria relativamente elevado, R\$ 1,13 por

cabeça. Biodigestores e sistemas integrados, por sua vez, apresentam custos totais mais elevados (R\$ 65,4 e R\$80,6 por cabeça, respectivamente), mas custos marginais de controle menores (R\$0,82 e R\$0,81 por cabeça para cada percentual, respectivamente), já que seus potenciais de redução da poluição orgânica são substancialmente superiores.

O uso de biodigestores se mostrou a solução custo-efetiva, ou seja, o padrão ambientalmente sustentável de menor custo social. Seu potencial redutor da carga orgânica seria capaz de adequar a produção de dejetos de suínos vigente na região às recomendações da legislação ambiental.

(b2.3) 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 esse recurso 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 frequentemente 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 de 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.

Estudo de caso 7: Reposição do Estuário de Mersey na Grã-Bretanha
(BICKMORE & WILLIAMS, 1994 apud MOTTA, 1998)

Principais fontes de dados: revisão da literatura e entrevistas com especialistas.

Preocupado com o impacto ambiental que seria gerado pela construção de uma barragem na região do Estuário de Mersey e seu reflexo sobre a opinião pública, o governo britânico encomendou uma análise de custo-benefício. Era conhecido que a barragem alteraria o regime de marés do estuário, representando ameaça direta para a

população de aves selvagens e, em longo prazo, impactos importantes sobre as áreas de alimentação localizadas na zona intertidal (entremarés). Algumas áreas próximas à região foram examinadas e mostraram-se habitats naturalmente atrativos para grande número de aves selvagens. Porém, sem a realização de trabalhos adicionais, esse comportamento não deveria continuar no longo prazo.

O estudo considerou o potencial para a conservação criativa (reposição) de quatro áreas próximas ao estuário. Uma vez que o objetivo da reposição era o de atrair as aves selvagens, espécies particularmente mais ameaçadas, foram analisados fatores específicos como: o potencial para inundação de inverno, o aumento do espelho d'água, a inundação de água salobra, o interesse ornitológico (existente e potencial), o tamanho da área, as características das fronteiras, o nível de distúrbio humano e a facilidade de aquisição.

Os custos de reposição consideraram gastos iniciais e anuais, num horizonte de 120 anos (previsão de funcionamento das barragens). Baseado nessas considerações, estimou-se um valor presente líquido para a reposição de US\$ 14 milhões. O estudo reconheceu, entretanto, que as medidas adotadas para a reposição, na eventualidade da construção da barragem, não seriam capazes de repor todos os atributos naturais (muitos desconhecidos) e teriam também de enfrentar a incerteza quanto ao sucesso de tal empreitada.

(b2.4) Custo 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, assim, 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. Em contrapartida, 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 dessas explorações.

Estudo de caso 8: Conservação da biodiversidade no Quênia (NORTON-GRIFFITHS & SOUTHEY, 1995 apud MOTTA, 1998)

Principais fontes de dados: dados de instituto de estatísticas local para obter dados sobre produção agropecuária das localidades e entrevistas com especialistas para determinar receitas do turismo, custos e preços dos produtos comercializáveis.

O estudo analisa, numa ótica econômica, as implicações da conservação de grandes áreas no território queniano. Nesse sentido, os autores buscam estimar os custos de oportunidade associados à conservação da biodiversidade nessas áreas e, a partir das estimativas, fazer uma comparação com os benefícios líquidos gerados pelas atividades compatíveis com a conservação. Mais de 10% do território queniano encontra-se preservado de alguma forma, seja como parque nacional, reserva ou floresta demarcada.

Segundo os resultados encontrados, o benefício líquido associado aos usos diretos equivale a US\$ 42 milhões, sendo US\$ 27 milhões originários do turismo e os outros US\$ 15 milhões da silvicultura.

Por outro lado, calcula-se que o custo de oportunidade da conservação, que equivaleria ao benefício líquido correspondente ao desenvolvimento potencial das áreas que se encontram hoje preservadas, seria de US\$ 203 milhões. Nesse custo de oportunidade, consideram-se os benefícios líquidos da ocupação residencial das áreas (4,2 milhões de pessoas), da pecuária (5,8 milhões de cabeças de gado) e da agricultura (0,8 milhões de hectares). Sendo assim, a conclusão final do trabalho é que o governo do Quênia estaria subsidiando, anualmente, a conservação em US\$ 161 milhões.

Em resumo, esse conjunto de métodos pode ser utilizado dentro da perspectiva da economia ecológica, com a condição de que se tenha claramente as respectivas limitações de cada um dos que compõem esse conjunto. O melhor conhecimento dos ecossistemas e de suas propriedades permite, em primeiro lugar, usar melhor os métodos na valoração de serviços ecossistêmicos, identificando os serviços que de outro modo passariam despercebidos; em segundo lugar, deixa claro quais os valores ecológicos e sociais que não podem ser valorados monetariamente com tais métodos, por não representarem valores de uso, nem tampouco representarem valores de não uso monetizáveis por meio de avaliação individual.

Referências bibliográficas

ANDRADE, D. C. e ROMEIRO, A. R. *Serviços Ecosistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano*. Texto para Discussão 155, Instituto de Economia da UNICAMP. 2009a.

