



May

Economia do Meio Ambiente

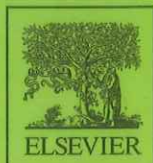


"O livro *Economia do Meio Ambiente* é um produto da cooperação de renomados pesquisadores da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica (ECOECO). Dado o enorme sucesso de sua primeira versão, resolvemos reeditar a obra e nesta nova edição revisada e atualizada os textos trazem um diferencial decisivo para o ensino, a pesquisa e a formulação de políticas voltadas para a sustentabilidade no Brasil."

**Maria Amélia Enríquez,**  
Presidente da Sociedade ECOECO

"Comparado à Ásia, à Europa e mesmo aos EUA, o Brasil pode ser considerado relativamente vazio e, conseqüentemente, ainda não estar necessitando de um direcionamento para uma 'economia do mundo cheio'. No entanto, os artigos deste livro apresentam evidências de que isso não é tão verdadeiro como se poderia imaginar. O Brasil está enchendo-se rapidamente em consequência de seu próprio crescimento interno, assim como pelas demandas sobre seus recursos naturais e seus ecossistemas, impostos pela economia do resto do mundo globalizado. O momento para o Brasil se preocupar com a conservação e o uso sábio de seu patrimônio ecológico é agora, antes que tudo esteja esgotado, poluído e degradado pelo vício do crescimento a qualquer preço, desrespeitando os seus custos e comprometendo a integridade das gerações futuras."

**Herman Daly,**  
Professor da Universidade de Maryland, EUA



ISBN 978-85-352-3765-8



9 788535 237658



Peter H. May  
ORGANIZADOR

# Economia do Meio Ambiente

*Teoria e Prática*



Neste livro reunimos diferentes autores brasileiros, representando a ótica das diversas escolas representadas no país, para mostrar esta necessária integração entre a ecologia e a economia nos dias de hoje. O que diferencia este livro dos demais é que ele fornece ao leitor um panorama do que aqui chamamos de economia do meio ambiente, aprofundando questões teóricas destas escolas do pensamento econômico — desde a economia ambiental e dos recursos naturais até a economia ecológica e a evolucionista e institucional — que buscam discutir e incorporar a questão ambiental em suas estruturas teóricas e as abordagens aplicadas.

Os autores colaboradores nesta segunda edição, além de estudarem os temas aqui discutidos durante toda sua vida profissional, o fizeram tanto do ponto de vista teórico quanto de uma perspectiva brasileira, gerando uma interpretação própria da questão ambiental aplicável ao caso do Brasil. Em cada capítulo procuramos mostrar a realidade brasileira, considerando que trata-se de um país que conta com imensa riqueza natural, seja na megadiversidade biológica, seja com os recursos ímpares de água doce, e que necessita utilizar estas dádivas da natureza em prol de sua população atual e futura, em vez de desperdiçá-las em um momento efêmero de rápido crescimento.

**Peter H. May**

# Economia do Meio Ambiente



Preencha a **ficha de cadastro** no final deste livro e receba gratuitamente informações sobre os lançamentos e as promoções da Editora Campus/Elsevier.

Consulte também nosso catálogo completo e últimos lançamentos em [www.elsevier.com.br](http://www.elsevier.com.br)

Peter H. May

ORGANIZADOR

# Economia do Meio Ambiente

*Teoria e Prática*

4ª Tiragem



**ECODE**  
Sociedade Brasileira de  
Economia Ecológica

  
CAMPUS

© 2010, Elsevier Editora Ltda.

Todos os direitos reservados e protegidos pela lei nº 9.610, de 19/02/1998. Nenhuma parte deste livro, sem autorização prévia por escrito da editora, poderá ser reproduzida ou transmitida sejam quais forem os meios empregados: eletrônicos, mecânicos, fotográficos, gravação ou quaisquer outros.

Copidesque: Leílícia Féres

Revisão Gráfica: Marco Antônio Corrêa

Editoração Eletrônica: DTPhoenix Editorial

Elsevier Editora Ltda.  
Conhecimento sem Fronteiras  
Rua Sete de Setembro, 111 – 16ª andar  
20050-006 – Centro – Rio de Janeiro – RJ – Brasil

Rua Quintana, 753 – 8º andar  
04569-011 – Brooklin – São Paulo – SP – Brasil

Serviço de Atendimento ao Cliente  
0800-0265340  
sac@elsevier.com.br

ISBN: 978-85-352-3765-8

**Nota:** Muito zelo e técnica foram empregados na edição desta obra. No entanto, podem ocorrer erros de digitação, impressão ou dúvida conceitual. Em qualquer das hipóteses, solicitamos a comunicação ao nosso Serviço de Atendimento ao Cliente, para que possamos esclarecer ou encaminhar a questão.

Nem a editora nem o autor assumem qualquer responsabilidade por eventuais danos ou perdas a pessoas ou bens, originados do uso desta publicação.

CIP-Brasil. Catalogação-na-fonte.  
Sindicato Nacional dos Editores de Livros, RJ

E22 Economia do meio ambiente: teoria e prática / Peter H. May (org.). — 2. ed. —  
2. ed Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. — 4ª reimpressão.

ISBN 978-85-352-3765-8

1. Economia ambiental. 2. Desenvolvimento sustentável — Brasil.  
2. Desenvolvimento econômico — Aspectos ambientais — Brasil. I. May, Peter Herman, 1952-.

09-5858

CDD: 333.70981  
CDU: 502.13(81)

## Prefácio à primeira edição

Este livro é, antes de tudo, um manifesto. Acreditamos não ser mais possível que um economista se forme sem compreender as complexas relações entre o ambiente e as sociedades modernas. Tampouco cremos que um cientista ambiental possa ignorar a importância das múltiplas conexões das variáveis econômicas com o meio natural. Acreditamos que nenhum dos dois lados, isoladamente, possa tratar de forma adequada as questões ambientais do mundo moderno. Dentro desse espírito multidisciplinar, consolidou-se nas últimas décadas a Economia Ecológica, e este livro-texto está organizado de modo a percorrer os seus principais temas. Seus capítulos não pretendem esgotar tais temas, mas apresentam uma visão abrangente e consistente do estado da arte dos debates atuais na área no Brasil e no exterior.

Uma das maiores riquezas no debate acadêmico sobre a relação economia e meio ambiente é a grande diversidade de opinião entre aqueles que se dedicam a pensar o tema. É fundamental reconhecer a importância da pluralidade e os benefícios da coexistência de diferentes correntes de conhecimento, e, dentro delas, distintas abordagens. Por isso, o livro prima pelo reconhecimento da necessidade da pluralidade metodológica e teórica. Não houve preocupação em aprofundar modelos formais, mas dar recursos e apontar possíveis direções para o leitor que queira aprimorar seu conhecimento. Os capítulos não se esgotam em si mesmos, mas servem como portais para expandir conhecimento e despertar a curiosidade para os diversos olhares disciplinares sobre a questão da sustentabilidade: desde trabalhos nas linhas mais tradicionais de economia ambiental e de recursos naturais até visões alternativas, como a ciência pós-normal, a ecologia política e a história ambiental.

Não buscamos a pretensão de uma ciência “neutra”, pois sabemos ser inexistente tal neutralidade. Ao mesmo tempo não flutua em nuvens da utopia. Pois entre esses dois extremos, caminha a Economia Ecológica: fundamentada na importância da práxis, busca ser uma disciplina vinculada à prática social e sua relação com o meio natural que a cerca. Tal travessia é perigosa, mas ainda mais perigoso é olhar para trás, arrepiar-se e ficar parado nas análises convencionais fundamentadas na ilusão de agentes idealizados e teorias “perfeitas”, mas que negam a realidade como “imperfeição”. Em suma, precisamos entender a aplicabilidade da ciência à prática de tomada de decisões, reconhecendo que a produção de trabalhos acadêmicos em si não é suficiente para motivar os atores econômicos a alterar suas ações.

Por fim, deve-se destacar que o livro se compõe pelas contribuições de autores cujo foco de ensino e pesquisa é o Brasil. Não se trata de nacionalismo tolo, nem de negar a validade e importância de trabalhos estrangeiros, mas da crença de que se deve contextualizar

a economia do meio ambiente na realidade brasileira. A produção acadêmica nacional tem sido grandemente reconhecida internacionalmente e merece ser mais bem conhecida no próprio Brasil, onde por falta de um livro-texto desta natureza não tem sido possível apreciar a amplitude e profundidade dos trabalhos existentes.

Rio de Janeiro, julho de 2003  
 Carlos Eduardo Frickmann Young  
 Peter H. May

## Prefácio à segunda edição\*

Qual a relação entre a economia ecológica, a economia dos recursos naturais e a economia ambiental? A diferença é que as últimas são subáreas da economia neoclássica e não consideram a escala macro relativa à biosfera que as abriga como uma questão relevante: não tem nenhum conceito de *throughput*,\*\* e se focalizam na eficiência da alocação. A economia dos recursos naturais trata da eficiência da alocação do trabalho e do capital dedicados às indústrias extrativas. Desenvolve muitos conceitos úteis, tais como renda de escassez e custo de uso. Do mesmo modo, a economia ambiental também enfoca a eficiência alocativa, desequilibrada por externalidades oriundas da poluição. Os conceitos de internalização de externalidades por impostos pigouvianos ou direitos de propriedade coaseanos são certamente úteis e relevantes para a formulação de políticas, mas seu alvo é a eficiência alocativa, por intermédio dos preços “corretos” e não por meio de uma escala sustentável. A Economia Ecológica se conecta à economia dos recursos naturais e à economia ambiental, unindo a depleção com a poluição pelo conceito do *throughput*. Também dá muito mais atenção aos impactos provocados por atividades econômicas que causam a depleção, a poluição e a degradação entrópica, bem como aos *feedbacks* do resto do ecossistema. Não negligencia o problema tradicional de alocação eficiente, mas o considera dentro dos contextos maiores da escala sustentável e da distribuição justa.

Devido ao fato de que o crescimento nos empurra de um mundo vazio para um mundo cheio, o fator limitante da produção se transformará cada vez mais no capital natural, capital que não é elaborado pelo homem. Por exemplo, a captura dos peixes é hoje limitada já não mais pelo capital investido em barcos de pesca, mas pelo capital natural complementar de populações dos peixes no mar. Enquanto nós nos embrenhamos em um mundo cheio, a lógica econômica permanece a mesma, a saber, economizar e investir no fator limitante. Mas a identidade do fator limitante transforma capital fabricado em capital natural remanescente, e nossos esforços e políticas para economizar devem mudar no mesmo sentido. Consequentemente, torna-se mais importante estudar a natureza dos bens e serviços ambientais — sejam rival ou não rival, exclusivo ou não exclusivo — a fim de saber se são bens do mercado ou bens de propriedade comum.

A Economia Ecológica aceita a análise padrão da eficiência alocativa, dada a prévia escolha social das questões de distribuição e da escala. Embora a diferença principal seja o foco na escala, essa diferença tem envolvido mais atenção às frequentemente negligencia-

\* Tradução P. May; revisão Maria Amélia Enríquez.

\*\* Não há um termo preciso em português para esta palavra, mas ela pode ser traduzida como “transumo”, entendido como o fluxo metabólico de matéria e energia que entra e que sai da economia para o ecossistema (M.A.E.).

das dimensões de distribuição: a saber, a distribuição intergeracional da base de recursos e a distribuição dos lugares no sol entre seres humanos e todas as espécies restantes (biodiversidade). Também, enquanto recursos mais vitais terminam de ser bens de livre acesso e são alocados pelo mercado, a justiça distributiva subjacente à alocação do mercado torna mais crítica. Outros aspectos do debate referem-se: à polêmica de o capital natural e o fabricado serem principalmente substitutos ou complementares; o grau de acoplamento entre o *throughput* físico e o PIB; e o grau de acoplamento entre o PIB e o bem-estar.

Comparado à Ásia, à Europa e mesmo aos EUA, o Brasil pode ser considerado relativamente vazio e, conseqüentemente, ainda não estar necessitando de um direcionamento para uma “economia do mundo cheio”. No entanto, os artigos deste livro apresentam evidências de que isso não é tão verdadeiro como se poderia imaginar. O Brasil está enchendo-se rapidamente em conseqüência de seu próprio crescimento interno, assim como pelas demandas sobre seus recursos naturais e seus ecossistemas, impostos pela economia do resto do mundo globalizado. O momento para o Brasil se preocupar com a conservação e o uso sábio de seu patrimônio ecológico é agora, antes que tudo esteja esgotado, poluído e degradado pelo vício do crescimento a qualquer preço, desrespeitando os seus custos e comprometendo a integridade das gerações futuras.

Herman E. Daly,  
Washington, DC, março de 2009

## Apresentação da segunda edição\*

\*\*\*

Peter H. May

CPDA/UFRRJ e

Presidente da Sociedade Internacional de Economia Ecológica (ISEE)

### Antecedentes

O papel da economia na política e prática de gestão ambiental, antes um assunto abordado apenas por autores como Pigou e Hotelling, entrou definitivamente na agenda a partir dos anos 1960. Nessa década, as projeções catastróficas acerca da finitude dos recursos naturais evidenciaram a falta de atenção aos aspectos ecológicos nos modelos econômicos. Surgiram nesse período diversas escolas de pesquisa, tanto do *mainstream* neo-clássico quanto dos precursores da economia ecológica. Autores como Kenneth Boulding (*The Economics of the Coming Spaceship Earth*, de 1966), Herman Daly (*On Economics as a Life Science*, de 1968) e Nicholas Georgescu-Roegen (*The Entropy Law and the Economic Process*, de 1971) examinaram os limites da capacidade de suporte do planeta e elaboraram princípios distintos para nortear políticas fundamentadas nas leis da termodinâmica e não no *perpetuum mobile* da análise marginalista.

Neste livro reunimos diferentes autores brasileiros, representando a ótica das diversas escolas representadas no país, para mostrar esta necessária integração entre a ecologia e a economia nos dias de hoje. O que diferencia este livro dos demais é que ele fornece ao leitor um panorama do que aqui chamamos de economia do meio ambiente, aprofundando questões teóricas destas escolas do pensamento econômico — desde a economia ambiental e dos recursos naturais até a economia ecológica e a evolucionista e institucional — que buscam discutir e incorporar a questão ambiental em suas estruturas teóricas e as abordagens aplicadas.

Os autores colaboradores nesta segunda edição, além de estudarem os temas aqui discutidos durante toda sua vida profissional, o fizeram tanto do ponto de vista teórico quanto de uma perspectiva brasileira, gerando uma interpretação própria da questão ambiental aplicável ao caso do Brasil. Em cada capítulo procuramos mostrar a realidade brasileira, considerando que se trata de um país que conta com imensa riqueza natural, seja na megadiversidade biológica, seja com os recursos ímpares de água doce, e que necessita utilizar estas dádivas da natureza em prol de sua população atual e futura, em vez de desperdiçá-las em um momento efêmero de rápido crescimento.

Não há um pensamento único acerca dos temas abordados, mesmo porque os autores possuem formação e óticas diferentes, sendo comum a todos tratar questões ambientais

\* Esta apresentação foi revisada do original, escrito conjuntamente por Maria Cecília Lustosa, Peter May e Valéria da Vinha, para a 1ª edição deste livro.

juntamente com questões econômicas e sociais. A intenção é de apresentar ao leitor uma visão didática sobre Economia do Meio Ambiente que possa ser aproveitada tanto nos cursos de Economia e afins como servir como uma excelente introdução nos cursos de pós-graduação interdisciplinares, que se multiplicam no país, que tratem da relação desenvolvimento socioeconômico e meio ambiente.

Este livro, agora na sua segunda edição, representa uma iniciativa da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica — ECOECO,\* que busca o desenvolvimento e a disseminação da economia ecológica no Brasil. A economia ecológica se define como um campo de conhecimento transdisciplinar (ou seja, que transcende as fronteiras disciplinares), desenvolvido a partir do reconhecimento de que, de um lado, o sistema socioeconômico baseia-se e depende dos sistemas naturais e, de outro lado, ele interfere e transforma o funcionamento destes últimos. Em vez de colocar o bem-estar do homem no centro das preocupações, a economia ecológica preocupa-se igualmente com o fundamento ético das sociedades humanas que menosprezam os direitos das demais espécies de continuar existindo, tendo promovido ações que levam à extinção acelerada.

A atual problemática ambiental e as perspectivas de um desenvolvimento sustentável, portanto, não podem ser devidamente compreendidas apenas nos marcos da economia convencional ou da ecologia convencional. Neste sentido, propõe-se a integração entre economia e ecologia e destas com as ciências sociais e demais disciplinas relacionadas à questão. Repensar a natureza das atividades econômicas e seus efeitos negativos ao meio ambiente, de forma a buscar equacioná-los em resultados concretos que direcionem a um desenvolvimento sustentável, é o objetivo da ECOECO.

A ECOECO foi criada em 1994 e atualmente encontra-se sediada no Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília — CDS/UnB, contando com cerca de 300 associados, provenientes de todas as macrorregiões do Brasil, onde se localizam as suas diretorias regionais. Dentre os associados encontram-se economistas, biólogos, agrônomos, florestais, cientistas sociais, geógrafos, engenheiros e diversos outros profissionais ligados à temática comum de compreender as complexas relações entre desenvolvimento econômico, equidade social e equilíbrio ambiental. A ECOECO realiza seus encontros nacionais bienais, sempre nos anos ímpares (veja o site <http://www.ecoeco.org.br>).

A ECOECO constitui-se também como a seção brasileira da International Society for Ecological Economics — ISEE, criada em 1988 sob a liderança de Robert Costanza e Herman Daly, entre outros colaboradores. Na estrutura da ISEE, além do Brasil, incluem-se ainda seções regionais em todo o mundo, entre estas as sociedades europeia — ESEE, Austrália e Nova Zelândia — ANZSEE, Canadá — CANSEE, Índia — INSEE, Estados Unidos — USSEE, Federação Russa — RSEE, Argentina e Uruguai — ASAUUE e Mesoamericana — MSEE. A ISEE promove desde 1990 seus congressos internacionais bienais, nos anos pares (mais informações no site <http://www.ecoeco.org>).

Agradecemos a todos que nos apoiaram nesta iniciativa, que nasceu durante a reunião plenária do Congresso da ECOECO em Recife, quando da decisão de elaborar este livro-texto escrito por várias mãos. Agradecemos também à Maria Amélia Enríquez, atual presidente da ECOECO, que nos deu todo seu apoio e sugestões acerca dos capítulos do livro.

\* Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, Universidade de Brasília — UnB, Centro de Desenvolvimento Sustentável — CDS, Gleba A, Bloco C, Av. L3 Norte, Asa Norte — Brasília — DF, CEP 70904-970, Tel.: (61) 3107-6001, E-mail: [ecoeco@ecoeco.org.br](mailto:ecoeco@ecoeco.org.br), web: [www.ecoeco.org.br](http://www.ecoeco.org.br).



E, evidentemente, aos autores, que gentilmente cederam seus textos para a elaboração deste livro, tanto aqueles que participaram da primeira edição, cujos capítulos se encontram revisados e atualizados aqui, como aqueles que se juntaram ao projeto, adicionando quatro novos capítulos que acreditamos refletir a amplitude de temas, sem de longe esgotá-los, da economia do meio ambiente no Brasil.

### Estrutura e resumo do livro

Este livro reúne os principais tópicos abordados nas disciplinas que tratam sobre as relações entre desenvolvimento econômico, meio ambiente e sociedade. Cada capítulo busca dar uma visão ampla e introdutória ao tema proposto, levando o leitor a tomar conhecimento dos conceitos já sedimentados e das principais abordagens do assunto.

Devido a sua estrutura e perspectivas diferenciadas dos autores, o livro pode ser utilizado tanto como um guia para um curso sobre economia do meio ambiente quanto como referência para temas específicos, apesar de existirem vinculações entre os capítulos, explicitadas ao longo do texto. Ao final dos capítulos, sugerimos leituras adicionais para aprofundar os conhecimentos sobre os temas. Algumas referências são em língua estrangeira, pois ainda carecemos de uma literatura específica sobre economia do meio ambiente em português, embora esta lacuna venha rapidamente sendo preenchida, entre outros, pelos colaboradores deste livro.

O livro é composto por um capítulo introdutório e três partes. Ao todo são 16 capítulos, cujos conteúdos são descritos a seguir. A Parte I, composta de cinco capítulos, trata dos *Fundamentos* da economia do meio ambiente, em uma abordagem que conjuga as perspectivas da economia ecológica, de poluição e dos recursos naturais.

O capítulo 1, intitulado *Economia ou economia política da sustentabilidade?*, da autoria de Ademar Romeiro, inicia a discussão acerca da relação entre desenvolvimento socioeconômico e meio ambiente, desde a ótica da economia política, evidenciando que a qualidade ambiental não surge apenas como resultado do funcionamento do mercado, mas também em função de decisões coletivas. A partir da evolução histórica da capacidade das sociedades humanas de transformar a natureza, discute-se a magnitude da escala atual das atividades humanas, chegando ao problema do limite da capacidade de suporte do planeta Terra. Surge, portanto, a necessidade de utilizar os recursos naturais de forma mais eficiente, reduzindo tanto a poluição como o consumo de recursos naturais *per capita*, respeitando os limites do planeta. Chega-se à discussão do desenvolvimento sustentável, que é feita a partir de uma perspectiva teórica crítica em relação à economia ambiental neoclássica, a perspectiva da economia ecológica. A valoração econômica dos serviços ecossistêmicos é apresentada com base nesta perspectiva, para a qual é necessário levar em conta as características da complexidade ecossistêmica e a existência de valores ecológicos e sociais. A partir deste ponto, procura-se mostrar os limites à mudança decorrentes das características próprias da dinâmica de acumulação capitalista e do padrão de consumo correspondente, marcado pela criação incessante de novas necessidades de consumo. Ao final do capítulo, apresentam-se as condições históricas que explicam o surgimento de um instrumento jurídico, o princípio de precaução, que se configura como uma inovação institucional aplicável em processos de tomada de decisões sob incerteza. A utilização complementar do instrumental de simulação dinâmica junto com processos decisórios

multiobjetivos no nível da paisagem permite que sejam mais explicitamente identificados os potenciais impactos da ocupação territorial sobre a provisão de serviços ambientais de importância regional e global. Alguns dos temas abordados de forma introdutória nesse capítulo serão tratados mais detalhadamente nos capítulos seguintes.

O capítulo 2 aprofunda um dos alicerces da economia ecológica, a partir da obra de Nicolas Georgescu-Roegen, que aplica o princípio da entropia ao processo econômico. No texto, *O fundamento central da economia ecológica*, Andrei Cechin e José Eli da Veiga detalham esta base teórica, mostrando quais as implicações dos princípios da termodinâmica para a economia, particularmente da sua segunda lei — que estabelece a impossibilidade de reutilizar toda a energia e matéria empregada no processo produtivo. Os conceitos de metabolismo socioambiental e de complementaridade entre capital natural e capital produzido, fundamentais ao entendimento da economia ecológica, surgem destes princípios, dando origem à proposta da condição estacionária, defendida por Herman Daly.

O capítulo 3 apresenta de forma resumida os principais conceitos e métodos analíticos utilizados na *Economia dos recursos naturais*, que passou a ser alvo de estudo sistemático dos economistas a partir da década de 1970. Segundo a autora, Maria Amélia Enríquez, baseada na microeconomia neoclássica, esta área de estudo lança mão de teorias que elucidam a dinâmica intertemporal e sua relação com a teoria de capital, buscando determinar o “uso ótimo” dos recursos naturais ao longo do tempo por atores econômicos maximizadores. Primeiramente, explica-se a teoria dos recursos exauríveis e as estratégias para sua gestão — aplicando-se para tanto a regra de Hotelling, que postula o esgotamento ótimo na mesma velocidade que a taxa de juros do mercado. Posteriormente, trata-se da teoria dos recursos naturais renováveis, cujo principal desafio é identificar qual a trajetória de exploração de uma população animal ou vegetal, submetida a um dado nível de exploração. Os modelos bioeconômicos de otimização dinâmica referenciados para recursos pesqueiros e florestais foram elaborados por Gordon, Shaeffer, Clark, Faustmann e outros, apresentados de forma introdutória no capítulo.

No capítulo 4, o economista Eugenio Cánepa aborda a *Economia da poluição*. Analisam-se as soluções dos problemas de poluição propostos seguindo a tradição da microeconomia neoclássica, iniciando pela solução pioneira de Pigou e passando pelas soluções enquadradas nos marcos de referência da Análise de Custo-Benefício e da Análise de Custo-Efetividade, tais como aplicadas à internalização de externalidades ambientais. Estas soluções levam à fundamentação teórica de dois instrumentos econômicos bastante debatidos e aplicados na política ambiental: o Princípio Poluidor Pagador (preço cobrado do poluidor ou usuário de um recurso natural) e os Certificados Negociáveis de Poluição, que são discutidos em detalhe. Embora as mencionadas soluções, teoricamente, devam levar ao mesmo resultado em termos da redução de danos ambientais, na prática têm efetividades distintas, de acordo com a capacidade da agência gestora e a complexidade de fiscalização das fontes poluidoras, entre outros fatores discutidos no capítulo. Abordam-se no final do capítulo as questões dos bens ambientais supranacionais e da economia da poluição e sua relação com a sustentabilidade, que servem de suporte para os capítulos seguintes.

Já no capítulo 5, os pesquisadores do IBGE — Paulo Gonzaga e Frederico Barcellos — discutem as diversas maneiras de mensurar a sustentabilidade, mesmo sabendo que, pelo atual estado da arte, a sustentabilidade é imensurável. A abordagem discorre sobre a necessidade do uso de um marco referencial que, mesmo de forma parcial, possibilite obter

medidas de aproximações sobre a sustentabilidade, úteis para o planejamento e implementação de políticas. Nesse contexto discorrem sobre as propriedades desejadas de um bom indicador e as dificuldades implícitas em obter informações adequadas, particularmente na construção de índices agregados, como o *Environmental Sustainability Index* (ESI), da Yale University. Certos índices refletem melhor os diferentes aspectos da sustentabilidade do que os índices de crescimento econômico (PIB *per capita*, por exemplo), ou até do popular Índice de Desenvolvimento Humano (IDH). O desenvolvimento de um sistema de indicadores de sustentabilidade teve como referencial inicial o esquema “Pressão-Estado-Resposta” (PER) muito utilizado por países da OCDE. Embora tal esquema possua uma fundamentação conceitual aplicável em diversas circunstâncias, inclusive em estudos setoriais e regionais, foi abandonado pela ONU, que passou a adotar uma abordagem temática.

O capítulo 6, de Carlos Eduardo Young, versa sobre a *Contabilidade ambiental nacional* tanto de ponto de vista da sua fundamentação teórica quanto da sua inserção no Sistema de Contas Nacionais e da sua aplicação prática, com estimativas oriundas de exercícios setoriais no Brasil. Apesar da insistência dos signatários da Declaração do Rio em 1992 sobre a necessidade de ajustar as contas nacionais pela exaustão dos recursos naturais e pela superação dos limites da capacidade de suporte devido ao despejo de resíduos, a maioria dos países — inclusive o Brasil — ainda não realiza tal ajuste. Com a crise financeira global em curso, e a crescente crítica da eficácia do sistema Bretton Woods e do uso do PIB como medida para o bem-estar, há demanda para indicadores distintos, particularmente levando em conta a sustentabilidade do modelo do crescimento adotado. Esse capítulo sugere meios práticos pelos quais a integração de variáveis ambientais às contas nacionais possa ser realizada, de acordo com os critérios definidos pela ONU. As controvérsias teóricas e práticas em torno da forma de contabilizar tais ajustes também são apresentadas.

A Parte II é composta por cinco capítulos, que tratam de temas relacionados a *Políticas ambientais e gestão empresarial* de um ponto de vista distinto da economia ambiental, voltando-se para outras correntes de pensamento econômico e incorporando outras disciplinas das ciências sociais. Entretanto, buscou-se relacionar tais temas com as abordagens teóricas apresentadas nos capítulos anteriores, que muitas vezes fundamentam princípios adotados na prática.