ANDRADE, D. C. e ROMEIRO, A. R. *Capital Natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma 'Economia dos Ecossistemas'?*. Texto para Discussão 159, Instituto de Economia da UNICAMP. 2009b.

BICKMORE, C. J.; WILLIAMNS, A. *Mersey Barrage feasibility study: a practical application of environmental economics*. In: MUNASINGHE, M., McNEELY, J. Protected area economics and policy: linking conservation and sustainable development. Washington D.C.: World Bank, 1994. p. 221-232.

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.

BOUMANS, R.; 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. 2:102-106, 2007.

BOUMANS, R.; COSTANZA, R.; FARLEY, J.; WILSON, M. A.; PORTELA, R.; ROTMANS, J.; VILLA, F.; GRASSO, M. Modeling the dynamics of the integrated earth system and the value of global ecosystem services using the GUMBO model. *Ecological Economics*, n° 41, p. 529-560, 2002.

CARSON, R.; MITCHELL, R.; HANEMANN, W. M.; KOPP, R. J.; PRESSER, S.; RUUD, P. A. *A contingent valuation study of lost passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill*. A Report to the Attorney General of the State of Alaska, 1992.

COSTANZA, R.; RUTH, M.. Using Dynamic Modeling to Scope Environmental Problems and Build Consensus. *Environmental Management* n° 22, v. 2, p. 183-195, 1998.

COSTANZA, R. Visions, values, valuation, and the need for an ecological economics. *BioScience*, n° 51, p. 459-468, 2001.

MAIA, A. G.; ROMEIRO, A. R.; REYDON, B. F. *Valoração de recursos ambientais: metodologias e recomendações*. Texto para Discussão. IE/UNICAMP, n. 116, 2003.

MAIA, A. G.; ROMEIRO, A. R. Validade e confiabilidade da valoração econômica: um estudo do método de custo de viagem aplicado ao Parque Nacional da Serra Geral. *Revista de Economia Aplicada*, v. 12, n. 1, 2008.

MIRAGLIA, S. G. K.; SALDIVA, P. H.; BÖHM, G. M. An evaluation of air pollution health impacts and costs in São Paulo, Brazil. *Environmental Management*, n° 35, v. 5, p. 667-676, 2005.

MOTTA, R. S. Manual para valoração econômica de recursos ambientais. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998.

- MURTY, M. N.; GULATI, S. C.; BANERJEE, A. *Measuring benefits from reduced air pollution in the cities of Delhi and Kolkata in India using hedonic property prices model*. Institute of Economic Growth, Delhi University Enclave, 2004.
- NORTON-GRIFFTHIS, M.; SOUTHEY, C. The opportunity costs of biodiversity conservation in Kenya. *Ecological Economics*, nº 12, p. 125-139, 1995.
- ROMEIRO, A. R. *Avaliação e Contabilização de Impactos Ambientais*. Editora da UNICAMP e Imprensa Oficial do Estado de São Paulo. 2004.
- ROMEIRO, A. R. Economia ou Economia Política da Sustentabilidade. In: MAY, P. H.(Org). *Economia do Meio Ambiente*. Teoria e Prática. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.
- ROMEIRO, A. R.; MAIA, A. G.; JUSTO, M. C. Custo-efetividade de tratamentos de dejetos de suínos no oeste catarinense. *Anais do 48º Congresso da SOBER*, Campo Grande, 2010.
- 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*, nº 20, v. 4, p. 1034-1041, 2006.

Notas

¹Baseado em Romeiro, A.R. (2010).

²Considerado o “pai” da Economia Ecológica, Nicolas Georgescu-Roegen, matemático e economista romeno radicado nos EUA, escreveu a obra seminal “The Entropy Law and the Economic Process”, Harvard University Press, 1971.

³ $Y = f(K, L, R)$, o que significa que a quantidade de recursos naturais (R) requerida pode ser tão pequena como se deseja, desde que a quantidade de capital (K) seja suficientemente grande. Georgescu-Roegen criticou essa nova versão da função de produção neoclássica (que ele batiza de variante Solow-Stiglitz) chamando-a de “passe de mágica”.

⁴A expressão curva de Kuznets ambiental tem sua origem em um trabalho de Kuznets, no qual este mostrava empiricamente a existência de uma curva com a forma de U invertido correlacionando crescimento econômico e distribuição de renda.

⁵Utilizamos a expressão “bens e serviços ecossistêmicos” no lugar de “bens e serviços ambientais” apenas porque consideramos que a primeira denota com mais precisão o que se está valorando.

⁶Usamos o termo ecólogos no sentido amplo que inclui todos os especialistas: biólogos, agrônomos, pedólogos, ecólogos etc.

⁷Baseado em Andrade, D. C. e Romeiro, A. R. (2009a, 2009b).

⁸Ver ROMEIRO, A. R. (2004), para uma avaliação crítica da importância da valoração econômica de impactos ambientais.

⁹Ver BOCKSTAEL et al. (1995), COSTANZA e RUTH (1998), WÄTZOLD et al. (2006), sobre o papel da modelagem na valoração do meio ambiente.

¹⁰Um 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 Multiscale Integrated Models of Ecosystem Services (Mimes) (BOUMANS; COSTANZA, 2007).

¹¹Baseado em Maia; Romeiro; Reydon (2003).