O capítulo 7, elaborado em coautoria por Maria Cecília Lustosa, Eugenio Cánepa e Carlos Eduardo Young, trata da *Política ambiental*, iniciando com um breve exame das políticas ambientais praticadas pelos estados desde o início do século XX, dividindo-as em três etapas: litígio, comando-e-controle e instrumentos mistos de gestão. Posteriormente, colocam-se as principais razões para a adoção de uma política ambiental, evidenciando-se a necessidade de sistematizar as normas de conduta de atores econômicos em relação ao meio ambiente. A seguir, apresentam-se os principais instrumentos de política ambiental aplicável à indústria, cujo embasamento teórico é discutido no capítulo 4. Discute-se, também, como as políticas ambientais de diferentes países podem influenciar nos fluxos de comércio internacional. Ao final do capítulo, encontra-se uma breve descrição das principais leis que regulam as práticas de política ambiental no Brasil.

No capítulo 8, *As empresas e o desenvolvimento sustentável: da ecoeficiência à responsabilidade social corporativa*, por Valéria da Vinha, descreve-se o surgimento, na década de 1990, de dois fortes movimentos no pensamento empresarial capitalista, ambos motivados por pressão da sociedade organizada, por um lado, e pela intensificação da regulação estatal, por



outro. O primeiro consistiu na aceitação por parte das grandes empresas, principalmente as multinacionais, de sua parcela de responsabilidade sobre os impactos ambientais, levando-as a internalizar o conceito de desenvolvimento sustentável. Este conceito foi associado às práticas de ecoeficiência, que visam reduzir o desperdício nos processos produtivos, usando a chamada tecnologia “limpa”. O outro movimento emergiu como desdobramento do primeiro e vem sendo cada vez mais reconhecido pelo termo “responsabilidade social empresarial”. Nesse capítulo, é descrito o ambiente no qual essas convenções emergiram, os principais eventos que marcaram sua trajetória e o contexto atual, caracterizado pelo envolvimento dos *stakeholders* nas estratégias de negócio das empresas.

O capítulo 9, por Maria Cecília Lustosa, discute a relação entre *Industrialização, meio ambiente, inovação e competitividade*, a partir de uma perspectiva teórica evolucionária/neoschumpeteriana da economia. Se de um lado o desenvolvimento tecnológico levou à degradação ambiental a partir da Revolução Industrial; por outro se pôde vislumbrar mudanças tecnológicas na direção de tecnologias mais limpas. O debate travado neste meio questiona se as regulamentações ambientais levam à perda de competitividade das empresas ou se elas aumentariam a competitividade via inovações. São analisados os determinantes do investimento ambiental e os investimentos desta natureza realizados pela indústria brasileira. Finalmente, mostra o comportamento das empresas industriais brasileiras, principais agentes do crescimento industrial e as diferenças regionais e setoriais dos investimentos ambientais no Brasil.

O capítulo 10, *Energia, inovação tecnológica e mudanças climáticas*, de Alexandre d'Avignon, analisa, sob a ótica da teoria evolucionária abordada inicialmente no capítulo 9, a construção dos sistemas energéticos desde os primórdios das civilizações humanas até os dias de hoje, nos quais esses sistemas vêm ultrapassando a capacidade de suporte do planeta em relação à absorção da poluição gerada. Discute-se este processo evolucionário como uma consequência da apropriação cada vez mais intensa de “renda energética”, na qual a revolução industrial atua como divisor de águas no que diz respeito aos padrões de aproveitamento dos recursos naturais e energéticos. O debate sobre o processo de inovação abre a perspectiva para mudanças nas rotas e paradigmas tecnológicos, hoje existentes, tanto na geração de energia quanto na sua apropriação pelos setores produtivos e de consumo, mostrando-se o papel da regulação e da gestão como primordiais para esta transformação. Neste sentido, remete-se aos aspectos de inovação promovidos pela regulação ambiental abordados nos capítulos 8 e 9. Por fim, mostram-se as opções por meio das fontes alternativas renováveis de energia para a redução das emissões de gases de efeito estufa e da *footprint* da economia.

O capítulo 11, de Luciana Togeiro de Almeida, Rodrigo Daniel Feix e Sílvia Helena Galvão de Miranda, aborda o *Comércio e meio ambiente: evidências do setor agroexportador brasileiro*. Aponta-se o contraste entre uma visão da economia ecológica, que percebe na abertura do comércio uma chamada para uma “corrida ao fundo” (*race to the bottom*), em que os países pobres aceitam receber indústrias “sujeiras” exploradoras de mão de obra em troca de investimento e crescimento *versus* a perspectiva da economia neoclássica de que a renda gerada pelo acesso aos mercados liberalizados permitirá internalizar os custos socioambientais, assegurando uma melhoria das práticas e os padrões de regulação conjuntamente. Levando em consideração que o superávit comercial brasileiro é positivamente afetado pela grande expansão na produção de grãos e carne, sobretudo em áreas de fron-

teira no Cerrado e na Amazônia, de grande fragilidade e biodiversidade ameaçada, a flexibilização das normas ambientais para estimular o crescimento do setor tem surgido como um dos debates centrais de confronto entre meio ambiente e desenvolvimento no Brasil. Tal abertura e flexibilização implica uma redução na segurança alimentar, no emprego rural e na prioridade da pequena produção. O capítulo aborda os debates internacionais sobre os possíveis conflitos entre as convenções ambientais e os acordos de comércio, sugerindo opções para a harmonização dos mesmos. Este modelo de desenvolvimento segue uma trajetória não sustentável, na contramão das crescentes exigências ambientais que se observam nos mercados internacionais.

A Parte III trata de uma área específica de grande relevância ao Brasil, que é a *Valoração e compensação de serviços ambientais*.

O capítulo 12, de José Aroudo Mota, Marcel Bursztyn, José Oswaldo Cândido Júnior e Ramon Ortiz, intitulado *A valoração da biodiversidade: conceitos e concepções metodológicas*, tem por objetivo apresentar ao leitor os aspectos metodológicos da valoração econômica ambiental, com aplicação à conservação e uso sustentável de recursos biológicos. Fundamentados principalmente na teoria neoclássica, busca quantificar o valor econômico de bens e serviços ambientais por meio de um equivalente, em termos de outros recursos disponíveis na economia, do qual estaríamos dispostos a abrir mão de modo a obter uma melhoria ou evitar uma piora na qualidade ambiental. Tal equivalente pode ser mensurado direta ou indiretamente, de acordo com a técnica adotada, em valores monetários. Na economia ecológica, a referência apenas às preferências dos consumidores ou despesas preventivas é considerada limitante, não refletindo as necessidades das futuras gerações e espécies, nem das preferências de distintos atores. Neste capítulo, são descritos os principais métodos de valoração econômica ambiental, ressaltando suas potencialidades e limitações. A valoração é um instrumento importante tanto na gestão de recursos ambientais quanto na tomada de decisões que envolvam projetos com grande impacto ambiental. Desta forma, permite inserir valores monetários para os bens e serviços ambientais nas estratégias de desenvolvimento econômico, sejam estas locais, regionais ou nacionais. As técnicas de análise multiobjetivo e de avaliação integrada, envolvendo a participação de atores nos processos valorativos, são recomendadas para superar as limitações dos métodos abordados.

O capítulo 13, por José Eli da Veiga e Eduardo Ehlers, *Diversidade biológica e dinamismo econômico no meio rural*, coloca valorização da diversidade biológica como algo recente, das últimas décadas do século XX. No caso dos países tropicais, a diversidade biológica e a natureza hostil eram vistas como entraves ao processo de crescimento econômico. Posteriormente, evidencia-se que a estratégia convencional de conservação, baseada na manutenção e expansão de áreas protegidas, é insuficiente para manter a diversidade da vida. Busca-se, portanto, identificar mecanismos que permitam conciliar a conservação ou ampliação da diversidade biológica e a criação de empresas e empregos, por meio do aproveitamento das amenidades no meio rural e a diversificação dos sistemas produtivos agrícolas. Conclui-se que para avançar nessa direção é necessário taxar muitas das atividades que contribuem para degradação da natureza e investir os recursos assim arrecadados na promoção do empreendedorismo voltado à conservação da biodiversidade.

O capítulo 14, de Fernando Veiga e Peter May, apresenta os nascentes *Mercados para serviços ambientais*, com particular atenção aos potenciais benefícios que tais mercados podem trazer para a sustentabilidade do setor agropecuário brasileiro. O capítulo une

pensamentos teóricos da economia ecológica, coasiana e institucional, permitindo uma integração de argumentos que estabelecem um elo entre demandantes e ofertantes de serviços associados com o uso adequado do solo rural. A criação de mercados nem sempre deve esperar a evidência de escassez, pois pode ser tarde demais para a manutenção das funções do capital natural crítico, sujeito a degradação não linear e eventual colapso com perturbações nos ecossistemas que os abrigam. Esquemas de pagamento para serviços ambientais (PSA) iniciaram-se apenas no final dos anos 1990, sendo raros os casos em que se encontram mercados “puros”, evidenciando compradores, provedores e condicionalidade de transação na comprovação do serviço entregue. Na maior parte dos casos, existem programas governamentais vinculados a projetos de desenvolvimento rural, que procuram utilizar o instrumento de PSA para incentivar usos do solo conservacionistas fundamentados na provisão de água limpa, estoques de carbono terrestre e proteção à biodiversidade remanescente. Uma série de iniciativas em curso no Brasil nesta linha é discutida, tanto com respeito à sua evolução conceitual como com a implementação e surgimento de novas institucionalidades para geri-las.

O capítulo 15, de Marilene Ramos, intitulado *O princípio poluidor-pagador e a gestão de recursos hídricos: a experiência europeia e brasileira*, aborda a gestão de recursos hídricos, com foco na aplicação do instrumento econômico da cobrança pelo uso da água. A cobrança é um instrumento econômico aplicado tanto para incentivar a parcimônia no volume de água utilizada quanto para motivar a proteção da qualidade dos recursos hídricos, por meio do princípio usuário pagador. Nesse capítulo é analisada a capacidade do instrumento da cobrança de atuar como instrumento econômico, modificando o comportamento do usuário, e de conferir sustentabilidade financeira aos sistemas de gestão de recursos hídricos. As experiências da Europa ocidental e do Brasil apontam que, apesar de se observar que a cobrança ainda é estabelecida em níveis baixos em relação aos custos de redução do uso, tem ocorrido, de fato, uma indução a um uso mais racional e sustentável dos recursos hídricos.

Finalmente, o capítulo 16, da autoria de Alfredo Kingo Oyama Homma, intitulado *Extratativismo, manejo e conservação dos recursos naturais na Amazônia*, trata da viabilidade econômica de se depender do extrativismo vegetal por parte de populações rurais na Amazônia Legal como fundamento para o desenvolvimento sustentável desta região. Para o autor, a tendência histórica do extrativismo vegetal na região indica uma evolução desde um processo de uso de baixa intensidade, mas igualmente baixa remuneração, para uma intensificação de uso e eventual extinção ou domesticação para cultivo intensivo das mesmas espécies ou seus substitutos. A regularização dos direitos de propriedade sobre os recursos extrativistas, por exemplo, por meio da criação de reservas extrativistas pode assegurar a permanência da base genética para opções de uso futuro, mas não necessariamente supera as contradições que nutrem a destruição, fragilizando a própria sobrevivência dos povos da floresta e a natureza da qual dependem. Os modelos econômicos que orientam o manejo florestal fundamentados na rotação e exaustão “ótimas”, descritos no capítulo 3, não retratam a importância dos demais serviços da natureza associados à conservação dos recursos florestais. Há necessidade de elaboração de novos modelos fundamentados em objetivos múltiplos visando beneficiar tanto os usuários atuais quanto as gerações futuras.

## Sumário

Prefácio à primeira edição – *Carlos Eduardo Young e Peter H. May* v

Prefácio à segunda edição – *Herman Daly* vii

Apresentação da segunda edição – *Peter H. May* ix

### PARTE I – FUNDAMENTOS

1. Economia ou economia política da sustentabilidade – *Ademar Ribeiro Romeiro* 3
2. O fundamento central da economia ecológica – *Andrei Cechin e José Eli da Veiga* 33
3. Economia dos recursos naturais – *Maria Amélia Enríquez* 49
4. Economia da poluição – *Eugenio Miguel Cánepa* 79
5. Mensurando a sustentabilidade – *Paulo Gonzaga Mibielli de Carvalho e Frederico Cavadas Barcellos* 99
6. Contabilidade ambiental nacional: fundamentos teóricos e aplicação empírica no Brasil – *Carlos Eduardo Frickmann Young* 133

### PARTE II – POLÍTICAS AMBIENTAIS E GESTÃO EMPRESARIAL

7. Política ambiental – *Maria Cecília Junqueira Lustosa, Eugenio Miguel Cánepa, Carlos Eduardo Frickmann Young* 163
8. As empresas e o desenvolvimento sustentável: a trajetória da construção de uma convenção – *Valéria da Vinha* 181

9. Industrialização, meio ambiente, inovação e competitividade — *Maria Cecília Junqueira Lustosa* 205
10. Energia, inovação tecnológica e mudanças climáticas — *Alexandre d'Avignon* 221
11. Comércio e meio ambiente: evidências do setor agroexportador brasileiro — *Luciana Togeiro de Almeida, Rodrigo Daniel Feix e Sílvia Helena Galvão de Miranda* 245

### PARTE III – A ECONOMIA DA BIODIVERSIDADE E SERVIÇOS AMBIENTAIS

12. A valoração da biodiversidade: conceitos e concepções metodológicas — *José Aroudo Mota, Marcel Burstzyn, José Oswaldo Cândido Junior e Ramon Arigoni Ortiz* 265
13. Diversidade biológica e dinamismo econômico no meio rural — *José Eli da Veiga e Eduardo Ehlers* 289
14. Mercados para serviços ambientais — *Fernando Cesar da Veiga Neto e Peter H. May* 309
15. O princípio poluidor-pagador e a gestão de recursos hídricos: a experiência europeia e brasileira — *Marilene Ramos M. Santos* 333
16. Extrativismo, manejo e conservação dos recursos naturais na Amazônia — *Alfredo Kingo Oyama Homma* 353

*Biografias resumidas dos autores* 375

## ■ PARTE I ■

# FUNDAMENTOS

# Economia ou economia política da sustentabilidade

■ ■ ■

**Ademar Ribeiro Romeiro**

*Instituto de Economia da Unicamp*

## 1.1. Situando a economia política do meio ambiente

No esquema analítico convencional, o que seria uma *economia* da sustentabilidade é visto como um problema, em última instância, de **alocação** intertemporal de recursos entre consumo e investimento por agentes econômicos racionais, cujas motivações são fundamentalmente maximizadoras de utilidade. A ação coletiva (por meio do Estado) se faz necessária apenas para corrigir as falhas de mercado que ocorrem devido ao fato de boa parte dos serviços ambientais se constituir de bens públicos (ar, água, capacidade de assimilação de dejetos etc.), não tendo, portanto, preços. Uma vez corrigidas estas falhas, de modo a garantir a correta sinalização econômica da escassez relativa destes serviços ambientais, a dinâmica de alocação intertemporal de recursos tenderia a se processar de modo eficiente, não havendo problemas de incerteza e de risco de perdas irreversíveis.

No esquema analítico proposto, o problema da *economia política* (Quadro 1.1) da sustentabilidade é visto como um problema de **distribuição** intertemporal de recursos naturais finitos, o que pressupõe a definição de limites para seu uso (*escala*). Além disso, trata-se de um processo envolvendo agentes econômicos cujo comportamento é complexo em suas motivações (as quais incluem dimensões sociais, culturais, morais e ideológicas) e que atuam em um contexto de incertezas e de riscos de perdas irreversíveis que o progresso da ciência não tem como eliminar. Desse modo, tanto a natureza como o papel da ação coletiva são completamente distintos daqueles pressupostos no esquema analítico convencional. Trata-se de um processo de escolha pública onde caberá à sociedade civil, em suas várias formas de organização (o Estado, entre outras), decidir, em última instância, com base em considerações morais e éticas.

Neste primeiro capítulo do livro procuramos mostrar, portanto, que o desafio do desenvolvimento sustentável não tem como ser enfrentado a partir de uma perspectiva teórica que desconsidera as dimensões culturais e éticas no processo de tomada de decisão.

### Quadro 1.1. A origem teórica da economia política

Tradicionalmente, o adjetivo **política** associado ao substantivo **economia** indica uma visão teórica que se distingue por incluir, em seu esquema analítico, considerações de ordem política em seu sentido amplo. Isto é, inclui considerações morais e éticas em contraposição à economia sem adjetivo (*economics*), cuja visão teórica subjacente (neoclássica) pressupunha ser uma exigência científica à exclusão deste tipo de considerações.\* Entretanto, a economia é sempre economia política na medida em que todo ser humano pensa e age a partir de uma escala de valores.<sup>1</sup> É ilusória a ideia positivista de que as proposições podem ser divididas claramente entre positivas e normativas. Existe sempre algum julgamento de valor ou aspecto ideológico em todos os conceitos, afirmações e teorias em economia. Nesse sentido, o hábito da economia convencional de olhar exogenamente os valores e as preferências como dados não é algo que decorre de uma posição cientificamente neutra.<sup>2</sup>

Além disso, procura deixar claro também porque este processo de tomada de decisão terá que ser supraindividual, isto é, baseado em ações coletivas altruisticamente motivadas e não em decisões individuais maximizadoras de bem-estar de cada agente econômico. Ela está dividida em cinco seções além desta parte inicial.

A segunda seção apresenta uma breve digressão sobre a evolução histórica da capacidade das sociedades humanas de transformar a natureza, marcada pelas revoluções agrícola e industrial. Busca-se deixar claro que embora esta evolução tenha sido marcada cada vez mais por desequilíbrios ecológicos, isto não é inevitável. É possível transformar radicalmente a natureza, como quando se pratica a agricultura sem, no entanto, desrespeitar as regras ecológicas básicas. Outro ponto a notar refere-se à magnitude da escala atual das atividades humanas o que, independentemente de estas atividades respeitarem ou não as regras ecológicas básicas, levanta o problema do limite da capacidade de suporte do planeta Terra. Nesse sentido, enfatiza-se a necessidade de não apenas buscar uma melhor eficiência na utilização dos recursos naturais, reduzindo drasticamente e/ou eliminando a poluição, como também a necessidade de estabilizar os níveis de consumo de recursos naturais *per capita* dentro dos limites da capacidade de suporte do planeta.

Na seção seguinte discute-se a questão do desenvolvimento sustentável de uma perspectiva teórica. São apresentados os fundamentos das duas principais correntes teóricas em economia que tratam dos problemas de sustentabilidade: a economia ambiental (neoclássica) e a economia ecológica. As diferenças entre as duas abordagens são assinaladas não apenas do ponto de vista teórico, como também daquele das implicações concretas destas duas visões analíticas em termos das políticas ambientais que inspiram e suas consequências.

A seção 1.4 introduz o problema da valoração econômica de serviços ecossistêmicos. No esquema analítico convencional os valores obtidos refletem, direta ou indiretamente,

apenas a disposição a pagar dos “consumidores” de meio ambiente. Além disso, escapa da valoração boa parte dos serviços ecossistêmicos em jogo devido ao desconhecimento do ecossistema em questão e das funções que lhe são inerentes e que dão origem a estes serviços. O conhecimento mais aprofundado dos ecossistemas mostra também aquilo que não é passível de valoração econômica por não se traduzir diretamente em serviços ecossistêmicos, mas que tem um papel importante na estabilidade do mesmo, bem como possivelmente de outros, no longo prazo. A modelagem econômico-ecológica é a ferramenta que torna possível levar em conta, ainda que imperfeitamente, a complexidade ecossistêmica no processo de valoração e na definição de políticas ambientais.

Na quinta seção são analisados os limites à mudança decorrente das características próprias da dinâmica de acumulação capitalista e do padrão de consumo correspondente, marcado pela criação incessante de novas necessidades de consumo. Nesse sentido, a estabilização do consumo de recursos naturais *per capita* dependerá de uma mudança de valores. São apresentadas também as condições objetivas que podem contribuir para o sucesso de um movimento de educação ambiental visando esta mudança de valores com base, em última instância, em considerações de ordem ética.

Na última seção são brevemente sumariadas as condições históricas que explicam o surgimento de um instrumento jurídico, o princípio de precaução, que se configura como uma importante inovação institucional aplicável em processos de tomada de decisões sob incerteza. Apresenta-se também uma proposta metodológica de classificação e hierarquização dos problemas ambientais segundo os níveis de incerteza sistêmica e de risco de perdas irreversíveis. Finalmente, na última seção, as principais conclusões do capítulo são apresentadas e comentadas.

## 1.2. Desenvolvimento sustentável — Perspectiva histórica

Em um passado distante, antes do controle do fogo pela espécie humana, a interação desta com a natureza era semelhante àquela dos animais mais próximos na cadeia evolutiva, como os grandes primatas. O controle do fogo abriu caminho para que esta interação assumisse características próprias cada vez mais distintas. Sobrevivem, entretanto, ainda hoje, amostras de povos, como os yanomamis, vivendo no neolítico, testemunhos vivos de que o controle do fogo por si só pode não levar a mudanças radicais e progressivas no modo de inserção da espécie humana na natureza.

Do ponto de vista ecológico, o modo de vida de povos como os yanomamis, ou mesmo de outros povos indígenas mais evoluídos no sentido de usar mais largamente o fogo como técnica agroflorestal e outros instrumentos, não provoca nenhum desequilíbrio comprometedor do ecossistema, embora o modifique. Seu modo de vida conduz a transformações na paisagem florestal que, embora não facilmente perceptíveis para olhos não treinados, são reais e bastante marcadas em determinados locais. Mas são transformações de tal modo integradas com o ambiente florestal que não se diferenciam muito do tipo de transformações que certas espécies animais podem causar no ecossistema onde estão inseridas. Portanto, um ecossistema em equilíbrio não quer dizer um ecossistema estático. É um sistema dinâmico, que se modifica, embora lentamente, graças a interações entre as diversas espécies nele contidas, em um processo conhecido como coevolução.

\* Em sua exortação pela volta à tradição ética em economia, Sen (1987) observa que desde Adam Smith duas tradições em economia se firmaram: uma, preocupada com a moral e a ética (que além dos autores clássicos, como Smith, Marx, Ricardo, Stuart Mill, inclui autores como Veblen, Myrdal, entre outros, e toda a escola institucionalista contemporânea); a outra (neoclássica), que ele classifica como uma espécie de “engenharia econômica”, onde esta preocupação não existiu.



Com a invenção da agricultura há cerca de dez mil anos, a humanidade deu um passo decisivo na diferenciação de seu modo de inserção na natureza em relação àquele das demais espécies animais. A agricultura provoca uma modificação radical nos ecossistemas. A imensa variedade de espécies de um ecossistema florestal, por exemplo, é substituída pelo cultivo/criação de umas poucas espécies, selecionadas em função de seu valor seja como alimento, seja como fonte de outros tipos de matérias-primas que os seres humanos considerem importantes.

Entretanto, apesar de modificar radicalmente o ecossistema original, a agricultura não é necessariamente incompatível com a preservação do equilíbrio ambiental fundamental. É possível construir um ecossistema agrícola baseado em sistemas de produção que preservem certos mecanismos básicos de regulação ecológica. Por exemplo, pode-se reduzir a infestação de pragas nas culturas com a alternância do cultivo de espécies distintas em uma mesma área (rotações de culturas). Este resultado é obtido na medida em que a rotação de culturas é uma forma de garantir um mínimo de biodiversidade, que é o principal mecanismo da natureza para manter o equilíbrio do ecossistema. Do mesmo modo, pode-se obter efeito semelhante através da manutenção de uma paisagem agrícola diversificada, entremeadada de bosques e matas, de áreas de aguadas etc.

Em relação à manutenção da fertilidade do solo, para garantir a sustentabilidade é preciso não apenas repor os nutrientes exportados com as culturas, mas fazê-lo de modo equilibrado, isto é, de acordo com os processos naturais de reciclagem de nutrientes. Uma fertilização química desequilibrada tem impactos negativos no próprio solo, bem como sobre os recursos hídricos do ecossistema. Enfim, é possível, em princípio, transformar radicalmente um dado ecossistema natural, substituindo-o por outro, “artificial”, mas também equilibrado do ponto de vista ecológico. A diferença fundamental neste último caso é que a manutenção do equilíbrio terá que contar com a participação ativa dos seres humanos, agindo com base em certos princípios básicos de regulação ecológica (diversidade biológica, reciclagem de nutrientes etc.).

Com a Revolução Industrial a capacidade da humanidade de intervir na natureza deu um novo salto colossal e que continua a aumentar sem cessar. É interessante notar que esta enorme capacidade de intervenção ao mesmo tempo que provocou grandes danos ambientais, também ofereceu em muitas situações os meios para que a humanidade afastasse a ameaça imediata que estes danos pudessem representar para sua sobrevivência e, com isso, retardasse a adoção de técnicas e procedimentos mais sustentáveis. Um exemplo significativo neste sentido foi o uso intensivo de fertilizantes químicos baratos que, em muitas regiões, mascarou o efeito da erosão dos solos sobre a produtividade agrícola.

Para além dos desequilíbrios ambientais decorrentes desta maior capacidade de intervenção, a Revolução Industrial, baseada no uso intensivo de grandes reservas de combustíveis fósseis, abriu caminho para uma expansão inédita da *escala* das atividades humanas, que pressiona fortemente a base de recursos naturais do planeta. Ou seja, mesmo se todas as atividades produtivas humanas respeitassem princípios ecológicos básicos, sua expansão não poderia ultrapassar os limites termodinâmicos que definem a “capacidade de carga” (“*carrying capacity*”) do planeta. A magnitude da punção exercida pelas socieda-

#### Quadro 1.2. “Pegada Ecológica” (*Ecological Footprint*)

O conceito de “pegada ecológica” é baseado na ideia de que, para a maioria dos tipos de consumo material e energético, corresponde a uma área mensurável de terra e de água nos diversos ecossistemas que deverá fornecer os fluxos de recursos naturais necessários para cada tipo de consumo, bem como a capacidade de assimilação dos rejeitos gerados. Desse modo, para se estimar a pegada ecológica de uma determinada sociedade é preciso considerar as implicações (coeficientes técnicos) de cada tipo de consumo em termos de demanda por recursos naturais.

Atualmente existem estimativas com base em seis categorias de uso da terra: terra degradada ou consumida (por exemplo, aquela sob áreas construídas), terra sob jardins, terra agrícola, pastagens, florestas plantadas e terra de energia. As áreas sob águas, notadamente o oceano, ainda coloca dificuldades importantes para sua avaliação.

A terra de energia pode ser definida de dois modos: a) como a área média necessária para produzir um determinado fluxo de energia de biomassa equivalente ao fluxo atual obtido com a queima de combustíveis fósseis; b) como a área média de florestas “sequestradoras de carbono” necessária para absorver as emissões atuais de dióxido de carbono. A primeira seria a escolhida no caso de abandono do uso de combustíveis fósseis. A segunda no caso de se continuar queimando estes combustíveis fósseis.

É claro que estes são exercícios ainda bastante precários e que, provavelmente, não poderão superar todos os obstáculos metodológicos para se obter uma medida acurada da punção exercida pelas sociedades humanas sobre o meio ambiente. No entanto, apesar das controvérsias, são exercícios úteis que, juntamente com outras medidas agregadas de impactos ambientais (indicadores de sustentabilidade e contas ambientais), podem ter um papel importante tanto do ponto de vista pedagógico, de conscientização ecológica, como também para orientar a definição de políticas ambientais.

des humanas sobre o meio ambiente, sua “pegada ecológica” (“*ecological footprint*” — ver Quadro 1.2), resulta do tamanho da população multiplicado pelo consumo *per capita* de recursos naturais, dada a tecnologia. O progresso técnico pode atenuar relativamente esta pressão, mas não eliminá-la.

A “capacidade de carga” do planeta Terra não poderá ser ultrapassada sem que ocorram grandes catástrofes ambientais. Entretanto, como não se conhece qual é esta capacidade de carga, e será muito difícil conhecê-la com precisão, é necessário adotar uma postura precavida que implica agir sem esperar para ter certeza. Nesse sentido, é preciso criar o quanto antes as condições socioeconômicas, institucionais e culturais que estimulem não apenas um rápido progresso tecnológico poupador de recursos naturais como também uma mudança em direção a padrões de consumo que não impliquem o crescimento contínuo e ilimitado do uso de recursos naturais *per capita*.

Como veremos mais adiante, é mais fácil atingir boa parte do primeiro destes objetivos do que o segundo. Em relação a este último, a grande dificuldade está em que a estabilização dos níveis de consumo *per capita* pressupõe uma mudança de atitude, de valores, que contraria aquela prevacente ligada à lógica do processo de acumulação de capital em vigor desde a ascensão do capitalismo, e que se caracteriza pela criação incessante de novas necessidades de consumo. Haveria, portanto, que se passar de uma “civilização do ter” para uma “civilização do ser”.<sup>3</sup>

### 1.3. Desenvolvimento sustentável — Perspectiva teórica

Desenvolvimento sustentável é um conceito normativo que surgiu com o nome de **ecodesenvolvimento** no início da década de 1970.\* Ele surgiu num contexto de controvérsia sobre as relações entre crescimento econômico e meio ambiente, exacerbada principalmente pela publicação do relatório do Clube de Roma que pregava o crescimento zero como forma de evitar a catástrofe ambiental. Ele emerge deste contexto como uma proposição conciliadora, onde se reconhece que o progresso técnico efetivamente relativiza os limites ambientais, mas não os elimina e que o crescimento econômico é condição necessária, mas não suficiente para a eliminação da pobreza e disparidades sociais.

O tempo jogou a favor de uma ampla aceitação desta proposição, mas que, por esta ser basicamente normativa, não foi capaz de eliminar as divergências quanto a sua interpretação. As dificuldades desse entendimento revelam-se não apenas nas incontáveis definições de desenvolvimento sustentável como também nas diferenças de interpretação de uma mesma definição. No Relatório Brundtland,<sup>4</sup> por exemplo, ele é definido basicamente como “aquele que satisfaz as necessidades atuais sem sacrificar a habilidade do futuro satisfazer as suas”. Mas o que isso quer dizer exatamente? Como se traduz em termos de políticas públicas?

No debate acadêmico em economia do meio ambiente as opiniões se dividem entre duas correntes principais de interpretação:<sup>5</sup>

a) A primeira corrente é representada principalmente pela chamada **Economia Ambiental** (o “mainstream” neoclássico) e considera que os recursos naturais (como fonte de insumos e como capacidade de assimilação de impactos dos ecossistemas) não representam, a longo prazo, um limite absoluto à expansão da economia. Pelo contrário, inicialmente estes recursos sequer apareciam em suas representações analíticas da realidade econômica, como, por exemplo, na especificação de função de produção onde entravam apenas o capital e o trabalho. A economia funcionava sem recursos naturais (Figura 1.1a). Esta visão implícita de infinitude dos recursos naturais na análise neoclássica foi objeto de crítica pioneira e sistemática por Nicolas Georgescu-Roegen (Quadro 1.3).

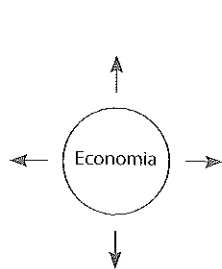


Figura 1.1a

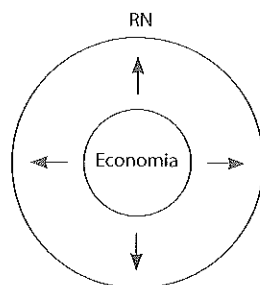


Figura 1.1b

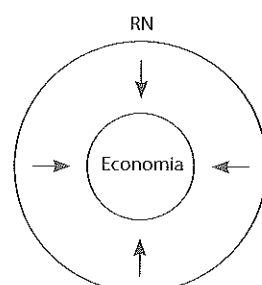


Figura 1.2

\* A autoria do termo não é bem estabelecida, mas existe concordância geral em atribuir a Ignacy Sachs, da Escola de Altos Estudos em Ciências Sociais de Paris, uma preeminência nas suas qualificações conceituais.

#### Quadro 1.3. Nicolas Georgescu-Roegen

Nicolas Georgescu-Roegen, matemático e economista de origem romena, ocupa uma posição singular na história do pensamento econômico. Economista reconhecido por suas contribuições ao “mainstream”, publicou em 1971 a obra seminal intitulada “The Entropy Law and the Economic Process” que, embora tenha sido saudada por Paul Samuelson como uma obra revolucionária, passou todos esses anos sob o silêncio da maioria dos economistas convencionais, incluindo os trabalhos posteriores do próprio Samuelson!

A razão deste silêncio na verdade não é difícil de entender. A consideração da Lei da Entropia no raciocínio econômico forçaria revisões profundas no corpo teórico convencional. A começar pela representação básica do funcionamento da economia por meio do diagrama do fluxo circular entre firmas e unidades de consumo onde não há lugar para os recursos naturais como insumos e como rejeitos lançados ao meio ambiente.

Aparentemente seria fácil incluir o meio ambiente nesta representação analítica. No entanto, como observa Daly (1996), esta representação de fluxo circular é inerente à epistemologia mecanicista do paradigma teórico neoclássico, onde existem apenas movimentos reversíveis e qualitativamente neutros.

O que é importante ressaltar da obra de Georgescu é a introdução da ideia de **irreversibilidade e de limites** na teoria econômica, que decorre da segunda lei da termodinâmica (lei da entropia) em contraposição à primeira (sobre a transformação da matéria), na qual essa ideia não faz sentido e sobre a qual se baseia implicitamente a teoria econômica convencional.

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 **substituidade** perfeita entre capital, trabalho e recursos naturais<sup>6</sup> 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 indisponibilidade de recursos naturais (RN) se torne uma restrição à sua expansão, mas uma restrição apenas **relativa**, superável **indefinidamente** pelo progresso científico e tecnológico (Figura 1.1b). Tudo se passa como se o sistema econômico fosse capaz de se mover suavemente de uma base de recursos para outra à medida 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 a 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.<sup>6</sup> A ideia subjacente é a de que o investimento compensa as gerações futuras pelas perdas de ativos causadas pelo consumo e produção correntes (formalmente apresentada pela “regra de Hartwick”). Ela tem sido criticada tanto em termos das hipóteses assumidas (crítica externa) como da sua inconsistência metodológica (críti-

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

ca 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. Na abordagem da sustentabilidade fraca não se reconhecem, portanto, as características únicas de certos recursos naturais que, por não serem produzidos, não podem ser substituídos pela ação humana. Como consequência do argumento prévio, o consumo de capital natural pode ser irreversível, e a agregação simples com o capital produzido pode não ter sentido.\*

No que concerne à inconsistência metodológica, esta ficaria patente na valoração do capital. Dado que esta abordagem propõe uma agregação combinando capital produzido e natural, isso requer um numerário comum, uma atribuída ao sistema de preços correntes: para serem valorados, os recursos naturais devem se referir aos preços existentes (o capital produzido é estimado pelos preços de mercado observados).

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 se todas as funções ecossistêmicas fossem monetizadas, mas estas funções 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.<sup>7</sup>

Para esta corrente, os mecanismos por meio dos quais se dá esta ampliação indefinida dos limites ambientais ao crescimento econômico devem ser principalmente mecanismos 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 induz a introdução de inovações que permitem poupá-lo e, no limite, substituí-lo por outro recurso mais abundante. Em se tratando dos serviços ambientais 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.), este mecanismo de mercado falha. Para corrigir esta falha é necessário intervir para que a disposição a pagar por esses serviços ambientais possa se expressar à medida em 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 uma menor tolerância à escassez crescente desses serviços devido à poluição, configurando o que pode ser expresso como uma curva de Kuznets\*\* ambiental: na medida em que a renda *per capita* se eleva com o crescimento econômico, a degradação ambiental aumenta até um certo ponto, a partir do qual a qualidade ambiental começa a melhorar. A explicação para este fato estaria em que nos estágios iniciais do processo de desenvolvimento econômico a crescente degradação do meio ambiente é aceita como um efeito colateral ruim, mas inevitável. Entretanto, 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 ambientais.

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 meio da definição de direitos de propriedade sobre eles (negociação coaseana); seja indiretamente, por meio da valoração econômica da degradação destes bens e da imposição desses valores pelo Estado por meio de taxas (taxação pigouviana). A primeira implicaria a privatização de recursos como a água, o ar etc., 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 estes 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 ele seria forçado a “internalizar” por meio do pagamento das taxas correspondentes (Figura 1.3): o agente econômico vai procurar minimizar seu custo total que resulta da soma do quanto vai gastar 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”.

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.\* Mas permanece o princípio de que a política ambiental mais eficiente é aquela que cria as condições, por meio da precificação, para que os agentes econômicos “internalizem” os custos da degradação que provocam.

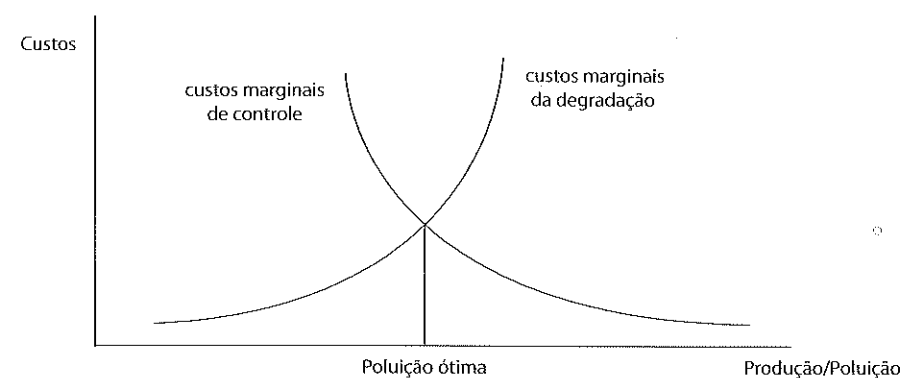


Figura 1.3 O equilíbrio da poluição “ótima”.

\* Ver capítulo 6 para um detalhamento maior da aplicação dos conceitos de sustentabilidade fraca e forte em relação à extração de recursos naturais exauríveis.

\*\* A expressão curva de Kuznets ambiental tem sua origem em um trabalho de Kuznets onde este mostrava empiricamente a existência de uma curva com a forma de U invertido correlacionando crescimento econômico e distribuição de renda.

\* DASGUPTA e MÁLER (1995: 2.378) observam que os ecossistemas evoluem constantemente mudando também sua “capacidade de carga” e de modo essencialmente imprevisível.





b) A segunda corrente de interpretação é representada principalmente pela chamada **Economia Ecológica**, que vê o sistema econômico como um subsistema de um todo maior que o contém, impondo uma restrição **absoluta** à sua expansão (Figura 1.2). Capital e recursos naturais são essencialmente **complementares**. O progresso científico e tecnológico é visto como fundamental para aumentar a eficiência na utilização dos recursos naturais em geral (renováveis e não renováveis) e, nesse aspecto, esta corrente partilha com a primeira a convicção de que é possível instituir uma estrutura regulatória baseada em incentivos econômicos capaz de aumentar imensamente esta eficiência (Quadro 1.3). Permanece, entretanto, a discordância fundamental em relação à capacidade de superação indefinida dos limites ambientais globais. A longo prazo, portanto, 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.

A questão central para essa corrente de análise é, neste sentido, como fazer com que a economia funcione considerando a existência destes limites. O mecanismo de ajuste proposto pelo esquema analítico neoclássico por definição desconsidera, como foi visto, a existência desses 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 um determinado bem eleva seu preço, o que induz à introdução de inovações que permitem poupá-lo e, no limite, substituí-lo por outros recursos mais abundantes cujos estoques, supõe-se, os agentes econômicos conheçam, juntamente com as 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 ambientais 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 que esse mecanismo é baseado no cálculo de custo e benefício feito pelos agentes econômicos visando à **alocação** de recursos entre investimentos em controle da poluição e pagamentos de taxas por poluir de modo a minimizar o custo total. O cálculo das taxas, por sua vez, será 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.

Portanto, o ponto de equilíbrio, chamado de “poluição ótima”, é de equilíbrio 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, que é o que ocorre, 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 uma 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, a 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 onde 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. Esses 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 estes que têm que se afirmar em um contexto de controvérsias e incertezas científicas decorrentes da complexidade dos problemas ambientais globais. São por estas razões, portanto, que a determinação da escala que se considere sustentável só pode ser realizada por meio de processos coletivos de tomada de decisão.

Desse modo, sem uma intervenção coletiva que defina a escala que a sociedade considere sustentável, a melhoria da qualidade ambiental induzida pela degradação ambiental (a curva de Kuznets ambiental) tende a se limitar àquela degradação que afeta a 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 aquela cujos efeitos envolvem custos mais dispersos e de longo prazo, como é o caso, por exemplo, da degradação provocada pela emissão de dióxido de carbono, que causa o efeito estufa.<sup>8</sup> De modo geral, portanto, 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 (via de regra, pobres) de outros países ou pelas futuras gerações, ou seja, não levam em conta os problemas relacionados à justiça distributiva e à escala.

#### 1.4. Valoração econômica e complexidade ecossistêmica\*

Para a abordagem econômico-ecológica, o conhecimento aprofundado da dinâmica ecológica decorrente da complexidade dos ecossistemas é uma condição necessária para que a valoração econômica dos serviços ecossistêmicos possa efetivamente subsidiar a adoção de políticas de gestão sustentável dos recursos naturais. Os ecossistemas resultam das complexas, dinâmicas e contínuas interações entre seres vivos e não vivos em seus ambientes físicos e biológicos. Trata-se de sistemas adaptativos complexos, nos quais propriedades sistêmicas macroscópicas, como estrutura, relação produtividade-diversidade e padrões de fluxos de nutrientes, emergem de interações entre os componentes, sendo comum a existência de efeitos de retroalimentação (*feedback*) positivos e negativos,<sup>9</sup> responsáveis por um equilíbrio dinâmico evolutivo. Eles incluem não apenas as interações entre os organismos, mas entre a totalidade complexa dos fatores físicos que formam o que é conhecido como ambiente.<sup>10</sup>

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**, que fornece as fundações sobre as

\* Para uma análise mais aprofundada ver Andrade e Romeiro (2009a e 2009b).



quais os processos ecológicos ocorrem.<sup>11\*</sup> A maioria dos ecossistemas apresenta milhares de elementos estruturais, cada um exibindo variados graus de complexidade. Esses elementos, por sua vez, exibem comportamentos evolucionários e não mecanicistas.<sup>12</sup> Devido a isso, os ecossistemas são caracterizados por comportamentos não lineares, o que faz com que não seja possível fazer previsões de intervenções baseadas apenas em conhecimentos sobre cada componente individualmente.

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

A **variabilidade** dos ecossistemas consiste nas mudanças dos estoques e fluxos ao longo do tempo, devido, principalmente, a fatores estocásticos, intrínsecos e extrínsecos, enquanto a **resiliência** pode ser considerada como a habilidade de os ecossistemas retornarem ao seu estado natural após um evento de perturbação natural, sendo que quanto menor o período de recuperação, maior é a resiliência de determinado ecossistema. Pode também ser definida como a medida da magnitude dos distúrbios que podem ser absorvidos por um ecossistema sem que o mesmo mude seu patamar de equilíbrio estável. As atividades econômicas apenas são sustentáveis quando os ecossistemas que as alicerçam são resilientes.<sup>13</sup>

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.<sup>14</sup> O grande problema está no fato de que estes 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 (ver seção 1.6).

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. Essas funções se traduzem em **serviços ecossistêmicos** na medida que beneficiam as sociedades humanas. Dentre eles pode-se citar a provisão de alimentos, a regulação climática, a formação do solo etc.<sup>15</sup> São, em última instância, fluxos de materiais, energia e informações derivados dos ecossistemas naturais e cultivados que, combinados com os demais tipos de capital (humano, manufaturado e social), produzem o bem-estar humano.

Os processos (funções) e serviços ecossistêmicos nem sempre apresentam uma relação biunívoca, sendo que um único serviço ecossistêmico pode ser o produto de duas ou mais funções, ou uma única função pode gerar mais que um serviço ecossistêmico. A

natureza interdependente das funções ecossistêmicas faz com que a análise de seus serviços requeira a compreensão das interconexões existentes entre os seus componentes. Além disso, o fato de 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 de os ecossistemas regularem determinados serviços.

Tendo em vista a importância dos fluxos de serviços gerados pelos ecossistemas para o bem-estar humano e para o suporte da vida no planeta, é inegável a necessidade de valorá-los economicamente de modo a fornecer subsídios para políticas ambientais.<sup>4</sup> No entanto, é preciso ter clareza de que estes valores somente podem refletir parte do que está em jogo. Esse reconhecimento por parte da abordagem econômico-ecológica é um de seus elementos diferenciadores centrais em relação à abordagem convencional (neoclássica).

O valor de um dado estoque de capital é estimado calculando-se o valor presente dos fluxos de renda futura por ele gerados. Considerando que os ecossistemas são estoques de capital natural, contabilmente seu valor também poderia ser definido pelo valor presente dos fluxos de renda (natural) futura que pode proporcionar (serviços ecossistêmicos). No entanto, como foi visto, ecologicamente nem todas as funções ecossistêmicas se expressam claramente em serviços ecossistêmicos. Além disso, devido ao conhecimento científico insuficiente pode não ser possível saber as consequências no tempo da degradação de uma dada função ecossistêmica. Para uma visão estritamente ecológica, este fato tornaria inviável a valoração econômica dos ecossistemas.

Na visão econômico-ecológica esta não seria, entretanto, uma posição realista na medida em que tornaria inviável na prática a gestão da natureza em benefício da humanidade. É preciso adotar uma abordagem dinâmico-integrada das contribuições das ciências sociais (economia, principalmente) e das ciências naturais (ecologia e biologia, principalmente), de modo a se ter clareza sobre a relevância ecológica do que está sendo valorado economicamente, levando-se na devida conta os vários efeitos de *feedback* existentes entre ecossistemas e sistemas econômicos.<sup>16</sup> Para tanto a modelagem econômico-ecológica se faz necessária.

De acordo com Wätzold *et al.* (2006), um modelo pode ser descrito como uma representação proposital de um sistema, o qual consiste em elementos estruturais e suas relações internas, além de interações destes com os ambientes subjacentes. As especificações dos elementos estruturais e dos relacionamentos internos e externos determinam em que me-

8 Um dos principais componentes da estrutura dos ecossistemas é a chamada biodiversidade, a qual pode ser definida como a variabilidade entre os organismos vivos, incluindo, entre outros, ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos, além de todos os processos ecológicos dos quais tais organismos fazem parte (Convenção da Diversidade Biológica, artigo 2º). A perda da biodiversidade representa a maior ameaça aos ecossistemas e à sua capacidade em sustentar processos ecológicos básicos que suportam a vida no planeta (NAEEM *et al.*, 1999).

\* Ver Romeiro (2004) para uma avaliação crítica da importância da valoração econômica de impactos ambientais.



didada um modelo pode ser considerado integrado e interdisciplinar. No caso da modelagem econômico-ecológica, três requisitos são necessários: i) profundo conhecimento das disciplinas envolvidas (no caso, economia e ecologia); ii) identificação e estruturação adequada do problema a ser investigado, e; iii) entendimento mútuo entre os pesquisadores (economistas e ecólogos) sobre as escalas e os propósitos da ferramenta da modelagem.

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

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

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

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

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

Apesar das similaridades, existem significativas diferenças entre as duas disciplinas, mormente ligadas a diferenças no uso de unidades de medida, diferenças no foco em dife-

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

### 1.5. Capitalismo e meio ambiente

Como foi mencionado, a grande dificuldade para a adoção de uma atitude precavida de buscar estabilizar o nível de consumo de recursos naturais está em que essa estabilização pressupõe uma mudança de atitude que contraria a lógica do processo de acumulação de capital em vigor desde a ascensão do capitalismo. Para melhor compreender essa dificuldade é preciso ter em mente o que representou a ascensão do sistema capitalista, comparado com o sistema feudal anterior, em relação à atitude da sociedade diante da produção e do consumo.

Sob muitos aspectos, pode-se dizer que as organizações e instituições feudais representavam uma espécie de expressão organizacional e institucional de motivações não econômicas e/ou altruístas da sociedade. Isto porque através destas instituições e organizações a sociedade feudal buscava submeter as atividades produtivas a minuciosas regulações que refletiam o que ela entendia ser justo, de acordo como uma determinada ordem considerada ideal: desde regras detalhadas de apropriação dos recursos naturais e especificações técnicas sobre como produzir para garantir uma determinada qualidade, passando pela regulação da quantidade a ser produzida, até a determinação da distribuição do excedente e/ou do preço que seria justo. Ou seja, era uma sociedade que buscava submeter a racionalidade econômica a um conjunto de restrições de ordem não econômica e/ou altruísta.

O que caracteriza a ascensão das sociedades capitalistas modernas é, como assinala Gorz (1991), precisamente a abolição destas restrições (de caráter religioso, estético, cultural e social) às quais a racionalidade econômica estava subordinada. Com o capitalismo, portanto, o uso dos recursos tanto os humanos como os naturais passa a ter quase nenhum controle social. Esta liberação de todo tipo de restrição regulatória da atividade econômica teve o efeito positivo de intensificar fortemente o dinamismo tecnológico já presente na sociedade feudal (Quadro 1.4). O lado negativo, entretanto, foi a enorme exploração do trabalho que se seguiu e que atingiu níveis hoje inimagináveis, dando margem a uma grande reação intelectual e organizacional expressa principalmente pelos movimentos socialistas e sindicais. Em razão destes movimentos, pouco a pouco uma série de restrições

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

#### Quadro 1.4. Eficiência ecológica

Atualmente, em uma economia como a americana, apenas 6% de todo o fluxo de materiais que consome resulta em produtos. Em termos de bens duráveis, esta relação cai para 1%. Estima-se que científica e tecnologicamente se poderia hoje reduzir imensamente essa ineficiência ecológica por meio de uma elevação radical da produtividade no uso dos recursos naturais, bem como na redução não menos radical da geração de resíduos.

Em relação à primeira, a perspectiva é de que essa elevação poderia ser de no mínimo um fator 4 podendo atingir um fator 10 (HAWKEN *et al.*, 1999). Não seria impossível, por exemplo, construir um motor de automóvel capaz de fazê-lo rodar até 200 km com um litro de gasolina. Em relação à segunda, existe a perspectiva de construção de sistemas produtivos alternativos que mimetizam os processos biológicos (*biomimicry*) pelos quais a natureza produz uma grande diversidade de produtos altamente resistentes, maleáveis etc. Além disso, engenheiros “metaindustriais” estão criando parques industriais com emissão quase zero através da integração das indústrias em um complexo onde cada empresa usa como insumo os resíduos de outra.

Os investimentos necessários para esta revolução de produtividade seriam não apenas pagos com o tempo pela economia de recursos que propiciam como também, em muitos casos, poderiam reduzir os investimentos iniciais de capital. A enorme ineficiência que está causando degradação ambiental quase sempre custa mais do que as medidas que iriam reverter a situação.

O grande obstáculo a sua implementação está no fato de que os governos não só não acabaram, como continuam a criar e administrar leis, políticas, taxas e subsídios que tornam estas medidas antieconômicas. Entretanto, em alguns países esse quadro começa a ser revertido através, por exemplo, de reformas tributárias que aliviam a tributação sobre a renda das pessoas aumentando, em contrapartida, a taxação sobre o uso de recursos naturais.

à exploração do trabalho foi sendo introduzida, na forma de leis e regulações diversas (limitação da jornada de trabalho, proibição do trabalho infantil, salário mínimo, férias remuneradas etc.). Como observa Daly (1996), algumas destas leis e regulações são baseadas em princípios medievais, tais como o princípio escolástico do preço justo.

Em relação aos recursos naturais, só muito recentemente os agentes econômicos passaram a sofrer restrições em relação à forma como os vinham usando. Ainda assim, como foi visto, estas restrições regulatórias se concentraram fundamentalmente sobre aquelas atividades cujos efeitos degradantes atingiam a qualidade de vida das populações em seus locais de origem. A aceitação, por parte destas populações (concentrada nos países afluentes), de restrições ambientais que envolvam algum tipo de sacrifício em benefício de populações de outros países e/ou de um futuro longínquo implica, forçosamente, uma certa dose de altruísmo.<sup>17</sup>

No esquema analítico convencional, este tipo de altruísmo não existe, dado seu postulado sobre o comportamento humano (como egoísta e maximizador de utilidade). Nesse contexto analítico, a atitude da presente geração em relação ao futuro é vista fundamentalmente como um problema de alocação intertemporal de recursos entre gerações, a qual é regulada pelo que Howarth e Norgaard (1995) chamam de “laissez-faire” altruísta, onde cada geração busca deixar uma herança para a geração seguinte. Os modelos de “gerações entrelaçadas” (“overlapping generations”), por exemplo (Figura 1.4), consideram que a convivência em cada momento de várias gerações (pais, filhos e netos) permitiria o estabelecimento de uma “cadeia altruísta” entre gerações, por meio da qual as gerações futuras

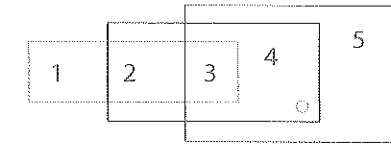


Figura 1.4 O modelo de gerações entrelaçadas.

poderiam ter seu padrão de vida preservado das consequências da degradação ambiental provocada por seus antepassados.

O problema destes modelos é que eles ignoram o fato básico de que as consequências dos problemas ambientais globais recairão muito mais à frente no tempo, sobre uma descendência remota de cada família.\* Portanto, o sentimento altruísta necessário para induzir atitudes solidárias em relação a gerações tão distantes no tempo (e tão diferentes geneticamente) só pode ser um sentimento não filial de desprendimento. No entanto, se este sentimento existe, então o bem-estar das gerações futuras se torna um bem público e, como tal, exige uma ação coletiva da sociedade organizada para evitar que essa transferência de recursos entre gerações venha a ser considerada injusta.<sup>18</sup> Para Daly (1996), esse sentimento existe nos seres humanos e pode ser estimulado por meio de ações culturais/educacionais, principalmente (mas não exclusivamente) com o apoio das grandes tradições religiosas, uma vez que todas possuem um conteúdo importante em relação a uma gestão cuidadosa e responsável dos recursos naturais.

O progresso científico e tecnológico na avaliação dos impactos ambientais e sua contabilização monetária são elementos importantes neste processo de educação e conscientização ecológica. Para autores como Siebenhuener (1999), a educação ambiental poderia também ser programada para despertar sentimentos amigáveis em relação à natureza que foram geneticamente condicionados. Segundo ele, a psicologia evolucionária mostrou que a constituição biológica e, em grande medida, psicológica do homem moderno foi formada há cerca de 40 mil anos, quando os seres humanos eram caçadores e coletores. O modo como os seres humanos reagem emocionalmente, sua sexualidade, seu desejo de exercer atividades que tenham algum significado, bem como seus sentimentos em relação à natureza, evoluíram e se estabilizaram até esta época.

Estes sentimentos, juntamente com certos “programas” mentais que regulam reações imediatas em casos de perigo, fome, sede, desejo sexual etc., não estão submetidos ao controle consciente e foram importantes para a sobrevivência da espécie humana e se transmitem geneticamente através das gerações. Em relação à natureza, a sensação de simpatia, beleza e paz que esta desperta em muitas pessoas refletiria, portanto, um sentimento geneticamente condicionado, o qual se encontra amortecido pelo peso de um determinado desenvolvimento cultural, mas que poderia ser reativado por meio da educação.

Existe também um conjunto de fatores, não estritamente ecológicos, que podem ter um papel coadjuvante importante em uma mudança de valores socioculturais que per-

\* Daly e Cobb (1988) observam que em cinco gerações cada membro da última será um descendente de 16 pessoas de diferentes origens. Desse modo, não faz muito sentido alguém se preocupar e tomar alguma atitude em relação a deixar uma herança para descendentes longínquos (contendo apenas 1/16 de sua herança genética).



### Quadro 1.5. Tecnologia e civilização ocidental

O dinamismo tecnológico do Ocidente, embora tenha se amplificado imensamente com a ascensão do sistema capitalista baseado na propriedade privada dos meios de produção, decorre de certos valores e instituições peculiares à civilização ocidental, presentes também desde o início do feudalismo.

De um lado encontra-se sua visão antropocêntrica sobre o sentido da presença humana na Terra derivada da cosmologia judaico-cristã, na qual os seres humanos foram criados por Deus à sua imagem e semelhança e aos quais toda a Terra e seus recursos estão submetidos. Como assinalam vários historiadores, esta visão representou uma extraordinária mudança de mentalidade na história da humanidade e contribuiu para uma atitude fortemente proativa no sentido de manipular e transformar a natureza, inventando novos métodos e procedimentos.

De outro lado situa-se a fragmentação territorial e, dentro das regiões, a divisão de poder entre o centro (a coroa) e o senhor feudal local, implicando a existência de múltiplos centros de decisão. Este fato representou um estímulo à inovação na medida em que tornou possível para os agentes inovadores barganhar suas ideias com dirigentes em competição mútua.

Essas especificidades da civilização ocidental explicam o fato de que já durante o feudalismo havia uma estrutura singular de incentivos para realizar o potencial de ganhos do progresso técnico quando comparada com as civilizações contemporâneas, que não apenas estimulava a criatividade tecnológica (invenções) como também o tipo de criatividade que tinha expressão econômica (inovações), reduzindo o desgaste do trabalho e elevando o bem-estar material da população em geral.

Na Antiguidade clássica, as estruturas institucionais e organizacionais foram suficientes para promover as condições para a expansão comercial. Mas o crescimento econômico resultante foi relativamente limitado e beneficiou apenas uma pequena elite. As evidências provam que esta civilização possuía potencial intelectual para criar aparelhos e instrumentos complicados, mas apenas uma fração deste potencial se traduziu em progresso econômico. A civilização islâmica, por sua vez, absorveu e aplicou as realizações culturais de outras civilizações, mas não foi capaz desenvolvê-las, transformando-as em fonte de dinamismo tecnológico com expressão econômica. Ou ainda a civilização chinesa, onde a sofisticação intelectual e a estrutura institucional foram eficientes em prover os incentivos para uma expansão econômica regular por meio do crescimento populacional, mas que também beneficiou apenas uma pequena minoria. Sua grande inventividade também não teve muita expressão econômica.

mita a adoção de padrões de consumo mais equilibrados ecologicamente. Como chama a atenção Abramovitz (1993), estes fatores têm contribuído para abalar a firme convicção, prevalecente até os anos 1960, de que o crescimento econômico era condição necessária e *suficiente* para o bem-estar. Desses fatores vale ressaltar três em especial: os riscos ligados à qualidade de produtos essenciais (como os alimentos), a própria ideia de que o aumento da afluência material implica sempre o aumento do bem-estar e a difusão do sentimento de que o sistema é eficiente, mas não produz justiça.

No que concerne ao primeiro desses fatores, o caso recente da “vaca louca” é um dos mais emblemáticos problemas que resultam da dinâmica de funcionamento das sociedades industriais modernas. A lógica econômica prevalecente induziu as firmas do agronegócio a uma busca por inovações na área de nutrição animal que reduzissem custos, inovações estas que foram aprovadas pelos órgãos reguladores com base em critérios científicos estabelecidos para a determinação de padrões de segurança. Esse caso mostrou de modo claro e espetacular um tipo de relação de causa e efeito (entre a forma de produzir o alimento e

a doença) que até então tinha sido muito difícil de provar.\* O que é importante ressaltar em casos como este é que eles mostram a existência de graves riscos que não são previsíveis pela ciência e, portanto, não mensuráveis probabilisticamente. Nas sociedades pós-industriais existem, desse modo, vários tipos de risco que deixam os agentes econômicos em uma nuvem de incerteza, e isso exige um processo peculiar de tomada de decisão.

Em relação ao segundo fator, o questionamento da ideia de que “mais é sempre melhor” começou nos EUA quando repetidos “surveys” (Gallup e National Opinion Research Center) mostraram que o crescimento da renda não foi acompanhado de um aumento da felicidade das pessoas tal como elas percebiam isto. Os resultados destas pesquisas foram analisados por Richard Easterlin, que descobriu a seguinte situação: uma correlação positiva, no mesmo período de tempo, entre nível de renda e grau de felicidade declarada na medida em que se sobe na escala de renda (ou seja, uma maior proporção de pessoas se declaram felizes nos extratos superiores de renda); entretanto, em séries temporais essa correlação não existe: a proporção de pessoas se declarando felizes permanece constante.

O primeiro caso não surpreende, até certo ponto, na medida que sair da pobreza e ampliar a capacidade de acesso a bens e serviços é sempre um motivo de alívio e satisfação. O segundo resultado é algo paradoxal (o “paradoxo de Easterlin”), mas pode ser explicado, segundo Abramovitz (1993), por um conjunto de fatos psicoculturais. Um dos mais importantes seria o fato de que a satisfação que cada indivíduo obtém com o aumento de sua capacidade de consumo é relativa à capacidade de consumo dos demais concidadãos; ou seja, se a renda aumenta para a sociedade como um todo, a percepção do aumento da capacidade de consumo se esvanece. Assim, o cidadão americano dos anos 1990, embora tenha uma capacidade de consumo muito superior à de seu avô ou bisavô, não percebe isso como algo para fazê-lo mais feliz.

Outro fato apontado refere-se à teoria psicológica contemporânea, segundo a qual tanto animais como seres humanos encontram prazer na ação ou experiência nova e não na rotina. Para os humanos a aquisição de um novo bem pode produzir também essa sensação. O problema está, então, quando essa sensação desaparece com o uso rotineiro do bem adquirido. A implicação perturbadora desta teoria é que ela diz que o nível de satisfação não depende (ou pelo menos não depende somente) do nível de renda, mas do seu crescimento. Tudo o mais constante, nós teremos que crescer cada vez mais rapidamente se quisermos ser mais felizes ou manter-nos crescendo para ficarmos no mesmo lugar.

É preciso considerar também, como um fato importante, que o aumento geral do nível de renda eleva os preços do espaço e do tempo, de modo que a família média com a renda se elevando não poderá nunca consumir muito mais de espaço-tempo do que ela consumia antes ou que imaginava poder consumir. Provavelmente consumirá menos. A pessoa média, não importa quão rica ela se torne, não poderá nunca comandar mais serviços de outra pessoa média. Finalmente, cabe notar que o aumento do preço do tempo em relação ao dos bens direciona as pessoas para o consumo que, além de não as satisfazer por muito tempo, diminui a disponibilidade de tempo para as atividades que, estas sim,

\* No início dos anos 1960, Rachel Carson (1962) já havia descrito, como hipótese científica, uma relação similar de causa e efeito, que foram os efeitos de novas substâncias químicas sintéticas sobre os ecossistemas e os seres humanos. Tal descrição, no entanto, o “establishment” do agronegócio foi capaz durante muito tempo de desqualificar relativamente perante a opinião pública e as próprias autoridades responsáveis pela qualidade alimentar.



seriam verdadeiramente estimulantes e realizadoras, de relacionamentos pessoais e sociais, desenvolvimento intelectual, artístico, cultural etc.

No que se refere ao terceiro fator, os protestos cada vez mais intensos contra a globalização em cada encontro entre chefes de Estado e/ou seus representantes para discutir temas correlatos vêm se tornando emblemáticos do sentimento de que o sistema pode ser eficiente, mas não produz justiça. O crescimento da afluência, a amplificação mediática e, sobretudo, o acesso à informação séria e a possibilidade de interação proporcionados pela internet aumentaram em muito a proporção da população que pode participar do que antes era uma espécie de “alta cultura” de contestação. Para muitos analistas isto mudou o papel da cultura adversária na sociedade contemporânea, provocando a uma disjunção inédita entre **economia** e **cultura**.

Esse quadro geral já deu origem a uma mudança importante no funcionamento das instituições com o crescimento do peso do que se convencionou chamar de terceiro setor (“social empowerment”) no processo de tomada de decisões.\* Sua atuação, por sua vez, tem sido extremamente importante também para o aprofundamento do processo de conscientização ecológica e da consequente mudança de valores culturais que esta conscientização tende a estimular. Nesse sentido, estão sendo criadas as condições objetivas que vão permitir o surgimento de novas instituições capazes de impor restrições ambientais que atinjam mais profundamente a racionalidade econômica atual. Um exemplo disso é a possibilidade de aplicação do chamado “princípio de precaução”, que será discutido na próxima seção.

### 1.6. Dinâmica da tomada de decisões sob incerteza

Como mostra Ewald (1997), as circunstâncias históricas que explicam a emergência do princípio da precaução começam com a mudança da percepção de risco da população decorrente da crescente complexidade da civilização industrial. Durante o século XIX, a obrigação moral de cada cidadão em relação a si próprio e aos demais concidadãos era vista como mais importante do que as obrigações jurídicas. O cidadão virtuoso era responsável e prudente no uso de sua liberdade o que implicava, para começar, tomar as necessárias providências para proteger a ele e a sua família. Em relação aos demais concidadãos, ele devia o respeito e o sentimento de responsabilidade moral de ajudar em caso de necessidade. Estava claro, de qualquer modo, que se uma pessoa se desse mal na vida ela não poderia culpar ninguém nem a sociedade por sua desgraça. As vítimas de infortúnios, independentemente dos sentimentos de compaixão que pudessem despertar, eram sempre consideradas como os únicos atores de seu destino, devendo agir conseqüentemente com prudência.

Durante o século XX, com o sistema de seguridade social, as obrigações legais tenderam a se tornar mais importantes que as obrigações morais. Um conjunto de novos direitos sociais emergiu do sentimento crescente de que cada cidadão possuía uma espécie de direito geral de ser compensado pelos danos resultantes de quase todo tipo de evento em sua vida. Essa nova maneira de pensar resultou em grande medida de um sentimento

utópico em relação à capacidade da ciência e da tecnologia de prever e controlar todos os riscos. Foi o que permitiu a estruturação de sistemas de proteção social, que se baseiam na presunção de que todos os riscos são mensuráveis. Desse modo, um sentimento de solidariedade social baseado em riscos mensuráveis substituiu o sentimento individual de obrigação moral.

Os acidentes de trabalho, por exemplo, passaram a ser considerados fatores de risco mensuráveis e não eventos singulares que resultam de erros individuais. Foi esta noção que induziu a uma nova visão jurídica que estabeleceu o direito de ser indenizado pelo fato em si mesmo, independentemente de suas causas; ou seja, a responsabilidade pessoal do indivíduo não é questionada. Nesse sentido, o problema da igualdade foi reformulado em termos econômicos e não mais morais.

No último quartel do século XX, entretanto, essa estrutura institucional se tornou progressivamente inadequada diante dos novos riscos decorrentes do funcionamento das sociedades industriais complexas, os quais, especialmente os relacionados ao meio ambiente, são impossíveis de serem mensurados pela ciência. A noção de incerteza substituiu a noção de probabilidade, o que significa uma admissão da incapacidade da sociedade de prever perdas catastróficas irreversíveis. A ciência se tornou crescentemente questionada pelo fato de levantar, nesses casos, mais dúvidas do que propor soluções. Foi isto que levou a sociedade a buscar segurança em meio à incerteza por meio do princípio da precaução.

A aplicação desse princípio tem por objetivo precisamente tratar de situações onde é necessário considerar legítima a adoção por antecipação de medidas relativas a uma fonte potencial de danos sem esperar que se disponha de certezas científicas quanto às relações de causalidade entre a atividade em questão e o dano temido.\* Essa postura representa efetivamente uma ruptura com as práticas anteriores de prevenção que tinham o conhecimento racional por fundamento (o arsenal científico e tecnológico da ciência normal). A precaução, ao contrário, implica tomar uma certa distância em relação à ciência e à tecnologia. Reflete efetivamente a constatação de que não se pode ter o controle total (ou quase) de acidentes e problemas que não são decorrências estatísticas regulares do próprio funcionamento do sistema, tratáveis via sistemas de seguros, mas representam situações e problemas onde predomina o sentimento da singularidade e irreparabilidade.

Para um melhor entendimento das dificuldades e hesitações sobre como interpretar o princípio de precaução, Godard (1997) assinala que é preciso considerar que a mutação, ainda não plenamente assumida, da compreensão do status dos conhecimentos científicos (mutação essa da qual esse princípio é uma das causas), implica o abandono da crença positivista em uma ciência que reflete o mundo objetivo e sua substituição por concepções que fazem da ciência antes de mais nada uma componente da cultura humana, marcada de escolhas e compromissos de natureza ético-social no próprio cerne da constituição dos conhecimentos. Nesse sentido, uma concepção positivista da precaução conduziria a um impasse prático. Mas ao mesmo tempo ficam claros os erros que são cometidos quando o projeto da racionalidade positiva é totalmente afastado.

Portanto, esse princípio se situa na articulação de duas lógicas opostas: de um lado, se encontra reafirmada a busca do enraizamento da inovação tecnológica e da ação econômi-

\* Opschoor (1992) propõe substituir a dicotomia mercado-governo pela tricotomia: transações (que inclui o mercado) — força social (*empowerment*) — governo. Somente desse modo seria possível criar estruturas institucionais eficientes, isto é, capazes de redirecionar o crescimento econômico no sentido da sustentabilidade.

\* Ou como coloca Perrings (1991), o tipo de decisão à qual se aplica o princípio da precaução é aquele em que a distribuição de probabilidades dos resultados futuros não pode ser conhecida com confiança.



ca no conhecimento científico dos riscos de modo que as decisões públicas sejam tomadas em todo conhecimento de causa; por outro lado, se reconhece a incapacidade frequente do conhecimento científico em fornecer em tempo hábil as bases adequadas para uma decisão pública positiva ou substantivamente racional, fundada sobre provas científicas. Por esta razão a precaução é frequentemente interpretada como um meio de restaurar a primazia do político na definição dos problemas e na oportunidade de engajar uma ação pública.

A primeira das duas lógicas leva ao aumento da necessidade de informações científicas para as decisões coletivas e, por conseguinte, a uma maior responsabilidade e capacidade de influência dos cientistas. A segunda, à necessidade de maior ingerência da sociedade nos assuntos científicos (a intrusão do judiciário nos assuntos científicos, uma maior importância dos trabalhos de sociologia da ciência etc.), tornando a ciência submetida de modo mais intenso às estratégias de influência ou de cooptação. A única maneira de evitar um impasse entre essas duas lógicas opostas é, portanto, buscar soluções de compromisso que envolvam todas as partes interessadas.

As circunstâncias que justificam a adoção do princípio da precaução podem ser mais bem compreendidas por meio de uma analogia, proposta por J. C. Hourcade (1997), que compara o comportamento de dois motoristas em situações distintas: o do piloto de Fórmula 1 diante de uma série de curvas na pista de corrida com aquele do motorista em uma estrada de montanha no inverno. A “função objetiva” do piloto de Fórmula 1 é maximizar a velocidade em um contexto de incertezas não desprezíveis em relação, por exemplo, à presença ou não de óleo ou areia na curva, à aderência dos pneus ou ao comportamento do piloto da frente. Mas sua decisão depende de sua experiência acumulada, a qual lhe confere um tipo de conhecimento estatístico e, nesse sentido, seu comportamento seria similar a um cálculo de otimização: ele opta desde logo por uma dada trajetória que ele considera ótima tendo em conta, implicitamente, a distribuição de probabilidades sobre parâmetros incertos, confiando na própria experiência para permanecer no limite das possibilidades de adaptação permitidas por seus reflexos. Esse comportamento equivale à aplicação de uma análise custo-benefício para decidir por uma dada política ambiental.

No caso do motorista diante de curvas em uma estrada de montanha no inverno, seu comportamento de maximização será completamente diferente em relação ao que teria em uma pista de corrida. Ele não irá escolher desde logo uma dada trajetória que ele considere ótima e ir em frente: os riscos são muito grandes, pois ele não sabe se o que vai limitar suas possibilidades de adaptação em uma curva sobre um precipício será uma pista escorregadia ou a vinda de outro carro no sentido contrário; a distribuição de probabilidades é desconhecida e a informação útil (existência ou não de problemas na pista ou vinda de veículo em sentido contrário) pode chegar tarde demais devido à inércia do veículo. Sua opção, portanto, será um processo sequencial no qual as primeiras decisões visam a aumentar o tempo disponível para adquirir mais informações e ter tempo para adaptar seu comportamento em função da informação obtida: tirar o pé do acelerador, frear ligeiramente e ficar preparado para frear mais fortemente ou acelerar em caso de necessidade. Ou seja, ele age de modo a harmonizar a velocidade do carro com a melhoria da informação em uma perspectiva de *aprendizagem*. Esta é a analogia correta para definir um comportamento precavido em face de problemas ambientais como aquele do “efeito estufa”, sobre cuja evolução a ciência deixa os tomadores de decisão em uma nuvem de incertezas, sem respostas para a questão central: se é verdade que o aquecimento global

tem origem antropogênica e que este aquecimento não pode ser naturalmente revertido (a controvérsia sobre estes dois pontos está longe de acabar), qual o ritmo de redução das emissões de carbono necessário para evitar uma catástrofe?

Do ponto de vista da redução do risco, o ideal seria mudar imediatamente a matriz energética, de modo a eliminar rapidamente a emissão de gases geradores do efeito estufa. Do ponto de vista político/econômico, entretanto, esta opção teria um custo insuperável. A atitude precavida é, portanto, aquela de reduzir o máximo possível as emissões ao mesmo tempo que se aceleram as pesquisas científicas destinadas a avaliar melhor os riscos envolvidos e encontrar alternativas de energia limpa. Entretanto, a definição de qual seria esse máximo possível é controversa, opondo considerações de ordem político-econômica a considerações de ordem tecnocientífica, em meio a conflitos de interesses entre grupos e países.

Em última instância, a decisão sobre o quanto se irá pagar pela redução das emissões dependerá da solidariedade das gerações presentes concentradas nos países afluentes em relação às gerações futuras e às populações dos países pobres. A relutância dos governos americanos em relação ao Protocolo de Quioto, por exemplo, reflete em última análise o sentimento de que a opinião pública americana não aceitaria pagar este preço — que implicaria, entre outras coisas, o aumento no preço da gasolina.

Portanto, o processo de tomada de decisões sobre a aplicação do princípio de precaução não é simples, exige certos tipos de procedimentos. Funtowicz e Ravetz (1991) propõem uma classificação e hierarquização destes procedimentos de acordo com a importância do que está em jogo e com o nível de incerteza sistêmica (Figura 1.5). O caso do “efeito estufa” apresenta níveis “epistemológicos” de incerteza (algo próximo da ignorância), no sentido de que essa incerteza decorre da incapacidade da ciência de eliminá-la ou reduzi-la a níveis razoáveis. Além disso, o que está em jogo é algo muito importante, que representa perdas catastróficas. Neste caso, o procedimento de tomada de decisão adequado deve ser baseado no que eles chamam de ciência “pós-normal”.

O “pós-normal” quer dizer além do normal no sentido de que os procedimentos usuais baseados na ciência (“normal”) não são suficientes, embora continuem necessários, para orientar o processo de tomada de decisão. Funtowicz e Ravetz propõem ampliar a “comunidade de pares” para incluir, além de cientistas e especialistas, outras partes interessadas (*stakeholders*) que podem incluir desde representantes de regiões e/ou países que serão mais gravemente afetados pelos impactos ambientais previstos de um determinado problema (no caso, as consequências do aquecimento da Terra), passando por jornalistas e outros agentes que, embora não sejam cientistas, podem ter informações relevantes (inclusive cientificamente) para a tomada de decisão. A consideração destas informações representa a inclusão de “fatos estendidos” (*extended facts*) que em circunstâncias usuais ficariam de fora.

Uma vez que se chega a um consenso sobre os limites para determinado tipo de impacto, que neste caso trata-se da definição das taxas de redução das emissões, novas decisões se impõem, embora com níveis menores de incerteza: metodológica e técnica. A incerteza metodológica, neste caso, ocorre, por exemplo, quando se vai decidir entre as opções de política energética de um país para atender aos limites negociados. Ainda não é uma decisão que se possa tomar como um resultado incontestável de uma análise científica, pois entram em jogo valores e confiabilidade. É necessário chegar a um compromisso de

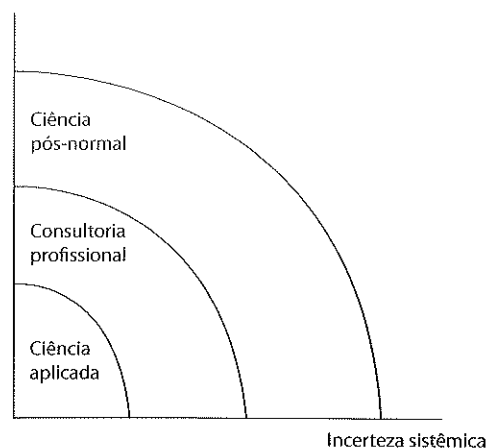


Figura 1.5 O que está em jogo no processo de decisão.

equilíbrio entre opções tecnocientíficas e os interesses em jogo. Trata-se, portanto, de um processo que exige “arte” além de ciência, um tipo de “arte aprendida”, como a medicina ou a engenharia, a ser levada a cabo por grupos de especialistas. Finalmente, a incerteza técnica aparece em situações que podem ser enfrentadas com o recurso a rotinas-padrão derivadas de estatísticas e suplementadas por técnicas e convenções desenvolvidas para cada campo em particular como, por exemplo, no processo de otimização de uma dada opção energética.

### 1.7. Considerações finais

As principais conclusões a reter do que foi exposto podem ser sumariadas como segue, de acordo com a estrutura analítica do texto. O primeiro passo foi mostrar que, por um lado, é possível transformar produtivamente a natureza de modo ecologicamente equilibrado, mas que, por outro, existem limites termodinâmicos absolutos à expansão da punção exercida pela espécie humana sobre os recursos naturais do planeta, expressos pela noção de “capacidade de carga”. Estes limites não são, entretanto, conhecidos e nunca poderão sê-lo de modo preciso por mais que a ciência avance, o que exige a adoção de uma postura de precaução.

Chama-se também a atenção para o fato de que a punção exercida pela humanidade sobre os recursos naturais do planeta passa a crescer exponencialmente a partir da Revolução Industrial e que embora o progresso científico e tecnológico possa atenuá-la, aumentando a eficiência ecológica no uso dos recursos, não será possível atingir a sustentabilidade sem uma mudança da lógica de consumo predominante que permita uma estabilização do consumo médio *per capita*.

A abordagem econômica convencional ao problema ambiental se caracteriza precisamente por não considerar a existência desses limites absolutos à expansão do sistema econômico. Nesta abordagem esses limites são e serão sempre relativos, dado que se considera que o progresso científico e tecnológico poderá superá-los indefinidamente. O uso inefi-

ciente dos recursos naturais ocorre devido a falhas de mercado, falhas estas oriundas do fato de boa parte dos bens e serviços ambientais não terem apropriação privada. Uma vez corrigidas estas falhas, as soluções eficientes para o uso dos recursos naturais poderiam ser obtidas através do mercado: a escassez crescente de determinado bem ou serviço ambiental eleva seu preço e induz a introdução de inovações poupadoras deste bem ou serviço, seja pelo aumento na eficiência no seu uso, seja pela sua substituição por outro recurso mais abundante. A correção destas falhas, por sua vez, não implica grandes desafios uma vez que não haveria maiores problemas em dar preços aos bens e serviços ambientais públicos por meio da aplicação de métodos de valoração econômica que estimam a disposição a pagar dos agentes econômicos por este ou aquele bem ou serviço ambiental.

Em cada momento, portanto, a quantidade total de bens e serviços ambientais consumidos (a escala) resulta da disposição a pagar de cada agente econômico individualmente. Se o valor obtido reflete efetivamente o que está em jogo do ponto de vista ecológico não é levado na devida conta, até porque o risco de perdas irreversíveis não é considerado relevante. A própria ideia de irreversibilidade é algo sem sentido em um contexto teórico que pressupõe uma substitubilidade plena entre capital natural e capital construído. Este é o ponto fundamental que separa esta abordagem de seus principais críticos, agrupados na corrente chamada de economia ecológica. Para esta corrente, a existência de limites absolutos e o risco de perdas irreversíveis que podem ser catastróficas em um contexto de incertezas científicas irredutíveis tornam absolutamente necessário que se defina coletivamente, e em uma atitude de precaução, os limites (escala) para o consumo total de bens e serviços ambientais.

A valoração econômico-ecológica deve procurar levar em conta a complexidade ecossistêmica, de modo a deixar claro que os valores monetários obtidos representam apenas parte do que está ameaçado. Os serviços ecossistêmicos resultam de funções ecossistêmicas as quais, por sua vez, são frutos de complexos processos ecológicos que ocorrem em uma dada estrutura ecossistêmica. Além disso, a percepção de seu valor não é puramente econômica. É preciso, portanto, introduzir outros critérios (ecológico e ético-social), além do econômico, em um processo coletivo de tomada de decisões em condições de superar as limitações das avaliações individuais. Somente então os incentivos econômicos por meio do mercado poderão jogar um importante papel na regulação e direcionamento (alocação) do consumo destes bens e serviços, sem que a resiliência ecossistêmica seja ameaçada. Em última instância, no longo prazo, a sustentabilidade macroecossistêmica dependerá de uma adequação da produção total (*throughput*) relativamente aos limites termodinâmicos do planeta.

Entretanto, as condições propícias para este tipo de ação coletiva são difíceis de alcançar em sociedades de consumo cujos sistemas de valores conferem importância decisiva à capacidade de consumo material como fator de diferenciação social. A criação incessante de novas necessidades de consumo material é uma das características mais marcantes dessas sociedades. Nesse sentido, alcançar a sustentabilidade implica, de modo mais geral, o enorme desafio de promover uma mudança de ordem civilizacional, de uma “civilização do ter para uma civilização do ser”, sem perder o dinamismo científico e tecnológico que a caracteriza. Dinamismo este que tem sua origem no feudalismo europeu, impulsionado pela visão antropocêntrica da cosmologia judaico-cristã conjugada com a competição gerada pela fragmentação política característica da região.





De modo mais específico, para atingir a sustentabilidade se faz necessária a reintrodução de restrições de ordem ambiental ao processo de acumulação de capital e aos padrões de consumo que lhe são correspondentes. A aceitação dessas restrições por parte da população pressupõe um forte componente **altruísta** de solidariedade intra e intergerações. Altruísta na medida em que se trata de evitar impactos ambientais cuja magnitude é controvertida e que, seja qual for esta magnitude, suas consequências não recairão sobre os agentes econômicos que terão que tomar a decisão de sacrificar seu consumo presente, mas sobre as populações de outros lugares e, sobretudo, sobre as gerações futuras. Foram apontados também outros fatores que embora não ecológicos podem contribuir para a aceitação dessas restrições. Além disso, essa aceitação não depende de motivações altruístas, na medida em que se trata de fatores relativos a problemas que atingem desde já o bem-estar dos agentes econômicos: os riscos relativos à qualidade cada vez mais questionável de produtos essenciais como alimentos, o mal-estar do consumismo excessivo sentido por parcelas crescentes da opinião pública e o sentimento negativo de que o modo de funcionar do sistema implica penalizações injustas de parcelas da população.

Finalmente foi analisada uma inovação institucional — o princípio da precaução — que pode contribuir para a mudança de padrão de produção e consumo ao oferecer maiores condições operacionais para os tomadores de decisão em condições de incerteza. Entretanto, a decisão de aplicar o princípio da precaução não é uma decisão simples, dado que implica um custo que pode ser extremamente elevado. Nesses casos, a decisão de incorrer neste custo é muito difícil de ser obtida a partir dos procedimentos normais de tomada de decisão baseados em análises de custo-benefício ou em pareceres de especialistas. Desse modo, faz-se necessário nesses casos uma nova racionalidade procedural que amplie tanto o conjunto de partes interessadas envolvidas no processo como o conjunto de fatos considerados relevantes. Essa nova racionalidade procedural foi analisada por meio do conceito de ciência pós-normal, discutindo-se uma proposta metodológica de classificação e hierarquização dos problemas ambientais segundo os níveis de incerteza sistêmica e de risco de perdas irreversíveis.

### Guia para leitura adicional

Para uma discussão mais detalhada sobre a Pegada Ecológica, ver o número especial dedicado a este tema da revista *Ecological Economics*, v. 32, n. 3, mar. 2000.

Para maiores detalhes da obra de Georgescu-Roegen, ver o número especial da revista *Ecological Economics*, v. 22, n. 3, set. 1997, que lhe foi dedicado, assim como o capítulo 2 deste volume.

Para uma exposição detalhada do conceito de “Fator 10” e a desmaterialização da economia, ver Hawken *et al.* (1999).

Para contribuições sobre o pensamento da relação entre progresso tecnológico e meio ambiente, ver Jones (1993), Mokyr (1990), Landes (1997), Rosenberg & Birdsell, (1986), White (1968), entre outros.

### Referências bibliográficas

Abramovitz, M. *Thinking About Growth, and Other Essays on Economic Growth and Welfare*. Cambridge University Press, 1991.

- Andrade, D. C.; Romeiro, A. R. *Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano*. Texto p/ discussão 155, Instituto de Economia da Unicamp, 2009a.
- \_\_\_\_\_. *Capital natural, serviços ecossistêmicos e sistema econômico: rumo a uma “Economia dos Ecossistemas”?*. Texto p/ discussão 159, Instituto de Economia da Unicamp, 2009b.
- Arrow, K. *et al.* Economic Growth, Carrying Capacity and the Environment. *Science*, 268, 1995.
- \_\_\_\_\_, Bolin, B.; Costanza, R.; Dasgupta, P.; Folke, C.; Holling, C. S.; Jansson, B. O.; Levin, S.; Mäler, K. G.; Perrings, C.; Pimentel, D. Economic growth, carrying capacity, and the environment. *Science*, 268, 1995.
- Atkinson, G. *et al.* *Measuring Sustainable Development: Macroeconomics and the Environment*. Edward Elgar, 1997.
- Bockstael, N.; Costanza, R.; Strand, L.; Boynton, W.; Bell, K.; Wainger, L. Ecological Economic Modeling and Valuation of Ecosystems. *Ecological Economics*, 143-159, 1995.
- Boumans, R.; Costanza, R. The Multiscale Integrated Earth Systems Model (MIMES): the Dynamics, Modeling and Valuation of Ecosystem Services. In: Van Bers, C.; Petry, D.; Pahl-Wostl, C. (ed.), *Global Assessments: Bridging Scales and Linking to Policy*. GWSP Issues in Global Water System Research, 2. GWSP IPO, Bonn. 2:102-106, 2007.
- \_\_\_\_\_; 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*, 41, 529-560, 2002.
- Costanza, R.; D’Arge, R.; De Groot, R.S.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naccem, S.; O’Neill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R. G.; Sutton, P.; Van Den Belt, M. The Value of the World’s Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 387, 253-260, 1997.
- \_\_\_\_\_; Ruth, M. Using Dynamic Modeling to Scope Environmental Problems and Build Consensus. *Environmental Management*, 22 (2), 183-195, 1998.
- \_\_\_\_\_; Waigner, L.; Folke, C.; Mäler, K.G. Modeling Complex Ecological Economic Systems: Toward an Evolutionary Dynamic Understanding of People and Nature. *BioScience*, 43, 545-555.
- Carson, R. *Silent Spring*. New York: Houghton Mifflin Co., 1992.
- Cmmad. *Nosso futuro comum*. Rio de Janeiro: Ed. Fundação Getúlio Vargas, 1988.
- Daly, H. E. e Cobb, J. B. *For the Common Good. Redirecting the Economy Toward Community, the Environment, and a Sustainable Future*. Boston, MA: Beacon Press, 1989.
- Daly, H. *Beyond Growth. The Economics of Sustainable Development*. Boston: Beacon Press, 1996.
- Daily, G. *Nature’s Services: Societal Dependence on Natural Ecosystem*. Washington, DC: Island Press, 1997.
- Daly, H. E., Farley, J. *Ecological Economics: Principles and Applications*. Washington, DC: Island Press, 2004.
- Dasgupta, P., Maler, K. Poverty, Institutions, and the Environmental Resource-Base”, in Behrman, J.; T.N. Srinivasan (eds.). *Handbook of Development Economics*, v. III, Elsevier Science B.V., 1995.
- De Groot, R.S.; Wilson, M.A.; Boumans, R.M.J. A Typology for the Classification, Description, and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. *Ecological Economics*, 41, 393-408, 2002.
- Ewald, F. Le Retour du Malin Génie. Esquisse d’une Philosophie de la Précaution. Godard, O. (ed.). *Le Principe de Précaution des la Conduite des Affaires Humaines*. Paris: Editions de la MSH/INRA, 1997.
- Friedman, B. *The Moral Consequences of Economic Growth*. New York: Alfred A. Knopf, 2005.
- Funtowicz, S. O.; Ravetz, J. R. A New Scientific Methodology for Global Environmental Issues. Costanza, R. (Ed.), *Ecological Economics. The Science and Management of Sustainability*. New York: Columbia University Press, 1991.
- Godard, O. Environnement et l’théorie Économique: de L’internalisation des Effets Externes au Développement Soutenable. *Seminaire Ecologie et Environnement*. Paris : École Nationale de la Magistrature, 1992.
- \_\_\_\_\_. L’Ambivalence de la Précaution et la Transformation des Rapports entre Science et Décision. In: Godard, O. (ed.). *Le Principe de Précaution des la Conduite des Affaires Humaines*. Paris: Editions de la MSH/INRA, 1997.
- Goetz, A. Capitalisme, Socialisme, Écologie. Paris : Galilée, 1991.
- Hawken, P., Lovins, A. e Lovins, H. *Natural Capitalism*. Boston: Little, Brown and Company, 1999.
- Harris, G. Integrated Assessment and Modeling: an Essential Way of Doing Science. *Environmental and Modelling & Software*, 17, 201-207, 2002.
- Hourcade, J.-C. Précaution et Approche Séquentielle de la Décision Face aux Risques Climatiques de l’Effet de Serre. In: Godard, O. (ed.). *Le Principe de Précaution des la Conduite des Affaires Humaines*. Paris: Editions de la MSH/INRA, 1997.
- Howarth, R. B., Norgaard, R.B. Intergenerational Choices under Global Environmental Change. In: Bromley, D.W. (ed.). *The Handbook of Environmental Economics*. Cambridge, MA: Blackwell Publishers, 1995.
- Jones, E. L. *The European Miracle. Environments, Economics and the Geopolitics in the History of Europe and Asia*. Cambridge University Press, 1993.
- Landes, D. *The Wealth and the Poverty of Nations. Why Some Are so Rich and Some so Poor*. Nova York: W.W. Norton & Company, 1998.
- Levin, S. A. Ecosystems and the Biosphere as Complex Adaptive Systems. *Ecosystems*, 1, 431-436, 1998.



- Marglin, S. A. The Social Rate of Discount and the Optimal Rate of Investment. *Quarterly Journal of Economics*, 77, Fev. 1963.
- Mokyr, J. *The Lever of the Riches. Technological Creativity and Economic Progress*. Oxford University Press, 1990.
- Myrdal, G. Institutional Economics. *Journal of Economic Issues*, v. 12, 1978.
- Millennium Ecosystem Assessment (MA). *Ecosystem and Human Well-Being: a Framework for Assessment*. Washington, DC: Island Press, 2003.
- Naeem, S.; Chapin III, F. S.; Costanza, R.; Ehrlich, P. R.; Golley, F. B.; Hooper, D. U.; Lawton, J.H.; O'Neill, R.V.; Mooney, H.A.; Sala, O.E.; Symstad, A. J.; Tilman, D. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Maintaining Natural Life Support Processes. *Issues in Ecology*, 4. Washington, DC: Ecological Society of America, 1999.
- Opschoor, J. B. "Institutional Change and Development Towards Sustainability". In: Costanza, R.; Segura, O.; Martinez-Alier, J. (eds.). *Getting Down to Earth. Practical Applications of Ecological Economics*. ISEE/Island Press, 1992.
- Perrings, L. "Reserved Rationality and the Precautionary Principle: Technological Change, Time and Uncertainty in Environmental Decision Making", in Costanza, R. (ed.). *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. New York: Columbia University Press, 1991.
- Robinson, J. B. Modeling the Interactions between Human and Natural Systems. *International Social Science Journal* 130, 629-647, 1991.
- Romero, A. R. "Desenvolvimento sustentável e mudança institucional: notas preliminares". In: *Econômica*, Revista da UFE, v. 1, n. 1, 1999.
- \_\_\_\_\_. *Sustainable Development and Institutional Change: the Role of Altruistic Behavior*. Texto p/ Discussão 97. Instituto de Economia da Unicamp, 2000.
- \_\_\_\_\_. *Avaliação e contabilização de impactos ambientais*. (org.) São Paulo: Editora da Unicamp e Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2004.
- Rosenberg, N.; Birdzell, L.E. *How the West Grew Rich. The Economic Transformation of the Industrial World*. Basic Books, 1986.
- Sachs, I. *Estratégias de transição para o século XX*. São Paulo: Studio Nobel/Fundap, 1993.
- Sen, A.K. "Approaches to the Choice of Discount Rates for Social Benefit-Cost Analysis". In: Lind, R.C. (ed.). *Discounting for Time and Risk in Energy Policy*. Washington DC: Resources for the Future, 1982.
- \_\_\_\_\_. *On Ethics and Economics*. New York: Basil Blackwell, 1987.
- Siebenhuener, B. *From homo economicus to homo sustinens — Towards a New Conception of Man for Ecological Economics*. *Fifth Biennial Meeting of the International Society for Ecological Economics*. Santiago, 1998.
- Söderbaum, P. Environmental and Agricultural Issues: What is the Alternative to Public Choice Theory? In: Partha Dasgupta (ed.). *Issues in Contemporary Economics*, v. 3. *Policy and Development*. New York: New York University Press, 1991.
- Tansley, A. G. The Use and Abuse of Vegetational Concepts and Terms. *Ecology*, 3, 284-307, 1935.
- Turner, R. K.; Daily, G. C. The Ecosystem Services Framework and Natural Capital Conservation. *Environmental and Resources Economics*, 39, 25-35, 2008.
- Victor, P.; Hanna, H. E.; Kubusi, A. "How Strong is Weak Sustainability?". Trabalho apresentado no International Symposium on Models of Sustainable Development. Paris, março, 1994.
- Wätzold, F.; Drechsler, M.; Armstrong, C.W.; Baumgärtner, S.; Grimm, V.; Huth, A.; Perrings, C.; Possingham, H.P.; Shogren, J. F.; Skonhofs, A.; Verboom-Vasiljev, J.; Wissel, C. Ecological-Economic Modeling for Biodiversity Management: Potential, Pitfalls, and Prospects. *Conservation Biology*, 20 (4), 1034-1041, 2006.
- White, L. The Historical Roots of our Ecological Crises. *Dynamo and Virgin Reconsidered. Essays in the Dynamism of Western Culture*. MIT Press, 1968.

## Notas

- <sup>1</sup> Myrdal, 1978.
- <sup>2</sup> Soderbaum, 1991.
- <sup>3</sup> Sachs, 1993.
- <sup>4</sup> CMMAD, 1988.
- <sup>5</sup> Uma primeira versão desta visão crítica foi publicada em Romero, A.R.(1999).
- <sup>6</sup> Atkinson et al., 1997.
- <sup>7</sup> Victor et al., 1994.
- <sup>8</sup> Arrow et al., 1995.
- <sup>9</sup> Levin, 1998.
- <sup>10</sup> Tansley, 1935.
- <sup>11</sup> Turner & Daily, 2008; Daly & Farley, 2004.
- <sup>12</sup> Costanza et al., 1993.

<sup>13</sup> Arrow et al., 1995.

<sup>14</sup> MA, 2003.

<sup>15</sup> Daily, 1997; Costanza et al., 1997; De Groot et al., 2002.

<sup>16</sup> Harris, 2002; Robison, 1991.

<sup>17</sup> Parte desta seção se baseia em Romero (2000).

<sup>18</sup> Marglin, 1963 e Sen, 1982.

## O fundamento central da economia ecológica

■ ■ ■

**Andrei Cechin**  
**José Eli da Veiga**

*Universidade de São Paulo*

### **2.1. Introdução**

Inúmeras questões teóricas que separam a economia ecológica da convencional estão destacadas em diversos capítulos deste livro. Mas será que alguma delas poderia ser apontada como origem da nova abordagem? Será que um dos fundamentos da economia ecológica pode ser entendido como um centro em torno do qual gravitam os demais?

Ao responder positivamente a essas perguntas, este capítulo também pode ser entendido como uma clarificação do caráter realmente paradigmático da ruptura com a economia convencional, cujo desdobramento prático é essencialmente a contestação do lugar nela ocupado pelo crescimento econômico.

Seis tópicos precedem a conclusão: o contraste dos “pontos de partida” das duas teorias econômicas (1); a relevância da noção de “metabolismo” (2); a importância decisiva da “termodinâmica” (3); a oposição cognitiva das duas teorias sobre o “processo produtivo” (4); o desdobramento otimista da teoria convencional (5); o desdobramento “cético” da economia ecológica, conforme as teses de seus três principais teóricos (6).

### **2.2. Pontos de partida**

Uma das principais diferenças entre as duas correntes econômicas, a ecológica e a dominante, chamada “Neoclássica”, que aqui será chamada de convencional, está em seus respectivos pontos de partida. Mesmo que existam alguns conceitos comuns, eles são bem secundários se comparados às visões gerais de cada uma sobre a realidade. No fundo, são duas concepções de mundo, pois a convencional enxerga a economia como um todo, e quando chega a considerar a natureza, o meio ambiente, ou a biosfera, estes são entendidos como partes ou setores da macroeconomia: florestal, pesqueiro, mineral, agropecuário, áreas protegidas, pontos ecoturísticos etc. Exatamente o inverso da economia ecológica,

para a qual a macroeconomia é parte de um todo bem mais amplo, que a envolve e a sustenta: a ecossistêmica, para usar a expressão preferida por Samuel Murgel Branco, um dos mais importantes ecólogos brasileiros.<sup>1</sup>

A economia é vista dessa última perspectiva como um subsistema aberto de um sistema bem maior, que é finito e não aumenta. É materialmente fechado, mesmo que aberto para a energia solar. Daí a necessidade de se ter desde logo bem presente as distinções conceituais que separam os sistemas ditos abertos, fechados e isolados.

**Sistemas isolados** são os que não envolvem trocas de energia nem matéria com seu exterior. O único exemplo razoável é o do próprio universo. No extremo oposto estão os **sistemas abertos**, que regularmente trocam matéria e energia com seu meio ambiente, como é o caso da economia. E os **sistemas fechados** só importam e exportam energia, mas não matéria. A matéria circula no sistema, mas não há entrada nem saída de matéria do mesmo. Na prática é o caso do planeta Terra, pois são irrisórios os casos de meteoros que entram ou de foguetes que não voltam.

O que mais interessa, portanto, é entender que a Terra é atravessada por um fluxo de energia extremamente significativo, que é finito e não crescente. Entra na forma de luz solar e sai como calor dissipado. O pressuposto da economia convencional é que não há limites, postos pelo ambiente, à expansão da atividade humana. Mas como a economia é um subsistema aberto desse imenso sistema fechado, qualquer expansão da macroeconomia implica um custo. Exige alguma contrapartida natural, fazendo com que tal decisão não possa ignorar seu “custo de oportunidade”. Este representa o valor associado à melhor alternativa não escolhida. Ao se fazer uma escolha, deixam-se de lado as demais possibilidades, pois excludentes. À alternativa escolhida associa-se, como “custo de oportunidade”, o maior benefício não obtido das possibilidades não escolhidas.

Em outras palavras, o crescimento econômico não ocorre no vazio. Muito menos é gratuito. Ele tem um custo que pode se tornar mais alto que o benefício, gerando um “crescimento antieconômico”, ideia sem sentido para qualquer economista convencional. Trata-se de uma fronteira intransponível: por recusar esse reducionismo, a economia ecológica considera que o crescimento possa ser econômico e antieconômico. Este é seu fundamento central, como procura explicar este capítulo.

### 2.3. Metabolismo

O mais óbvio exemplo do reducionismo assumido pela economia convencional está em desenho sempre estampado nas primeiras páginas de todo e qualquer manual de introdução à disciplina: o chamado “diagrama do fluxo circular”, que tenta ilustrar a relação entre produção e consumo.

Esse diagrama pretende mostrar como circulam produtos, insumos e dinheiro entre empresas e famílias em mercados de fatores de produção e de bens e serviços. As empresas produzem bens e serviços usando insumos classificados como trabalho, terra e capital, os chamados três fatores de produção. As famílias consomem todos os bens e serviços produzidos pelas empresas. Compram das empresas nos mercados de bens e serviços. E nos mercados de fatores são vendidos os insumos, comprados pelas empresas, necessários à produção. O circuito interno do diagrama mostra os fatores fluindo das famílias para as

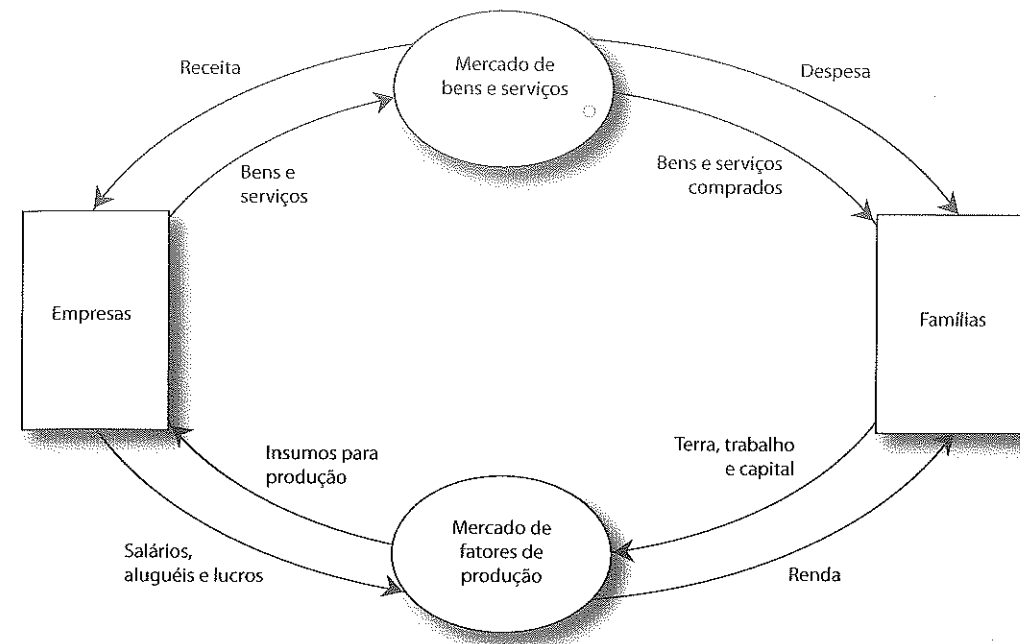


Figura 2.1 Fluxo circular na economia.<sup>2</sup>

empresas, e os bens e serviços fluindo das empresas para as famílias. O circuito externo mostra o fluxo monetário.

Tal alicerce epistemológico apresenta uma visão inteiramente falsa de qualquer economia, considerando-a um sistema isolado no qual nada entra e do qual nada sai, e fora do qual não há nada. É uma representação da circulação interna do dinheiro e dos bens, sem absorção de materiais e sem liberação de resíduos. Ora, se a economia não gerasse resíduo e não exigisse novas entradas de matéria e energia, então ela seria o sonhado moto-perpétuo, capaz de produzir trabalho ininterruptamente consumindo a mesma energia e valendo-se dos mesmos materiais. Seria um reciclador perfeito.

É uma visão que contradiz a mais básica ciência da natureza — a física — e particularmente a **termodinâmica**, ramo que estuda as relações entre energia, calor e trabalho. A segunda lei da termodinâmica diz que nem toda energia pode ser transformada em trabalho, pois uma parte sempre se dissipa em calor. E energia dissipada não pode mais ser utilizada.

Na física se aprende que toda transformação energética envolve produção de calor que tende a se dissipar. Considera-se calor a forma mais degradada de energia, pois embora parte dele possa ser recuperada para algum propósito útil, não é possível aproveitá-lo totalmente por causa de sua tendência à dissipação. É isso que diz a segunda lei da termodinâmica, a **lei da entropia**: a degradação energética tende a atingir um máximo em sistema isolado, como o universo. E não é possível reverter esse processo. Isso quer dizer que o calor tende a se distribuir de maneira uniforme por todo o sistema, e calor uniformemente distribuído não pode ser aproveitado para gerar trabalho.



Como as mais diversas formas de vida são sistemas abertos, elas só se mantêm como oposição temporária ao processo entrópico. Há entrada de energia e materiais, mas nem toda energia pode ser utilizada: o calor dissipado não é capaz de realizar trabalho. Diz-se que energia e matéria aproveitáveis são de **baixa entropia** e que, quando utilizadas na manutenção da organização do próprio sistema, são dissipadas, se tornando, portanto, de **alta entropia**. Os organismos vivos existem, crescem e se organizam importando energia e matéria de qualidade de fora de seus corpos, e exportando a entropia.

Também é assim que o chamado sistema econômico mantém sua organização material e cresce em escala: é **aberto** para a entrada de energia e materiais de qualidade, mas também para a saída de resíduos. Quem primeiro mostrou que o pressuposto básico da economia convencional é incompatível com a física foi Nicholas Georgescu-Roegen (1906-1994), um matemático romeno que se tornou economista nos Estados Unidos por influência de Joseph Schumpeter. Ignorado pela economia predominante no século XX, que permaneceu essencialmente mecânica, seu alerta é o principal alicerce da economia ecológica: toda a vida econômica se alimenta de energia e matéria de baixas entropias, e gera como subprodutos resíduos de alta entropia. Por isso, não pode ser entendida como um moto-perpétuo. Ou seja, concentrados no fluxo circular monetário, os economistas se esqueceram do fluxo **metabólico** real.

Metabolismo é o processo bioquímico mediante o qual um organismo, ou uma célula, se serve dos materiais e da energia de seu meio ambiente e os converte em unidades constituintes do crescimento. A noção tem sido usada para se referir aos processos específicos de regulação que governam essa complexa troca entre organismos e meio ambiente. É largamente empregada pelos ecólogos para se referir ao conjunto dos níveis biológicos, da célula ao ecossistema. E o elemento essencial da noção de metabolismo sempre foi a ideia de que ele constitui a base que sustenta a complexa teia de interações necessária à vida.

As mudanças sociais nunca foram nem poderão ser independentes das relações que os humanos mantêm com o resto da natureza. Daí a importância da ideia de **metabolismo socioambiental**,<sup>3</sup> que capta os fundamentos da existência dos seres humanos como seres naturais e físicos, com destaque para as trocas energéticas e materiais que ocorrem entre os seres humanos e seu meio ambiente natural. De um lado, o metabolismo é regulado por leis naturais que governam os vários processos físicos envolvidos. De outro, por normas institucionalizadas que governam a divisão do trabalho, a distribuição da riqueza etc.

## 2.4. Mecânica versus termodinâmica

A economia convencional provém de analogias e metáforas sobre outro importante ramo da física: a mecânica clássica. Ela parte do princípio de que é possível entender os fenômenos, independentemente de onde, quando e por que ocorrem. Um pêndulo simples é um sistema mecânico ideal, portanto, seu funcionamento é um bom exemplo. Será igual aqui ou no Japão, hoje ou daqui a mil anos. Tampouco importa quem deu início ao movimento do pêndulo. É possível prever a posição exata do pêndulo com base em poucas informações. Para tal, é necessário um princípio de conservação que permita manter certa identidade ao longo do tempo. A energia do pêndulo em seu ponto mais alto é chamada de potencial. À medida que cai, tal energia vai se transformando em energia cinética. No ponto mais baixo, a energia cinética é máxima. A energia mecânica total é

igual à energia cinética mais a energia potencial. Um tipo de energia se transforma totalmente em outro, mas considera-se que o total da energia do pêndulo não se altera. Assim, é possível prever sua posição exata. Algo deve permanecer constante para que se saiba onde estará o pêndulo.

Entusiasmados pela elegância e capacidade de previsão da mecânica, os pioneiros da economia moderna consideraram que há algo no sistema econômico que se mantém constante: o valor seria como a energia. Sobraria, assim, o problema da alocação desse valor por meio das trocas. É nesse sentido que a estrutura analítica da economia convencional é uma metáfora mecânica, mais especificamente do princípio de conservação da energia na física.<sup>4</sup>

A lei da conservação da energia, ou primeira lei da termodinâmica, sustenta que *em um sistema isolado*, como o universo — em que não há troca de matéria nem energia com o meio — *a quantidade de energia permanece constante*. Em outras palavras, diz que não há criação ou destruição de energia, mas apenas transformação de uma forma em outra.

A segunda lei da termodinâmica é que a **entropia do universo aumenta**. E a *qualidade da energia em um sistema isolado, como o universo, tende a se degradar*, tornando-se indisponível para a realização de trabalho. Daí a forma embrionária da entropia estar na ideia de que as mudanças no caráter da energia tendem a torná-la inutilizável. A relação entre a energia desperdiçada ou “perdida” — que não pode mais ser usada para realizar trabalho — e a energia total do sistema é considerada a entropia produzida.

Nenhuma outra lei da física distingue o passado do futuro; apenas a segunda lei da termodinâmica define a *flecha do tempo*, explicando a direção de todos os processos, física ou quimicamente espontâneos. Sob esta ótica, como a dissipação de calor é inerente a toda transformação energética, o sistema, qualquer que seja, só pode ter uma direção no tempo. A segunda lei não apenas acaba com o sonho de uma máquina de moto-perpétuo, como sugere que o Cosmos, ao final, esgotará sua energia disponível e adormecerá em êxtase eterno, conhecido como morte térmica.<sup>5</sup>

A mecânica, ao contrário, parte do princípio de que todos os movimentos são reversíveis, e por isso não consegue lidar com o movimento unidirecional do calor. Essa peculiaridade da mecânica corresponde ao fato de que as equações não se alteram ao sinal da variável que representa o tempo. Ou seja, não há passado nem futuro. A mecânica abstrai o tempo histórico, a dissipação irreversível, para poder se preocupar apenas com os aspectos reversíveis da locomoção. Ou seja, com a mudança de posição de um objeto. No entanto, os processos irreversíveis constituem a regra na natureza.

A economia convencional continua presa à física do século XIX. Nem de longe incorporou os avanços ocorridos no século passado. Assim, a proximidade com a mecânica impediu que o estudo do processo econômico fosse permeado pela atenção às relações biofísicas com seu entorno. Afinal, a metáfora mecânica na economia implica não reconhecer os fluxos de matéria e energia que entram e saem do processo, assim como a diferença qualitativa entre o que entra e o que sai.

As transformações qualitativas promovidas pelo processo econômico têm direção no tempo e são irreversíveis. O sistema produtivo transforma matéria-prima em produtos que a sociedade valoriza e gera algum tipo de resíduo, que não entra de novo na cadeia. Se a economia capta recursos de qualidade de uma fonte natural, e depois devolve resíduos sem qualidade à natureza, então não é possível tratá-la como um ciclo isolado. Por isso, a



transformação econômica jamais poderá ser explicada pela física da primeira metade do século XIX. Mesmo assim, até o final da década de 1960 não houve qualquer questionamento da visão da economia isolada da natureza, nem abandono da vinculação à metáfora mecânica.

## 2.5. O processo produtivo

A abordagem convencional ignora as diferenças qualitativas entre fatores de produção. A rigor, o que normalmente se chama de produção deveria ser denominado *transformação* para que não ficasse obscuro o que acontece com os elementos da natureza no processo econômico. É preciso diferenciar o que entra e sai relativamente inalterado do processo produtivo daquilo que se transforma dentro dele.

Em intervalo de tempo curto não se alteram os chamados “fundos”: patrimônio natural (terra), recursos humanos (trabalho) e meios de produção (capital). Os três fatores que passaram a ser chamados de “capital natural/ecológico”, “capital humano/social” e “capital físico/construído”.

Todavia, os denominados fluxos — a energia e os materiais advindos diretamente da natureza ou de outro processo produtivo — se transformam em produtos finais, em resíduos e em poluição. Há, pois, fluxos de entrada (materiais e energia) e de saída (produtos e resíduos) no processo produtivo. Os fluxos são as substâncias materiais e a energia que cruzam a fronteira do processo produtivo, e não devem ser confundidos com os serviços prestados pelos fundos. Apenas os elementos que fluem no processo podem ser fisicamente incorporados ao fluxo de produtos finais.

Existe a possibilidade de haver melhorias no desempenho do capital construído. E a consequência disso pode ser tanto uma menor utilização do fator trabalho, mas maior utilização de fluxos de entrada (energia e materiais), quanto uma menor utilização de fluxos de entrada para produzir **uma unidade de um bem**. É o mesmo que dizer que uma máquina mais eficiente em termos de transformação de recursos naturais em bens e serviços está diminuindo o desperdício. Como tal diminuição tem um limite, não se pode ignorar a saída inevitável de resíduos de qualquer processo produtivo.

Um dos problemas básicos da abordagem convencional da produção está em reduzir o processo a uma questão de **alocação**. Essa abordagem trata todos os fatores como se fossem de natureza semelhante, supondo que a substituição entre eles não tem limites e que o fluxo de recursos naturais pode ser fácil e indefinidamente substituído por capital. Para o economista convencional, há substituição quando um fator de produção se torna relativamente mais escasso do que os outros e, portanto, mais caro. Se o preço de um recurso natural aumenta, sua participação relativa no processo produtivo diminui.

Entretanto, o papel desempenhado pelas duas categorias de fatores é radicalmente diferente em qualquer processo de transformação. É possível que determinado fator seja redundante em relação à determinada atividade, pela falta de um fator complementar. Ou seja, pode ser que um aumento na quantidade disponível de determinado fator, como o capital, na ausência de outros, como a energia, não represente um acréscimo da atividade considerada.

Um confeitoiro faz bolos com uma batedeira, seu capital. Farinha, ovos e açúcar são fluxos de entrada. Não é possível aumentar a quantidade de bolos produzidos duplicando

a quantidade de confeitores e de batedeiras, mantendo todo o restante. Para aumentar o fluxo do produto bolo é necessário aumentar a quantidade dos ingredientes básicos. Esse é um exemplo da complementaridade existente entre os fatores de produção.

Máquinas e equipamentos não podem substituir fatores primários de produção, isto é, elementos da natureza. Ou seja, capital natural não pode ser substituído por capital construído. São complementares. A pesca já foi limitada pelo número de barcos pesqueiros no mar, pois eram poucos barcos para grandes populações de peixe. Hoje, o limite é a quantidade de peixe e sua capacidade de reprodução. Muitos barcos pesqueiros competem para pegar poucos peixes remanescentes. Construir mais barcos não aumentará a captura de peixe. As populações de peixe se tornaram o fator limitante da pesca.

São, portanto, as duas maiores distorções da abordagem convencional: ignorar o fluxo inevitável de resíduos e apostar na substituição sem limites dos fatores.

## 2.6. Otimismo

Os recursos naturais transformados pelo processo econômico são caracterizados pela sua baixa entropia, ou seja, organização material, concentração e capacidade de realizar trabalho. Pode-se dizer que a baixa entropia é uma condição necessária, ainda que não suficiente, para que algo seja útil para a humanidade. No entanto, a literatura econômica convencional insiste que o processo pode continuar — e até crescer — sem a necessidade de recursos de baixa entropia. Para se ter uma ideia, sequer a palavra “energia” aparece no livro sobre crescimento econômico de Charles Jones (2000). Isso está relacionado à fé incondicional no poder redentor da tecnologia.

Trata-se de um otimismo ingênuo que supõe que a tecnologia dependa apenas da engenhosidade humana e de preços relativos. Além disso, considera que a tecnologia é capaz de promover qualquer substituição que se mostre necessária. Assim, não se percebe os limitantes biofísicos das tecnologias nem a singularidade dos serviços prestados pela natureza — serviços insubstituíveis e essenciais para a sobrevivência humana, embora sem preço de mercado.

A visão da economia convencional sobre a sustentabilidade ambiental tem origem, portanto, na maneira como ela aborda o processo produtivo, tratando os fatores de produção sem qualquer distinção qualitativa, e por isso considerando-os substitutos. Seu critério é que o consumo *per capita* possa ser sustentado indefinidamente e no nível mais elevado possível. A regra costuma ser a seguinte: o que deve ser conservado para que o consumo *per capita* se mantenha constante é a soma dos chamados “três fatores”. Dada a disponibilidade finita de alguns recursos naturais, é preciso satisfazer duas condições. A primeira é a possibilidade de haver progresso técnico que poupe recursos, e a segunda é a viabilidade de trabalho e capital substituírem tais recursos na produção.<sup>6</sup> Na melhor das hipóteses, alguns economistas que se dedicaram à questão ambiental chegaram a admitir a necessidade de conservação do capital natural.<sup>7</sup> Mas eles formam a exceção que confirma a regra.

A abordagem convencional vê o capital natural e o capital manufaturado como substitutos. Não há fator limitante. É como se mais bolos pudessem ser feitos duplicando a quantidade de batedeiras e confeitores, prescindindo de quantidades adicionais de farinha, ovos e açúcar. Tal visão de como funciona o processo produtivo levou a uma ideia inteiramente equivocada do que seria a sustentabilidade ambiental. A economia ecológica,



ao contrário, vê complementaridade entre patrimônio natural e meios de produção (capital). O que for mais escasso será o limitante do aumento da produção. Fatores limitantes podem ser principalmente as fontes de energia utilizável e a capacidade de o ambiente absorver resíduos.

Quando se trata de questões de sobrevivência e qualidade de vida da humanidade no longo prazo, o otimismo predominante entre os economistas convencionais advém da preocupação exclusiva com os efeitos de determinados impactos no crescimento econômico. Desse ponto de vista, a questão da sustentabilidade significa saber apenas se o crescimento na produção de bens e serviços com valores monetários pode se sustentar no curto prazo mesmo que alguns insumos sejam finitos. Não podia ser diferente já que a Economia enquanto disciplina se preocupa com prazos de no máximo 50 anos.<sup>8</sup>

A defesa do crescimento econômico chega ao ponto, por exemplo, de menosprezar a importância e singularidade da agricultura. Ao escreverem sobre as consequências econômicas do aquecimento global, economistas consagrados afirmaram que um colapso da agricultura poderia não ser problema conquanto houvesse crescimento na produção de outros bens e serviços de valor monetário equivalente ou superior, pois tal setor contribui com ínfima parcela do PIB.<sup>9</sup> Está aí embutido o raciocínio de substituição das atividades que compõem o PIB, em que se perde de vista o caráter primário da produção agropecuária.

O mesmo tipo de argumento é usado com respeito aos recursos fósseis. Como a indústria do petróleo representa apenas 1% do produto econômico global, ou como a energia representa apenas 5% dos custos de produção, ou como o custo energético como percentagem do PIB está declinando, tais recursos não seriam tão importantes. É o mesmo que dizer que, como o coração humano representa apenas 5% do peso do corpo, seria possível viver sem ele. A redução a valores monetários faz com que se esqueça que a energia sempre foi um dos fatores mais críticos na história da humanidade.

A abordagem economicista na análise da questão das mudanças climáticas considera que os serviços prestados pela natureza à agricultura, como o clima equilibrado, poderiam ser “substituídos” sem prejuízo ao processo econômico. Tais serviços incluem as funções de regulação do clima e manutenção dos ciclos biogeoquímicos fundamentais para vida. Apesar de fundamentais, são serviços gratuitos, muito dificilmente passíveis de precificação ou titularidade e, pior, insubstituíveis.

A maior parte dos serviços da natureza é ignorada na recente iniciativa do Banco Mundial de medir a sustentabilidade do desenvolvimento dos países. Apesar de ser um passo grande rumo ao abandono do PIB como indicador de prosperidade material das sociedades, no que se refere à sustentabilidade ambiental do desenvolvimento, a abordagem do Banco Mundial ainda é refém da visão economicista que considera os tipos de riqueza como inteiramente substitutos. O desenvolvimento sustentável seria aquele em que a riqueza total de uma sociedade se conserva ou aumenta.<sup>10</sup> Nessa aferição, o capital natural é tratado apenas como uma fonte de fluxos de recursos, tais como os minerais, os combustíveis fósseis e os nutrientes do solo, prontos para serem transformados pelo processo produtivo. Acaba por se considerar que todo o capital natural pode ser substituído. Entretanto, o capital natural é também um fundo de serviços intangíveis. E os serviços prestados pela natureza, apesar de não serem integrados fisicamente aos produtos, são fundamentais para as formas de vida conhecidas.

A preocupação com a sustentação do crescimento no curto prazo é diferente da preocupação com a capacidade do ambiente de assimilar os resíduos sem perder irreversivelmente suas funções de suporte à vida. Não se sabe qual o ponto de impacto a partir do qual os danos ao ambiente serão irreversíveis. Pode ser desastrosa, portanto, a análise apenas monetária de questões referentes à sustentabilidade ambiental do processo de desenvolvimento. Estes dão a impressão de que o dano pode ser revertido se houver dinheiro o suficiente. É fundamental que se avalie os custos ecológicos do crescimento com base em indicadores biofísicos.<sup>11</sup>

## 2.7. Ceticismo

São duas as fontes mais básicas para a reprodução material da humanidade: os estoques terrestres de minerais e energia, e o fluxo solar. Os estoques terrestres são limitados e sua taxa de utilização pela humanidade é facultativa. A fonte solar, por outro lado, é praticamente ilimitada em quantidade total, mas altamente limitada em termos da taxa que chega à Terra. Há ainda outra diferença: os estoques terrestres abastecem a base material para as manufaturas, enquanto o fluxo solar é responsável pela manutenção da vida.

A humanidade pode ter total controle sobre a utilização dos estoques terrestres, mas não sobre o fluxo solar. É possível determinar o ritmo de consumo de minérios e combustíveis fósseis, mas sempre tendo em vista que são recursos finitos. Dessa forma, a taxa de utilização determinará em quanto tempo esses insumos estarão inacessíveis.

O segundo aspecto da reprodução material da humanidade, a produção de resíduo, gera um impacto físico geralmente prejudicial a uma ou outra forma de vida, e direta ou indiretamente à vida humana. Deteriora o ambiente de várias maneiras. Exemplos conhecidos são a poluição por mercúrio e a chuva ácida, o lixo radioativo e a acumulação de CO<sub>2</sub> na atmosfera.

Os resíduos do processo econômico estão se revelando um problema anterior à escassez de recursos devido a seu acúmulo e visibilidade na superfície. Nesse contexto, o aquecimento causado por atividades humanas tem provado ser um obstáculo maior ao crescimento econômico sem limites do que a finitude dos recursos acessíveis.

Ora, a utilização dos recursos energéticos e materiais terrestres no processo produtivo, mais a acumulação dos efeitos prejudiciais da poluição no ambiente, mostra o grau de importância da influência da atividade econômica de uma geração sobre a atividade das gerações futuras. Não há mágica: crescimento da produção exige mais energia e materiais do ambiente, e libera mais resíduos na outra ponta.

Partindo dessa constatação, surgiram três visões básicas sobre o futuro do processo econômico: a “economia do astronauta”, o “decrecimento” e a “condição estacionária”, ligadas respectivamente aos três mais importantes “genitores” da economia ecológica: Kenneth Boulding (1910-1993), Nicholas Georgescu-Roegen (1906-1994) e Herman Daly (1938-).

Kenneth Boulding, inglês radicado nos Estados Unidos, teve grande importância durante os anos 1950 na constituição de uma teoria geral dos sistemas junto com cientistas das mais diversas áreas. Seu esforço intelectual foi o de reconectar a economia com a ética e com a base material que sustenta o processo, a natureza. Em 1966 publicou um artigo que se tornou clássico, inspirando muitos a seguirem uma linha de pesquisa interdisci-



plinar que envolvia economia e ecologia. Para Boulding, o sucesso da economia não está relacionado ao aumento da produção e do consumo, mas sim às mudanças tecnológicas que resultem na manutenção do estoque de capital com a menor utilização possível de recursos naturais. O fluxo metabólico da humanidade é algo que deve ser minimizado e não maximizado. No futuro não haverá escolha: o *modus operandi* do processo econômico será um sistema circular autorrenovável em termos materiais, sendo necessário apenas o aproveitamento econômico da entrada de energia solar.

A humanidade só entendeu muito recentemente que se encontra em um mundo esférico finito, e não em um plano ilimitado. Se o mundo é um sistema fechado para materiais, mas aberto para entradas e saídas de energia, então seria, segundo Boulding, como uma nave espacial. Daí a expressão “economia do astronauta”. Em contraste com o que prevaleceu ao longo da história: a “economia do cowboy”, que está relacionada à exploração de novos recursos e à expectativa de expansão das fronteiras que delimitam os domínios do homem.

No mesmo ano desse influente artigo de Boulding, 1966, o romeno Nicholas Georgescu-Roegen, também radicado nos Estados Unidos, foi quem mostrou que a abordagem convencional da produção, base das teorias de crescimento econômico, viola as leis da termodinâmica — em especial a lei da entropia. Essa pioneira contribuição está em uma introdução de mais de cem páginas a uma coletânea de artigos sobre a teoria do consumidor, que haviam sido publicados em revistas científicas. É uma espécie de esboço do que foi depois desenvolvido com muito mais rigor no livro *The entropy law and the economic process*, de 1971, a principal referência bibliográfica sobre o que está sendo chamado aqui de fundamento central da economia ecológica.

Segundo a termodinâmica, a quantidade de matéria e energia incorporada aos bens finais é menor do que aquela contida nos recursos utilizados na sua produção. Em outras palavras, uma parte da energia e do material de baixa entropia transformados se torna imediatamente resíduo. Isso significa que não se pode alcançar uma eficiência produtiva total. Evidentemente, a quantidade de baixa entropia desperdiçada no processo depende do estado da tecnologia de produção em um dado momento. Avanços na tecnologia de produção significam menos desperdício, com maior proporção de material e energia de baixa entropia incorporada aos bens finais.

Existe, de fato, o potencial para que mais bens possam ser produzidos a partir de uma mesma quantidade de recursos energéticos e materiais. Mas uma vez alcançado o limite termodinâmico da eficiência, a produção fica totalmente dependente da existência do provedor de recursos adicionais, que é o capital natural. À medida que se chega mais perto desse limite, a dificuldade e o custo de cada avanço tecnológico aumentam.

Georgescu-Roegen (1976; 1979) foi crítico ferrenho da economia convencional por esta crer na possibilidade do “Jardim do Éden”, ou seja, uma economia inteiramente desmaterializada. No entanto, para Robert Ayres (1997, 1998), é justamente a desmaterialização radical dos bens (incluindo os meios de produção — capital construído) aliada ao aumento radical na reciclagem de materiais a partir da energia solar que vai permitir que a economia possa continuar a gerar um fluxo crescente de bens e serviços finais a partir de fluxo decrescente de insumos físicos não renováveis.

É a ideia de que a eficiência no uso da energia e dos materiais poderá desconectar o crescimento econômico de seu uso, reduzindo o impacto ambiental para cada incremento

monetário adicional do PIB. Contudo, apesar das reduções na intensidade energética, ou seja, da quantidade de energia em relação ao valor monetário do produto, e das emissões de resíduos por unidade monetária, à medida que as economias crescem o que ocorre é o aumento no uso de energia e materiais. Os ganhos de eficiência trazidos pelas tecnologias foram compensados negativamente pelo aumento da escala do crescimento econômico.<sup>12</sup>

No limite, energia e matéria de baixa entropia são os únicos insumos do processo econômico. Apesar da função essencial dos fundos capital e trabalho na produção, esses são agentes transformadores que também dependem de recursos de baixa entropia para serem produzidos e mantidos. Já os resíduos de alta entropia representam o produto final do processo econômico, uma vez que o único produto material da fase de consumo é o resíduo entrópico que retorna ao ambiente. O problema dos resíduos se tornaria um problema antes mesmo do problema da escassez de recursos, como reconheceu Georgescu-Roegen (1976: 14): “Uma vez que a lei de Entropia não possibilita nenhum meio para esfriar o planeta aquecido continuamente, a poluição térmica pode provar-se um obstáculo mais crucial ao crescimento do que a finitude dos recursos acessíveis.”

Para Georgescu-Roegen, o único fator limitante do processo econômico é a natureza. Como o planeta é finito e materialmente fechado, o sistema econômico não pode existir indefinidamente, mesmo que não aumente de tamanho. Além do mais, energia não é o único fator necessário à produção. Materiais como os minérios são utilizados em larga escala no processo industrial, e não é realista imaginar a reciclagem total daquilo que foi dissipado.

Uma economia que dependesse inteiramente da utilização direta da radiação solar e que reciclasse os materiais dissipados pelo processo industrial (economia do astronauta de Boulding) poderia, em tese, operar como um ciclo fechado. Dada a disponibilidade de energia de baixa entropia advinda do sol, não haveria barreira para reciclar os materiais dissipados pelo processo industrial.<sup>13</sup>

No entanto, para Georgescu-Roegen, a economia do astronauta está fundada no mito de que todos os minérios passarão à categoria de recursos renováveis. De fato, reciclagem total dos materiais não seria possível na prática. Por isso, o processo econômico necessariamente será declinante a partir de determinado momento — por mais remoto que possa estar o início dessa tendência.

Herman E. Daly, o mais importante economista ecológico da atualidade, foi aluno de Georgescu-Roegen e por ele muito influenciado. Considera que quando os argumentos de Kenneth Boulding e Georgescu-Roegen são levados a sério, é impossível ignorar os custos e benefícios finais do processo econômico. Tais argumentos teriam como consequência principal a rejeição ao dogma do crescimento. Contudo, Daly não compartilha do mesmo grau de ceticismo de seu mestre romeno. Resgata uma ideia cara aos economistas clássicos: a *condição estacionária (CE)*. Ela é entendida como aquele estado em que a quantidade de recursos da natureza utilizada seria suficiente apenas para manter constantes o capital e a população. Os recursos primários só seriam usados para melhorar qualitativamente os bens de capital.

Daly baseou-se inicialmente no “stationary state”, conceito do economista britânico John Stuart Mill, em que a população e o capital tenderiam a parar de crescer e se manteriam constantes. O termo gerou confusão depois que os neoclássicos redefiniram a expressão como sendo um estado em que a tecnologia e as preferências são constantes, mas em





que o capital e a população poderiam continuar crescendo. Para evitar mal-entendidos, Daly adotou o termo “steady state” das ciências biológicas e físicas. Apesar de parecer uma boa escolha, afinal estava argumentando do ponto de vista de princípios biofísicos, o “steady state” nessas ciências não permite mudanças qualitativas. Para piorar, modernos economistas do crescimento passaram a usar o termo “steady state growth” para se referirem a um caso especial de crescimento em que a proporção entre capital e população não varia, mas em que ambos crescem a taxas constantes.<sup>14</sup>

Uma boa analogia é a de uma biblioteca lotada em que a entrada de um novo livro deve exigir o descarte de outro de qualidade inferior. A biblioteca melhora sem aumentar de tamanho. Transposta para a sociedade, essa lógica significa obter desenvolvimento sem crescimento material: a escala da economia é mantida constante enquanto ocorrem melhorias qualitativas.

Essas mudanças qualitativas têm a ver com o aumento da eficiência com que o capital gera serviços e da eficiência no uso de recursos naturais para manutenção do capital. A primeira está relacionada ao fluxo de serviços de uma dada quantidade de capital construído; a segunda, ao fluxo biofísico do meio ambiente necessário para manter esse capital. Mas o aumento dessas duas eficiências tem um limite, o que faz com que o desenvolvimento no estado estacionário só possa ser definido pelo aumento da capacidade de conhecimento dos seres humanos.

A proposta recebeu severas críticas de Georgescu-Roegen, que a considerou um “mito de salvação ecológica”.<sup>15</sup> Ela transmite a ideia de que seria possível manter indefinidamente os padrões de vida e de conforto já alcançados nos países abastados, e de que o fim do crescimento significaria uma vitória sobre a entropia. É um silogismo, pois dá a falsa impressão de que a manutenção de um determinado padrão de vida, com capital e população constantes, não implica escassez progressiva das fontes terrestres de energia e materiais.

Georgescu-Roegen vai além da condição estacionária e da economia do astronauta. Dado o caráter inevitável do **decrescimento**, consequência da limitação material da Terra, propõe que esse processo seja voluntariamente iniciado, em vez de vir a ser uma decorrência da escassez de recursos. Quanto mais cedo começar tal encolhimento da economia, maior será a sobrevida da atividade econômica da espécie humana.

Todavia, a condição estacionária, evocada por Herman Daly, também deve ser vista como uma estratégia para prolongar a permanência da espécie humana, mesmo que tenha um caráter apenas transitório.<sup>16</sup>

A rigor, a defesa da condição estacionária está fortemente ancorada na noção de que, a partir de certo ponto (desconhecido), o crescimento deixa de ser benéfico e passa a comprometer seriamente a possibilidade de as gerações futuras usufruírem de qualidade de vida semelhante, ou melhor, a da geração atual. Daí a ideia de manter constantes o estoque de capital manufaturado e o tamanho da população, minimizando, na medida do possível, a utilização dos recursos naturais. Dependendo do nível em que forem mantidos constantes tais estoques, a capacidade do capital natural prover recursos e serviços além de absorver resíduos não é comprometida.

É justamente essa ênfase na questão da escala, do tamanho físico da economia diante da ecossistêmica, que diferencia a economia ecológica. Tanto é que algumas das perguntas fundamentais dessa corrente são: quão grande é o tamanho do subsistema econômico em relação à ecossistêmica? Quão grande poderia ser, ou seja, qual a sua escala máxima? Há

uma escala ótima a partir da qual os custos adicionais do crescimento da economia começam a superar os ganhos em termos de bem-estar?

Se a economia crescesse no vácuo, tais perguntas não fariam o menor sentido. Mas como ela cresce em um sistema finito e não crescente, há um custo para tal crescimento. O custo advém do fato de a economia ser um *sistema dissipativo* sustentado por um fluxo metabólico. Tal fluxo tem início com a utilização e conseqüente esgotamento dos recursos naturais, e termina com o retorno da poluição ao ambiente. Esgotamento e poluição não são bens econômicos. Estão mais para “mal” do que para “bem”, pois a economia em crescimento degrada as fontes de recursos e os sorvedouros de resíduos, que são a base material que sustenta a atividade humana. Tais custos ecológicos associados ao aumento da escala do sistema econômico não são computados pelas contabilidades nacionais nem são passíveis de valoração monetária. Mas se forem maiores que os benefícios gerados pelo crescimento, este estará sendo antieconômico. A economia ecológica leva em conta todos os custos (não apenas os monetários) do crescimento da produção material. É inteiramente cética sobre a possibilidade de crescimento por tempo indeterminado, e mais ainda quanto à ilusão de que o crescimento possa ser a solução para os problemas ecológicos.

## 2.8. Conclusão

É preciso que o otimismo da vontade contido no ideal de desenvolvimento sustentável seja aliado ao ceticismo da razão.\* E esse ceticismo da razão só está presente na economia ecológica, não na convencional.

A qualidade de vida que poderá ser desfrutada por futuras gerações da espécie humana depende de sua pegada ecológica. Principalmente dos modos de utilização de recursos naturais finitos e da acumulação dos efeitos prejudiciais das decorrentes formas de poluição ambiental. Por isso, algum dia a continuidade do desenvolvimento humano exigirá que a produção material se estabilize e depois decresça. Em vez de o desenvolvimento depender de crescimento econômico — como nos últimos dez mil anos — ele passará a requerer o inverso, o decrescimento. Ou, ao menos, daquilo que economistas clássicos chamaram de “condição estacionária”: situação na qual a melhoria da qualidade de vida não mais depende do aumento de tamanho do sistema econômico. Tese fundamental da economia ecológica, que certamente deixou de parecer estranha ao leitor que acompanhou os argumentos expostos neste capítulo.

Desde que surgiram, as atividades econômicas sempre foram indissociáveis dos ecossistemas. A humanidade depende da capacidade dos ecossistemas de prover recursos e serviços e ainda absorver os resíduos. Por isso, discutir o prazo de validade da espécie humana na Terra requer atenção ao caráter metabólico de seu processo de desenvolvimento.

Ao considerar que a lei da entropia é algo muito específico e pouco significativo, a economia convencional ignora que o problema ecológico surge como uma falha no metabolismo socioambiental. Por prestar atenção às restrições ecossistêmicas ao metabolismo da humanidade, a economia ecológica não se ilude quanto à possibilidade do sistema econômico aumentar indefinidamente em tamanho.

\* Exercer o pessimismo da razão com o otimismo da vontade é máxima de Romain Rolland (1866-1944), Nobel de Literatura em 1915, adotada por de Antonio Gramsci (1891-1937), fundador do partido comunista italiano.



Um dos maiores sucessos adaptativos do homem, e impulsionador do crescimento econômico desde a Revolução Industrial, foi a habilidade de extrair a baixíssima entropia contida nos combustíveis fósseis. Por outro lado, isso se revelou a principal causa do aquecimento global, fenômeno que, paradoxalmente, dificultará a adaptação da espécie. Muito antes de representarem um problema, os impactos ambientais exigirão restrições ao crescimento da atividade econômica.

Aquilo que hoje parece uma espécie de lei natural, o crescimento econômico medido pelo PIB, é radicalmente questionado pela economia ecológica. Nem sempre o crescimento é mais benéfico que custoso para a sociedade. A partir de certo ponto, o aumento da produção e do consumo pode ser antieconômico.

O fundamento central da economia ecológica não se refere, portanto, à “alocação de recursos”, ou à “repartição da renda”, as duas grandes problemáticas que praticamente absorveram todo o pensamento econômico ao longo de seus parcos séculos de existência. Esse fundamento se refere à terceira, que, ao contrário, foi inteiramente desprezada por todas as abordagens que hoje fazem parte da economia convencional: a questão da escala. Isto é, do tamanho físico da economia em relação ao ecossistema em que está inserida. Para a economia ecológica existe uma escala ótima além da qual o aumento físico do subsistema econômico passa a custar mais do que o benefício que pode trazer ao bem estar da humanidade.

### Guia de leitura

Uma excelente fonte atual sobre o conceito de entropia é o livro *Into the Cool: Energy Flow, Thermodynamics and Life*, de Eric SCHNEIDER & Dorion SAGAN. No entanto, para começar, vale ler primeiro os artigos de Sean CARROLL na *Scientific American Brasil*, 74, junho de 2008, e de Miguel RUBI na mesma revista, mas no número 70, dezembro de 2008. O livro do Nobel Ilya PRIGOGINE, *O fim das certezas: tempo, caos e as leis da natureza*, é importante referência sobre as implicações filosóficas mais gerais da entropia.

Apesar de o enfoque desse capítulo ter sido teórico e não histórico, leituras fundamentais sobre a íntima relação histórica entre o ambiente natural e o desenvolvimento das sociedades humanas são os livros *Colapso: como as sociedades escolhem o fracasso ou o sucesso*, de Jared DIAMOND, além de *A Green History of the World*, de Clive PONTING.

O tema da *desmaterialização da economia*, ou seja, a redução absoluta ou relativa na quantidade de materiais necessários para prover serviços econômicos para a sociedade — a ideia de fazer mais com menos — tem sido pesquisado pelo Instituto Wuppertal. O instituto tem focado especialmente nas inovações que possam descolar o crescimento econômico do uso de recursos naturais. Tais pesquisas podem ser encontradas no site <http://www.wupperinst.org/en/home/index.html>. Uma importante base científica para esse tipo de estudo está na ideia de Metabolismo Industrial, proposta por Robert AYRES e SIMONIS em 1994. Seu livro *Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development* está disponível em <http://www.unu.edu/unupress/unupbooks/80841e/80841E00.htm>.

A expressão “decrecimento” tem ganhado cada vez mais espaço no debate acadêmico e político, principalmente na Europa. De 2004 para cá, o termo se tornou um verdadeiro slogan político de crítica ao desenvolvimento e à ideologia do crescimento. Os principais porta-vozes do movimento insistem em que não se trata de crescimento negativo do PIB. Trata-se de um movimento que pretende libertar o imaginário coletivo da esfera do econômico. É um

projeto positivo de sociedade baseado em uma crítica radical, não só ecológica, mas principalmente cultural do estado de coisas atual. Para mais informações sobre o movimento ver os seguintes sites da rede [www.decroissance.org](http://www.decroissance.org) e [www.degrowth.net](http://www.degrowth.net). Para desdobramentos científicos e aplicações recentes de algumas ideias aqui expostas, como “estado estacionário”, “desmaterialização”, além de “decrecimento”, ver as atas do I Congresso Internacional sobre Decrecimento ocorrido em Paris, no ano de 2008, *Proceedings of the First International Conference on Economic De-Growth for Ecological Sustainability and Social Equity* (disponível no site [www.decrecita.it/modules/wfdownloads/visit.php?cid=2&lid=26](http://www.decrecita.it/modules/wfdownloads/visit.php?cid=2&lid=26)).

### Referências bibliográficas

- Ayres, R. Comments on Georgescu-Roegen. *Ecological Economics*, 22 (3): 285-287, 1997.
- \_\_\_\_\_. Eco-thermodynamics: Economics and the Second Law. *Ecological Economics*, 26: 189-209, 1998.
- \_\_\_\_\_. Simonis, U. K. *Industrial Metabolism: Restructuring for Sustainable Development*. United Nations University Press, 1994.
- Beard, R.; Lozada, G. *Economics, Entropy and the Environment: The Extraordinary Economics of Nicholas Georgescu-Roegen*. Edward Elgar, 1999.
- Boulding, K. F. The economics of the coming spaceship Earth. In: Jarett, H. (ed.). *Environmental Quality in a Growing Economy*. Baltimore, MD: Resources for the Future/Johns Hopkins University Press, 1966.
- Branco, S. M. *Ecossistêmica — Uma abordagem integrada dos problemas do meio ambiente*. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 1989.
- \_\_\_\_\_. *Meio ambiente & biologia*. São Paulo: Editora Senac, 2001.
- Carroll, S. M. As origens cósmicas da seta do tempo. *Scientific American Brasil*, 74, jun., p. 28-35, 2008.
- Daly, H. *Towards a Steady State Economy*. San Francisco: W.H. Freeman & Co., 1973.
- \_\_\_\_\_. *Beyond Growth*. San Francisco: Freeman, 1997.
- \_\_\_\_\_. Townsend, K. (orgs.). *Valuing the Earth: Economics, Ecology, Ethics*. MIT Press, 1993.
- \_\_\_\_\_. Farley, J. *Ecological Economics: Principles and Applications*. Washington, DC: Island Press, 2004.
- Diamond, J. *Colapso: como as sociedades escolhem o fracasso ou o sucesso*. Rio de Janeiro: Record, 2005.
- Dragan, J. C.; Demetrescu, M. C. *Entropy and Bioeconomics: the New Paradigm of Nicholas Georgescu-Roegen*. Nagard, 1986.
- Georgescu-Roegen, Nicholas. *Analytical Economics*. Cambridge, MA: Harvard University Press, 1966.
- \_\_\_\_\_. Process in Farming Versus Process in Manufacturing: A Problem of Balanced Development. In: Papi, U. e Nunn, C. (eds.). *Economic Problems of Agriculture in Industrial Societies*, London: MacMillan, 1969.
- \_\_\_\_\_. The economics of production. Richard T Fly lecture. *American Economic Review*, Papers and Proceedings, 60 (2): 1-9, 1970.
- \_\_\_\_\_. *The Entropy Law and the Economic Process*. Cambridge, MA: Harvard University Press, 1971.
- \_\_\_\_\_. *Energy and Economic Myths*. Nova York: Permagon Press, 1976.
- \_\_\_\_\_. The Steady State and Ecological Salvation: A Thermodynamic Analysis. *BioScience*, 27 (4): 266-270, 1977.
- \_\_\_\_\_. “Comments on Stiglitz and Daly”. In: Smith, Vincent Kerry. *Scarcity and Growth reconsidered*. John Hopkins University Press, 1979.
- \_\_\_\_\_. (1995). *La Décroissance: Entropie, Ecologie, Economie*. (Tradução e apresentação de Jaques Grinevald e Ivo Rens). Paris: Éditions Sang de la Terre. Disponível em: [http://classiques.uqac.ca/contemporains/georgescu\\_roegen\\_nicolas/decroissance.html](http://classiques.uqac.ca/contemporains/georgescu_roegen_nicolas/decroissance.html)
- Giampietro, M.; Mayumi, K.; Martinez-Alier, J. Introduction to the Special Issues on Societal Metabolism: Blending New Insights from Complex System Thinking with Old Insights from Biophysical Analyses of the Economic Process. *Population and Environment*; 22 (2): 97-108, 2000.
- Gonzaga, P.; Barcellos, F. *Mensurando a sustentabilidade*. Economia do meio ambiente. 2. ed. Rio de Janeiro: Campus/Elsevier, 2010.
- Gowdy, J.; Erickson, J. D. The Approach of Ecological Economics. *Cambridge Journal of Economics*, 29: 207-222, 2005.
- Hodgson, G. M. *Economics and Evolution: Bringing Life Back into Economics*. The University of Michigan Press, 1993.
- \_\_\_\_\_. *Evolution and Institutions: on Evolutionary Economics and the Evolution of Economics*. Edward Elgar, 1999.
- Jones, C. *Introdução à teoria do crescimento econômico*. Rio de Janeiro: Campus, 2000.
- Kuhn, T. S. *A estrutura das revoluções científicas*. Trad. Beatriz Vianna Boeira e Nelson Boeira. São Paulo: Ed. Perspectiva, 1995.
- Lawn, P. On Georgescu-Roegen's Contribution to Ecological Economics. *Ecological Economics*, 29: 5-8, 1999.

- \_\_\_\_\_. *Frontier Issues in Ecological Economics*. Edward Elgar, 2007.
- Mankiw, G. *Introdução à economia: princípios de micro e macroeconomia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora Elsevier, 2001.
- Mayumi, K. *The Origins of Ecological Economics: The Bioeconomics of Georgescu-Roegen*. London: Routledge, 2001.
- \_\_\_\_\_; Gowdy, J. *Bioeconomics and Sustainability: Essays in Honor of Nicholas Georgescu-Roegen*. Edward Elgar, 1999.
- Mirowski, P. *Against Mechanism: Protecting Economics from Science*. Totowa, NJ: Rowman and Littlefield, 1988.
- \_\_\_\_\_. *More Heat than Light: Economics as Social Physics, Physics as Nature's Economics*. Cambridge University Press, 1989.
- Mueller, C. C. *Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente*. Brasília: Editora da UnB, Finatec, 2007.
- \_\_\_\_\_. Sustainable Development: Conceptualizations and Measurement. *Revista de Economia Política*, 28 (2), 2008.
- Naredo, J. M. Que Pueden Hacer los Economistas para Ocuparse de los Recursos Naturales? Desde el Sistema Económico Hacia la Economía de los Sistemas. *Pensamiento Iberoamericano*, 12: 61-74, 1987.
- Nordhaus, W.; Tobin, J. "Is Economic Growth Obsolete?". In: *Economic Growth, The National Bureau of Economic Research Fiftieth Anniversary Colloquium*. Nova York: Columbia University Press, p. 1-80, 1972.
- Pearce, D. W.; Turner, R. K. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Nova York: Harvester Wheatsheaf, 1990.
- Ponting, C. *A Green History of the World*. London: Penguin Books, 1991.
- Prigogine, I. *O fim das certezas: tempo, caos e as leis da natureza*. Trad. Roberto Leal Ferreira. São Paulo: Ed. da Unesp, 1996.
- Romeiro, A. R. "Economia ou economia política da sustentabilidade". *Economia do meio ambiente*. 2. ed. Rio de Janeiro: Campus/Elsevier, 2010.
- Rubi, J. M. O longo braço da Segunda Lei. *Scientific American Brasil*, 79, p. 62-67, 2008.
- Schelling, T. C. The Cost of Combating Global Warming. *Foreign Affairs*, 76 (6): 54-66, 1997.
- Schneider, E.; Sagan, D. *Into the Cool: Energy Flow, Thermodynamics and Life*. University of Chicago Press, 2005.
- Smith, V. K. *Scarcity and Growth Reconsidered*. John Hopkins University Press, 1979.
- Solow, R. The Economics of Resources or the Resources of Economics. *American Economic Review*, 64 (2): 1-14, 1974.
- \_\_\_\_\_. An Almost Practical Step toward Sustainability. *Resources Policy*, 19 (3): 162-172, 1993.
- \_\_\_\_\_. Georgescu versus Solow/Stiglitz". *Ecological Economics*, 22 (3): 267-268, 1997.
- Stiglitz, J. E. A Neoclassical Analysis of the Economics of Natural Resources. In: Smith, Vincent Kerry. *Scarcity and Growth Reconsidered*. John Hopkins University Press, p. 36-66, 1979.
- \_\_\_\_\_. Georgescu versus Solow/Stiglitz. *Ecological Economics*, 22 (3), p. 269-270, 1997.
- Veiga, J. E. da. *Desenvolvimento sustentável — O desafio do século XXI*. Rio de Janeiro: Editora Garamond, 2005.
- \_\_\_\_\_. *A emergência socioambiental*. São Paulo: Editora Senac, 2007.
- World Bank. *Where is the Wealth of Nations? Measuring Capital for the 21<sup>st</sup> Century*. Washington, DC: The World Bank, 2006.
- World Resources Institute. *The Weight of the Nations: Material Outflows from Industrial Economies*. Washington: World Resources Institute, 2000.

## Notas

- <sup>1</sup> Branco (1989, 2001).
- <sup>2</sup> Mankiw (2001: 23).
- <sup>3</sup> Gianpietro et al. (2000) Veiga (2007).
- <sup>4</sup> Mirowski (1988; 1989).
- <sup>5</sup> Carroll (2008) rubi, (2008).
- <sup>6</sup> Solow (1974; 1993).
- <sup>7</sup> Pearce e Turner (1990).
- <sup>8</sup> Stiglitz (1997).
- <sup>9</sup> Schelling (1997).
- <sup>10</sup> World Bank (2006).
- <sup>11</sup> Gonzaga e Barcellos (2010).
- <sup>12</sup> World Resources Institute (2000).
- <sup>13</sup> Ayres (1997).
- <sup>14</sup> Daly & Townsend (1993: 366).
- <sup>15</sup> Georgescu-Roegen (1976; 1977; 1979).
- <sup>16</sup> Daly & Townsend (1993: 387).

## CAPÍTULO 3

# Economia dos recursos naturais

Maria Amélia Enríquez  
Professora da UFPA e UNAMA

### 3.1. Introdução

O estudo da economia dos recursos naturais tem adquirido importância crescente em várias correntes do pensamento econômico, mas a abordagem dominante ainda é a da economia neoclássica (também chamada de economia convencional). É por isso que é preciso compreendê-la em seu método e em suas propostas. Esse domínio se deve aos pressupostos simplificadores, além de aos instrumentos matemáticos e aos recursos da modelagem que adota.

Nesse sentido, grande parte do enfoque deste capítulo tem a teoria neoclássica como referência. Todavia, essa corrente não é absoluta. Outras abordagens mais amplas a antecederam (como as teses de Frederick Soddy e de Georgescu-Roegen) e outras mais contemporâneas se mostram como alternativas que podem expandir esse campo de percepção, como é o caso da economia ecológica. Assim, flashes dessas outras abordagens serão feitos ao longo do texto, visando contrapor uma perspectiva crítica à visão dominante.

Nos primórdios da formação da teoria econômica, os recursos naturais exerceram um papel central, mas como explicação de fonte material de riqueza. Isso é expresso 1) nas teses fisiocráticas, que na segunda metade do século XVIII afirmavam ser o setor agrário a origem de todo o excedente, 2) no alerta da escola clássica, no início do século XIX, quanto ao possível comprometimento da expansão capitalista como decorrência da escassez de recursos naturais, percebido pelo desequilíbrio entre o crescimento populacional e a oferta de alimentos, segundo Thomas Malthus, e pela redução da produtividade do trabalho agrícola — por escassez de terras férteis — e consequente queda do lucro, na famosa “teoria da renda da terra” consagrada por David Ricardo; 3) além de teses como as de Jevons, da segunda metade do século XIX,<sup>1</sup> que ressaltavam grande preocupação com o uso indiscriminado do carvão mineral na Inglaterra, que levaria esse recurso, tão vital ao processo de desenvolvimento do país, à exaustão. Todavia, fatores históricos, como o pro-

gresso técnico, o alargamento das fronteiras geográficas e a consolidação do pensamento econômico neoclássico, se somaram para minimizar a importância dos recursos naturais no âmbito da análise econômica ao longo de praticamente todo o século XIX e grande parte do século XX. A argumentação adotada foi a de que a abundância da maioria dos recursos naturais é tamanha que estes são economicamente gratuitos, não se convertendo, portanto, em bens econômicos e tampouco em fatores de produção.<sup>2</sup>

Para a teoria econômica convencional os fatores básicos de produção, ou função de produção (Y), são o capital produzido pelo ser humano (K), o trabalho (L) e os recursos naturais (R), expressos na equação 1. Partindo do pressuposto de que a natureza oferece seus serviços gratuitamente e que não é possível acessar os recursos naturais sem trabalho e capital, a função neoclássica de produção passou a suprimir o fator R de sua função de produção (equação 2). Isso é mais uma demonstração de desprezo pelo capital natural nos processos econômicos.

$$\begin{aligned} \text{(Equação 1)} \quad & Y = f(k, L, R) \\ \text{(Equação 2)} \quad & Y = f(K, L) \end{aligned}$$

Foi somente a partir dos anos 1970 que os recursos naturais foram reinseridos no escopo principal da teoria econômica, após os intensos debates sobre os limites do crescimento econômico promovidos pelo famoso “Clube de Roma” e outros fóruns. Essa reinserção ocorreu por intermédio do resgate de trabalhos isolados produzidos anteriormente, mas que permaneceram esquecidos por longo tempo por não representarem o pensamento econômico dominante, como, por exemplo, os trabalhos de Faustmann, sobre a regra de gestão dos recursos florestais, de 1849, e os estudos de Hotelling, de 1931 sobre as regras de uso ótimo dos recursos esgotáveis, entre outros.

Dessa forma, o que se conhece por “economia dos recursos naturais” é um campo da teoria microeconômica que emerge das análises neoclássicas a respeito da utilização das terras agrícolas, dos recursos minerais, dos peixes, dos recursos florestais madeireiros e não madeireiros, da água, enfim de todos os recursos naturais reprodutíveis e os não reprodutíveis. O foco principal é o uso eficiente desses recursos, ou o “uso ótimo”. Para isso, os instrumentos adotados são os mesmos da microeconomia neoclássica, baseados em modelos matemáticos de otimização. Neste capítulo não será dada ênfase à modelagem, mas sim ao resultado a que chegam os modelos e seus consequentes efeitos para a gestão do uso dos recursos naturais, sejam eles renováveis ou não.

### 3.2. Classificação dos recursos naturais

Os recursos físicos são resultantes de ciclos naturais do planeta Terra que duram milhões e milhões de anos. A capacidade de recomposição de um recurso no horizonte do tempo humano tem sido o principal critério para classificação dos recursos naturais que podem ser renováveis, ou reprodutíveis, e não renováveis, também conhecidos como exauríveis, esgotáveis ou não reprodutíveis.

Em tese, os solos, o ar, as águas, as florestas, a fauna e a flora são considerados recursos naturais renováveis, pois seus ciclos de recomposição são compatíveis com o horizonte de vida

do homem. Os minérios<sup>4</sup> em geral e os combustíveis fósseis (petróleo e gás natural) são tidos como não renováveis, uma vez que são necessárias eras geológicas para sua formação. Todavia, é muito tênue a fronteira que distingue essas duas categorias, portanto, deve-se considerar a possibilidade do esgotamento de recursos renováveis e do esgotamento de recursos exauríveis. No primeiro caso os exemplos são fartos (Quadro 3.1) e no segundo as possibilidades aumentam na medida dos avanços tecnológicos e do crescimento da reciclagem. Uma definição concisa para diferenciar recurso renovável de não renovável é: “um recurso que é extraído mais rápido do que é reabastecido por processos naturais é um recurso não renovável. Um recurso que é repostado tão rápido quanto é extraído é certamente um recurso renovável”.<sup>3</sup>

#### Quadro 3.1. Exemplos de alguns recursos naturais no Brasil: esgotamento dos recursos renováveis, ampliação das reservas minerais

##### *Biomassas*

Estudos da ONG ambientalista Conservação Internacional Brasil (CI-Brasil) indicam que o cerrado deverá desaparecer até 2030. Dos 204 milhões de hectares originais, 57% já foram completamente destruídos e a metade das áreas remanescentes estão bastante alteradas, podendo não mais servir à conservação da biodiversidade. A taxa anual de desmatamento no bioma é alarmante, chegando a 1,5%, ou 3 milhões de ha/ano. As principais pressões sobre o cerrado são a expansão da fronteira agrícola, as queimadas e o crescimento não planejado das áreas urbanas. A degradação é maior em Mato Grosso do Sul, Goiás e Mato Grosso, no Triângulo Mineiro e no Oeste da Bahia.

##### *Solos*

No Nordeste brasileiro o uso dos solos está sendo comprometido pela ampliação da taxa de desertificação que a cada ano se amplia mais. O estado do Ceará representa 9,6% da área do Nordeste [...] e sua economia é baseada em modelo inadequado e predatório dos recursos naturais, de modo que tal exploração, sem consciência de preservação, põe em torno de 25.483 km<sup>2</sup>, correspondentes a 17,7% da superfície total do estado sob um perigoso processo de desertificação.

##### *Recursos florestais madeireiros*

De acordo com a Organização para Agricultura e Alimentação das Nações Unidas (FAO, sigla em inglês), o Brasil possui o pior balanço florestal do planeta. Entre 2000 e 2005, graças à alta taxa de desmatamento que temos na Amazônia, o país atingiu um déficit de 3,1 milhões de hectares de florestas, área que representa um estado e meio de Sergipe. Por balanço florestal, entende-se a diferença entre o tanto de florestas que são plantadas e o quanto está sendo perdido em um país. Isso não leva em conta, por exemplo, que uma floresta de eucalipto não se compara em biodiversidade com as matas da Amazônia ou da Mata Atlântica, mas indica que um país ainda tem como opção primária de desenvolvimento a destruição de áreas virgens.

##### *Água*

De acordo com informações divulgadas pelo Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE) “o total de água globalmente retirada de rios, aquíferos e outras fontes aumentou nove vezes, enquanto o uso por pessoa dobrou e a população cresceu três vezes. Em 1950, as reservas mundiais representavam 16,8 mil metros cúbicos por pessoa, atualmente esta reserva reduziu-se para 7,3 mil metros cúbicos por pessoa e espera-se que venha a se reduzir para 4,8 mil metros cúbicos por pessoa nos próximos 25 anos”.

(continua)

<sup>4</sup> Em uma classificação ampla, os minerais podem ser metálicos (chumbo, ferro, níquel, cobre, mercúrio, ouro etc.), não metálicos (caulim, gipsita, calcário, argilas etc.) e energéticos (carvão, gás e os combustíveis fósseis).

(continuação)

**Recursos exauríveis**

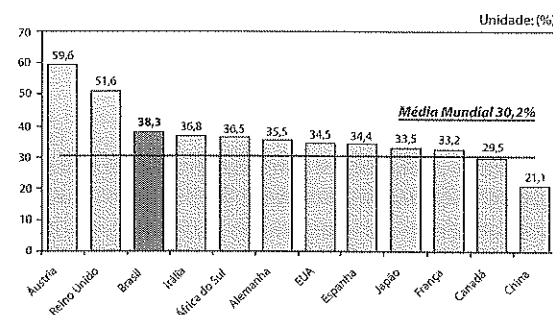
Até o início dos anos 1970, o conhecimento das reservas de petróleo no Brasil era incipiente. Investimentos maciços em C&T, mudanças no modelo de gestão e nos métodos de concessão de áreas para a pesquisa de petróleo têm resultado no desenvolvimento de novas tecnologias que têm contribuído para sucessivas descobertas de novas reservas. Tupi, descoberta em 2007, tem entre quatro a oito bilhões de barris, lara, também em 2007, tem entre dois a quatro bilhões de barris, além dos recursos do pré-sal, descobertos em 2008, que embora ainda não se constituam em reservas comprovadas, há expectativas de que levarão o Brasil a ser uma das dez maiores reservas mundiais, passado de dez bilhões, no início dos anos 2000, para algo em torno de 60 bilhões no final da década de 2010 (MME).

**Recursos não renováveis reutilizados — a reciclagem**

Quando o aço é produzido inteiramente a partir da sucata, a economia de energia chega a 70% do que se gasta com a produção à base do minério de origem. Além disso, há uma redução da poluição do ar (menos 85%) e do consumo de água (menos 76%), eliminando-se, ainda, todos os impactos decorrentes da atividade de mineração. Na reciclagem do vidro é possível economizar, aproximadamente, 70% de energia incorporada ao produto original e 50% de água. Com a reciclagem de plásticos economiza-se até 88% de energia em comparação à produção a partir do petróleo e preserva-se esta fonte esgotável de matéria-prima. Israel é líder mundial em reciclagem de água para a agricultura — 75% da água de esgoto é reutilizada na produção.

**Reciclagem do alumínio**

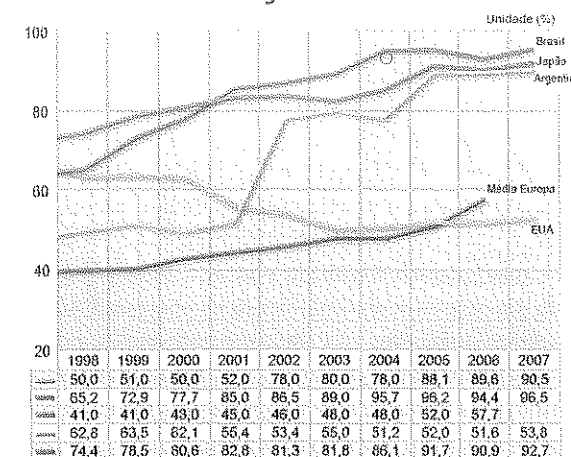
A reciclabilidade é um dos atributos mais importantes do alumínio. Pode gerar qualquer produto infinitas vezes, sem perder suas qualidades no processo de reaproveitamento, ao contrário de outros materiais. O exemplo mais comum é o da lata de alumínio para bebidas, cuja sucata transforma-se novamente em lata após a coleta e refusão, sem que haja limites para seu retorno ao ciclo de produção. A reciclagem economiza 95% da energia elétrica que seria utilizada na produção do metal a partir da bauxita. Só o volume de latas de alumínio para bebidas reciclada no Brasil em 2007, cerca de 160,6 mil toneladas, proporcionou uma economia de 2.329 GWh/ano de energia elétrica ao país, o suficiente para abastecer, por um ano inteiro, uma cidade com mais de um milhão de habitantes, como Campinas (SP). Além disso, poupou 800 mil toneladas de bauxita (minério do qual se obtém o alumínio), que seriam extraídas das reservas naturais brasileiras. Em 2007, o Brasil bateu novamente o recorde mundial de reciclagem de latas de alumínio para bebidas, com o índice de 96,5%. Somente a etapa de coleta (compra de latas usadas) injetou cerca de R\$ 523 milhões na economia nacional, o equivalente à geração de emprego e renda para 180 mil pessoas.

**Relação entre sucata recuperada e consumo doméstico — 2006**

Fonte: The Aluminum Association; cálculo ABAL.

(continua)

(continuação)

**Índice de reciclagem de latas de alumínio**Fonte: sites <http://www.oeco.com.br/reportagens/37-reportagens/21227-a-taca-do-mundo-e-nossa> (<http://www.oeco.com.br/curtas/38-curtas/21301-sabedoria-israelense>); [www.abal.org.br](http://www.abal.org.br).**3.3. A teoria dos recursos exauríveis**

A relação entre o tempo que os processos naturais necessitam para a concentração dos minérios em jazidas\* comercializáveis e o tempo para estes serem extraídos (explotados) é que leva a considerá-los como não renováveis, ou exauríveis. Parece contraditório, no entanto, que, pelo menos em uma fração minúscula, todos os metais estejam presentes em qualquer rocha. “Mesmo o ouro está presente em enormes toneladas inimagináveis, mas certamente a mineração comercial não tem o mínimo interesse na extração dessas quantidades absolutas, pois o trabalho e a energia necessários para extrair essas toneladas de rochas comuns lhes daria um valor de troca ridiculamente altos”<sup>4</sup>

Para diferenciar os recursos economicamente aproveitáveis dos que estão apenas dispersos utiliza-se os conceitos: reservas, recursos e recursos hipotéticos. A reserva mineral implica algum tipo de medição física que tenha sido feita sobre o teor e a quantidade de concentração mineral *in situ* e, além disso, que sua extração seja viável do ponto de vista tecnológico, hoje e em um futuro próximo, e que possa ser realizada com lucro. O recurso, por sua vez, não apresenta o mesmo nível de detalhamento, embora sua existência seja conhecida. Já os recursos hipotéticos são todos os recursos conhecidos e não conhecidos, mas possíveis de existir em uma determinada porção da crosta terrestre e capazes de serem utilizados no futuro.<sup>5</sup>

A caixa de MacKelvey (Figura 3.1) possibilita que se visualize a delimitação entre reserva, recurso e recursos hipotéticos, a partir de critérios tecnológicos e econômicos. Na base e no topo da caixa a separação é técnica, determinada pelo nível de conhecimento do subsolo. As setas para a direita indicam certeza de existência e nível de conhecimentos crescentes. Nas laterais, a separação é feita a partir de critério econômico, que é dado pela

\* Corpo mineral definido geometricamente e que apresenta valor econômico.

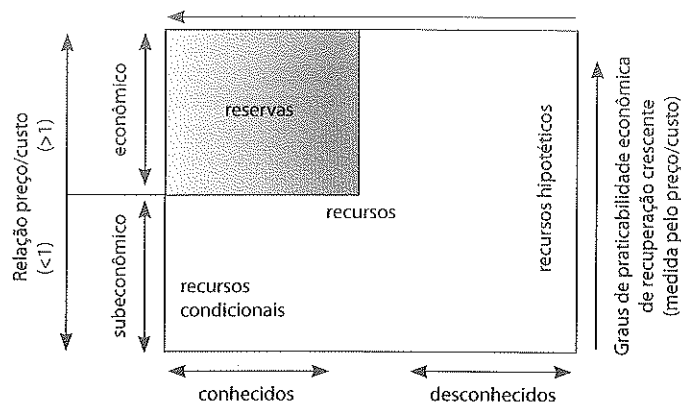


Figura 3.1 Caixa de MacKelvey — critério para delimitação de reservas minerais.

relação preço/custo. Assim, na base esquerda encontram-se os recursos condicionais, ainda subeconômicos, refletindo que os custos são superiores aos preços vigentes; no topo esquerdo encontram-se as reservas propriamente ditas. Essa delimitação, no entanto, é dinâmica e pode ser alterada por diferentes estratégias técnicas e condições econômicas, daí a área das reservas estar pontilhada.

Muito embora seja de grande utilidade, a Caixa de MacKelvey é limitada, pois não incorpora questões ambientais e sociais que na atualidade adquirem importância crucial para a determinação de uma reserva. Além disso, o critério do que é “economicamente viável”, via de regra, é distorcido por não incorporar o fluxo energético, pois, à medida que a extração aumenta, surge a necessidade de alcançar reservas de menor teor e/ou de mais difícil acesso, o que abre a possibilidade de a energia requerida para isso ser superior à energia obtida a partir dessa extração.

### 3.4. Estratégia para gestão de recursos exauríveis

Como se pode perceber, o conceito de recurso mineral é dinâmico, daí a constatação de que os “recursos não são, eles se tornam — eles se expandem e se contraem em resposta aos desejos e ações dos homens, e às condições tecnológicas, econômicas e políticas”.<sup>6</sup> Por outro lado, a reprodução dos recursos não renováveis não está assegurada e localmente se esgota, daí a necessidade de se introduzir uma dimensão temporal na análise, uma vez que o que é extraído hoje não estará disponível amanhã. Nesse sentido, a questão colocada pela teoria econômica convencional é conhecer qual a lógica que o ritmo dos preços de um recurso exaurível deve seguir para que possa ser assegurada sua utilização “ótima”, do ponto de vista econômico.

Aqui vale à pena fazer um contraponto com a economia ecológica. Para esta corrente, a economia trata de três questões centrais, na seguinte ordem de prioridade: 1) a escala no uso dos recursos naturais, 2) a equidade na distribuição desses recursos e, por último, 3) a eficiência na alocação dos recursos.<sup>7</sup>

Para a economia ecológica, a determinação da escala em que os recursos naturais são usados é de importância vital, pois o uso além de certos limites pode provocar irreversibilidades ao ecossistema mais amplo do qual a economia é parte integrante. O problema é que não há modelagem para definição de qual a “escala ótima”. Assim, tal determinação está muito mais no campo da política de uso dos recursos do que em uma determinação técnica. Da mesma forma, não se pode pensar em produção dissociada da distribuição, como faz a economia neoclássica ao focar o uso dos recursos naturais apenas às estratégias de uso ótimo, ou seja, apenas eficiência alocativa. Para Martinez-Alier,

Embora na teoria neoclássica o estudo do direcionamento dos recursos para a produção esteja analiticamente dissociado da distribuição da produção em distintas categorias sociais, na economia ecológica esses dois aspectos são enfocados conjuntamente. Além disso, na economia ecológica ‘distribuição’ não significa somente distribuição econômica, pois igualmente diz respeito à distribuição ecológica. Por essa razão, as considerações sobre equidade não são apresentadas como feito pelos economistas, ou seja, como um pensamento caridoso que aparece no último momento, mas sim se considera que os aspectos distributivos são centrais para que sejam entendidas as valorizações e os aportes dos recursos naturais e serviços ambientais.<sup>8</sup>

Portanto, a análise da economia convencional que será apresentada enfoca apenas uma perna do tripé escala-distribuição-eficiência alocativa embora ela considere que as duas primeiras são uma decorrência natural da última, ou seja, com uma alocação eficiente dos recursos a escala e a distribuição também serão ótimas.

Antes de apresentar o clássico modelo de gestão de recursos exauríveis, que é baseado no artigo de Hotelling escrito na década de 1930, convém esclarecer que, por ser finito, o uso desses recursos envolve decisões intertemporais. Decisões intertemporais implicam opções feitas no presente, mas que terão consequências no futuro. No caso dos recursos exauríveis, envolvem decisões sobre a época adequada de sua extração: é melhor consumir os minérios de Carajás agora ou deixá-los para as gerações futuras? Devido ao esgotamento de um recurso finito, a dimensão intertemporal também implica um “custo de uso”, que representa o valor que as gerações presentes devem pagar, ou reduzir de sua renda, de forma a compensar as gerações futuras pelo esgotamento destes recursos.

As variáveis críticas para análise de decisões intertemporais são:

- Taxa de juros ( $\delta$ )
- Valor presente líquido (VPL)

“Taxa de retorno”, “taxa de desconto” e “taxa de atualização” são usados indistintamente para se referir à taxa de juros, aqui representada pelo símbolo “ $\delta$ ”. Conceitualmente, significa as condições pelas quais o dinheiro ou determinados bens podem ser trocados, no presente, por dinheiro ou bens em uma data futura. Taxas de juros muito altas traduzem risco e incerteza quanto ao futuro e favorecem ações de curto prazo.

O valor presente líquido (VPL) é o montante do futuro descontado (ou atualizado) para o presente. É o valor atual. Por exemplo, quanto vale hoje R\$ 1.000 que será recebido daqui a dois anos, se  $\delta$  for igual a 10%?



Considerando-se a expressão dos juros compostos  $VF = VP(1+\delta)^n$ , onde:

- VP = valor presente
- VF = valor futuro
- $\delta$  = taxa de juros
- n = período de tempo

E que o fluxo de renda futuro equivale ao somatório do fluxo anual de rendimento (Y) até “n” períodos:

$$VF = \$Y1 + \$Y2 + \$Y3 \dots \$Yn$$

Assim o valor presente líquido equivale ao fluxo de renda futuro descontado a taxa  $\delta$ , por “n” períodos, sendo expresso por:

$$VPL = VF/(1+\delta) + VF/(1+\delta)^2 + VF/(1+\delta)^3 + VF/(1+\delta)^n \text{ (ver exemplo no Quadro 3.2).}$$

Assim R\$1.000 daqui a dois anos valerá R\$846,45 que corresponde ao VPL.

$$VPL = 1.000/(1+0,1)^2$$

Definidas as principais variáveis que afetam as decisões intertemporais, a questão que emerge é saber de que forma a dimensão intertemporal é incorporada em uma estratégia eficiente de “uso ótimo”?

Em uma estratégia de esgotamento ótimo, há que se considerar dois aspectos relevantes:

- 1) Existência de custo de oportunidade (*royalty*);
- 2) Evolução dos preços e o valor do *royalty* no tempo.

O custo de oportunidade, também conhecido como custo alternativo de um bem “x” qualquer, é o montante dos bens “y”, “z”, “w” etc. que tiveram de ser sacrificados, a fim de que os recursos fossem alocados para produzir “x”. É também conhecido como o “custo social da produção”\* de “x”.

É necessário que se resgate também a visão da teoria microeconômica quanto às condições necessárias para o alcance da eficiência econômica. A base da teoria é estruturada a partir de um mercado competitivo (concorrência perfeita), embora se saiba dos pressupostos pouco realistas desse modelo, é importante destacar que é a partir dele que se derivam as análises mais concretas. Nesse caso, a eficiência econômica no mercado concorrencial é obtida quando o preço do produto final se iguala aos custos marginais de produção.

A Figura 3.2 ilustra a condição de eficiência demonstrando que os próprios mecanismos automáticos de mercado se encarregam dessa tarefa. Se o empresário produz a quantidade  $Q_1$ ,

\* “Custo Social de Produção” é o custo que a sociedade suporta quando seus recursos são usados para produzir uma determinada mercadoria. Aqueles recursos usados na produção de X não podem ser usados para produzir Y, ou outro bem qualquer. Pode-se exemplificar com o clássico da produção de canhões (para uma economia que opta investir seus recursos na guerra) versus a produção de manteiga (para uma economia que prioriza o problema da fome), nesse caso, o custo social dos canhões adicionais é o montante de manteiga que foi deixado de produzir.

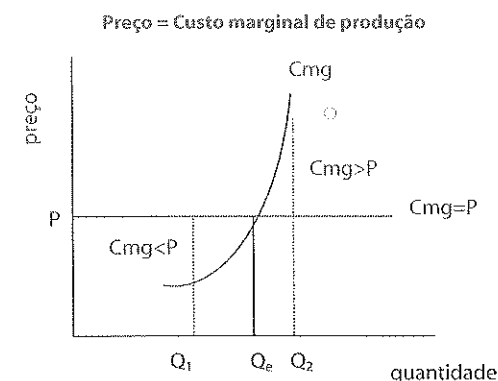


Figura 3.2 Condição de eficiência em um mercado competitivo.

ele será estimulado a produzir mais, porque nesse ponto ele terá lucro já que o preço unitário (representado pela reta horizontal) é superior aos custos marginais de produção. No entanto, como ele não sabe qual a quantidade ideal, ele passa a produzir  $Q_2$ , porém nesse ponto ocorre o inverso, ou seja, os custos marginais ultrapassam o preço do produto, logo, o empresário terá prejuízo e será obrigado a reduzir o nível de produção até o ponto em que os custos se igualam ao preço — no ponto  $Q_e$  — alcançando, dessa forma, eficiência econômica.

Pela demonstração analítica, chega-se ao mesmo resultado, onde:

Preço	$p = f(q)$
Receita total	$qf(q)$
Custo total	$A + g(q)$ (custo fixo + custo variável)
$\pi$ (lucro)	$qf(q) - [A + g(q)]$

A condição de máximo é obtida quando a primeira derivada da função  $\pi$  é igual a zero:

$$\partial \pi / \partial q = 0, \text{ logo:}$$

$$f(q) - g'(q), \text{ que é igual a:}$$

$$\text{Equação} = f(q) = g'(q)$$

Definidos os conceitos de taxa de juros, custo de oportunidade e eficiência econômica em um mercado concorrencial, pode-se partir para a discussão sobre a condição de eficiência de um recurso exaurível, ou o caminho ótimo para exaustão e utilização de um recurso não renovável. É para este ponto que a contribuição de Hotelling converge.

### 3.5. A regra de Hotelling

A análise econômica dos recursos exauríveis está estruturada no clássico artigo de Hotelling, de 1931, *The Economics of Exhaustible Resources*, que indica que, para seguir

uma trajetória “ótima”, os preços dos recursos exauríveis devem evoluir ao ritmo da taxa de desconto que é igual à taxa de juros de mercado.

O modelo proposto por Hotelling apresenta os seguintes pressupostos:<sup>9</sup>

- O detentor da reserva é um proprietário privado atuando em um mercado concorrencial;
- A procura acumulada esgota o estoque do recurso  $D(q)$  é decrescente em relação ao preço do recurso que, por sua vez, se esgota na data  $t$ ;
- O volume (estoque) inicial da reserva é conhecido;
- O custo marginal é nulo ou constante;
- A informação é perfeita ao longo de toda a extração;
- A taxa de preferência do produtor (taxa de atualização ou de desconto) é constante e igual à taxa de juros ( $\delta$ ).

Realizada modelagem,<sup>10</sup> o resultado final da “regra de Hotelling” indica que, para explorar uma jazida de modo “ótimo”, o preço líquido do minério deve evoluir ao ritmo da taxa de desconto. As implicações do modelo são:

- Os recursos guardados em estoque devem ser tão atrativos quanto quaisquer outros ativos. Assim, o ganho de capital ( $\mu$ ) deve ser igual ao custo de oportunidade ( $\delta\mu$ ), ou seja, ao rendimento que outra aplicação proporcionaria, que é o equivalente à taxa de juros de mercado;
- A existência do fenômeno de esgotamento da reserva se reflete na escassez da oferta ao longo do tempo, resultando na redução da procura, visto que o preço do recurso cresce no ritmo da taxa de juros. No ponto de esgotamento, o preço do recurso é máximo e a procura cessa totalmente.

Em síntese, a conservação da jazida é uma forma de investimento em estoque. Este tipo de aplicação tem como única fonte de retorno os ganhos de capital, uma vez que não produz dividendos. Assim, o proprietário da jazida (na ausência de risco) apenas será estimulado a conservá-la na medida em que seu valor cresça à taxa igual ou superior à taxa de juros de mercado, que vem a ser o custo de oportunidade da aplicação. Caso contrário, ele será compelido a intensificar o ritmo da extração.

A explicação é a seguinte: “os mercados de bens só podem estar em equilíbrio quando todos os bens, de uma determinada classe de risco, alcançam a mesma taxa de retorno, tanto como dividendos correntes quanto como ganhos de capital. A taxa de retorno comum é a taxa de juros para aquela classe de risco. Como os depósitos de recursos naturais possuem a propriedade peculiar de não gerar dividendos enquanto estiverem no solo, na situação de equilíbrio, o valor do depósito tem que crescer a uma taxa igual à taxa de juros”.<sup>11</sup>

Para a determinação do critério ótimo do esgotamento é necessário que antes se defina ( $\mu$ ) o custo de oportunidade, também denominado de *royalty*, e em seguida se compare as trajetórias dos preços dos recursos exauríveis e o valor dos *royalties* no tempo. O valor de uma jazida, por seu turno, equivale ao valor presente das vendas futuras (*royalty*); assim, os proprietários devem esperar que o preço líquido dos minérios, descontados os custos de extração, cresça a uma taxa equivalente à taxa de juros. Se a indústria mineradora é

competitiva, o preço líquido é o preço de mercado menos o custo marginal de extração de uma tonelada de minério. Essa diferença é justamente o *royalty*.

Nesse caso, a eficiência econômica é obtida quando o preço do produto final se iguala aos custos marginais de produção acrescido do custo de oportunidade (*royalty*):

Preço = Custo marginal de produção + custo de oportunidade (*royalty*)

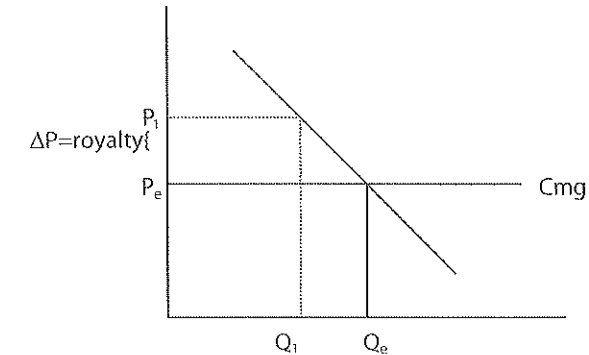


Figura 3.3 Condição de eficiência no mercado de um recurso natural não renovável.

Pela Figura 3.3, a existência do custo de oportunidade (*royalty*) resulta em um aumento dos preços de  $P_e$  para  $P_1$  e em uma redução da quantidade de  $Q_e$  para  $Q_1$ .

Todavia, é importante destacar que o preço de um recurso não renovável pode se decompor em diferentes componentes, tais como: renda de monopólio, renda diferencial ou renda de escassez,<sup>12</sup> resultando em uma dissociação entre o preço e o custo marginal. Portanto, nada pode ser dito, *a priori*, a respeito do comportamento do custo marginal, pois ele pode ser constante, crescente ou decrescente. Nesse caso é preciso considerar as distintas hipóteses.

Na hipótese de um custo marginal nulo ou constante, a taxa de crescimento do preço acompanha a taxa de *royalty* que, por sua vez, deve ser igual à taxa de juros, conforme determina o “lema de Hotelling” (ver implicações no Quadro 3.2).

### 3.5.1. Efeitos sobre a velocidade de exaustão dos recursos exauríveis

Apresentado o essencial da base teórica neoclássica, quais conclusões podem ser extraídas sobre os fatores que poderão apressar, retardar ou mesmo impedir a exaustão de um recurso natural não renovável? A teoria mostra que a utilização dos recursos é variável dependente de seu valor econômico e que os mecanismos automáticos de mercado sempre sinalizarão a escassez e, conseqüentemente, restringirão o consumo por meio da elevação do preço e do *royalty* do recurso natural. O contrário é também verdadeiro, recursos abundantes (longa vida útil) serão impelidos ao consumo pela baixa dos preços e de *royalty* nulo ou desprezível.



**Quadro 3.2. Exemplos numéricos da relação entre o valor dos royalties e a taxa de desconto**

Se  $VF = VP(1 + \delta)^n$ , logo  $VP = VF / (1 + \delta)^n$ , onde:

$VF$  = valor futuro

$\delta$  = taxa de juros de mercado = taxa de desconto

$N$  = tempo de vida útil da jazida

$VPL$  = valor presente líquido

*Exemplo 1:*

$n = 10$  anos

$\delta = 6\%$  ao ano

$VF = 1.000$

$VPL = 1.000 / (1 + 0,06)^{10} = 558,4$

*Exemplo 2:*

$n = 10$  anos

$\delta = 15\%$  ao ano

$VF = 1.000$

$VPL = 1.000 / (1 + 0,15)^{10} = 247,2$

Dos exemplos 1 e 2 deduz-se que quanto maior a taxa de desconto, menor o *royalty* e maior a taxa de extração, portanto, a taxa de utilização do recurso é diretamente proporcional à taxa de juros.

*Exemplo 3:*

$n = 20$  anos

$\delta = 6\%$  ao ano

$VF = 1.000$

$VPL = 1.000 / (1 + 0,06)^{20} = 311,8$

*Exemplo 4:*

$n = 20$  anos

$\delta = 15\%$  ao ano

$VF = 1.000$

$VPL = 1.000 / (1 + 0,15)^{20} = 61,1$

Dos exemplos 3 e 4 deduz-se que quanto maior a vida útil do bem mineral, menor o *royalty*, maior, portanto, será a taxa de extração.

Dessa forma, as principais considerações são as seguintes:

1) A taxa de extração será tanto maior quanto menor for o valor do recurso em estoque (*royalty*). Os fatores que contribuem para a valorização do recurso também contribuem para sua extração mais comedida, tais como:

- Elevação da demanda (sobem os preços);
- Esgotamento de fontes alternativas;
- Descoberta de novos usos.

2) A taxa de utilização do recurso é diretamente proporcional à taxa de desconto. Assim, uma elevação da taxa de juros conduz ao aumento da taxa de extração, encurtando o prazo de esgotamento do recurso. Se:

- A taxa de juros aumentar, a tendência dos investimentos será de queda (inclusive estoque de recursos), portanto, para reduzir os estoques, eleva-se a taxa de extração;
- Taxas de juros elevadas indicam forte valorização do consumo presente pela sociedade, condição em que a maximização do benefício social requer maior taxa de extração. As elevadas taxas de juros que, historicamente, têm vigorado no país, de um lado, apontam o elevado custo de oportunidade de manutenção de ativos e, de outro, refletem forte valorização de consumo presente pela sociedade, tornando investimentos em estoques menos viáveis.<sup>13</sup>

3) Não se deve desconsiderar que outros fatores podem interferir na trajetória do preço do recurso, desviando-o de seu comportamento previsto. Assim, o preço de um recurso natural qualquer resulta do confronto de duas forças: escassez (induz alta de preço) e progresso tecnológico (reduz o custo e cria *backstops*).<sup>\*</sup> Na medida em que gera alternativas mais baratas, o progresso tecnológico faz com que o recurso natural seja poupado em favor de maior consumo de produtos substitutos, o que reduz a possibilidade de exaustão, embora contribua para a redução do preço dos recursos naturais. Daí conclui-se que a trajetória dos preços dos bens minerais é incerta, uma vez que é resultante das forças da oferta e da demanda. Porém, a dinâmica do mercado fará com que os preços tendam para a estabilização na medida em que sua própria elevação acionar as forças que fazem mover a tecnologia.

O modelo de “uso ótimo” de Hotelling também tem sido bastante questionado, em função dos seguintes fatores:

- Ocorrência de “falhas de mercado”, tais como mercados imperfeitos (monopólios e oligopólios) e externalidades. É muito mais regra que exceção o mercado de bens minerais ser dominado por poucas grandes empresas que ditam o ritmo da produção e da política dos preços, inviabilizando totalmente a suposta ordem que o sistema concorrencial possibilita por meio dos mecanismos automáticos de mercado. Da mesma forma, a presença de externalidades é uma constante, uma vez que apenas uma parcela dos custos da extração é efetivamente paga por quem retira o recurso, especialmente no caso de propriedade de uso comum.
- *Desconhecimento da demanda futura* conduz à adoção de hipótese simplificadora de que esta seja igual à demanda presente, mesmo desconhecendo-se totalmente os valores das gerações futuras. A esse respeito afirma-se que a única maneira de atribuir preço a um objeto não reproduzível é ter absolutamente todos os interessados fazendo suas ofertas. Se somente algumas pessoas, ou somente a geração presente, oferecerem seus lances, os preços serão mais baixos do que o contrário.<sup>14</sup>
- As profundas *discrepâncias entre as taxas de desconto social e de mercado* (privadas) comprometem a possibilidade de se assegurar que os recursos sejam alocados de forma compatível com a otimização do bem-estar social.

\* *Backstop technologies*, ou tecnologia de fundo, é o substituto a um custo mais baixo.

- Existência de *tecnologia de fundo* (*backstop technologies*) que é a alternativa mais cara para se produzir um substituto para o recurso em questão, o que na prática impede que o *royalty* cresça acima de um certo limite (Figura 3.4), pois é óbvio que, se os preços dos diferentes bens ficarem iguais, é indiferente para o consumidor demandar o recurso não renovável ou seu substituto.

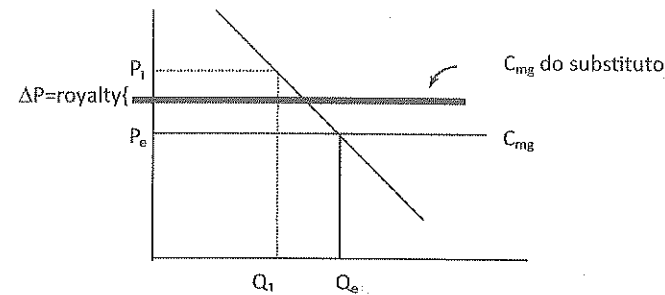


Figura 3.4 Limitação imposta pelas tecnologias de fundo à expansão dos royalties.

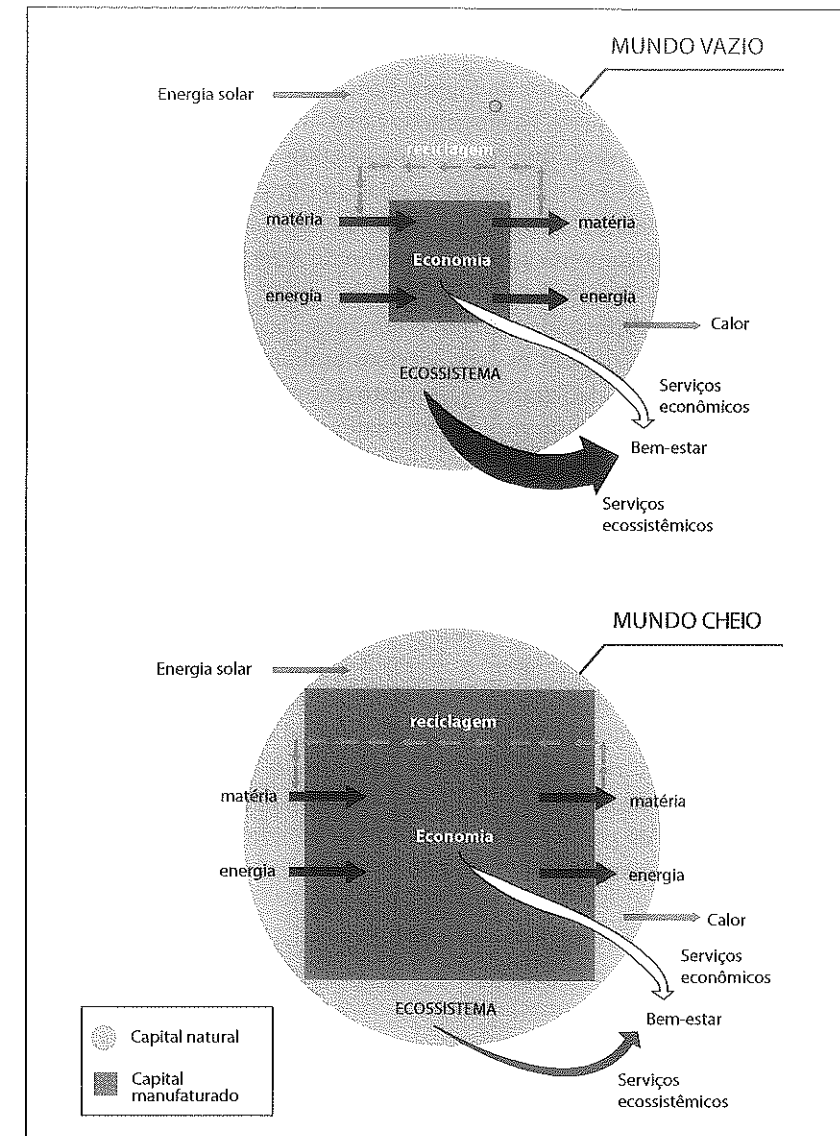
Finalmente, a análise desconsidera os serviços ambientais que necessariamente são impactados ao se acessar as jazidas minerais, reforçando a visão convencional de que, como esses recursos pertencem à categoria de bens livres que não se sujeitam às leis da oferta e da demanda, não têm preço e, portanto, não são passíveis de transação nos mercados.

Este último aspecto, juntamente com as questões distributivas, é muito caro à economia ecológica. Embora não apresente um modelo formal de gestão dos recursos, a economia ecológica alerta para a necessidade de se incorporar essas questões, principalmente em função do crescente custo de oportunidade que o uso dos recursos não renováveis adquire na atualidade; ou seja, o custo associado com o seu adiamento para usos futuros, no caso da extração dos minérios no presente ou ao sacrifício que as gerações futuras terão de incorrer em função do esgotamento atual.

### 3.5.2. Exemplos de políticas sobre a extração de minerais

Herman Daly, um dos fundadores de economia ecológica, usa a simbologia “mundo vazio” e “mundo cheio” para delimitar as diferenças entre uma era histórica em que a Terra apresentava baixa densidade populacional e padrões de consumo restritos com a época atual de superpovoamento e padrões de consumo incompatíveis com a integridade ecossistêmica. Nesse mundo cheio é muito elevado o custo de oportunidade no uso dos recursos naturais e ambientais. A desconsideração do meio ambiente era até compreensível em um “mundo vazio”, porém não tem sentido em um “mundo cheio” (Figura 3.5).

Conforme ilustra a Figura 3.5, Daly reposiciona a economia como subsistema de um sistema mais amplo (a biosfera), que é o capital natural e que conta com o sol como sua principal fonte energética. Na biosfera ocorrem trocas de matéria e energia e são produzidos os serviços ambientais essenciais para todas as formas de vida do planeta. O bem-estar humano é resultante desses serviços ambientais gerados pelo capital natural e pelos bens e serviços reais produzidos pela economia.



Fonte: Herman Daly, 2007.

Figura 3.5 Uma “macrovisão” da macroeconomia na perspectiva da economia ecológica.

Para a produção de seus bens e serviços, a economia usa matéria e energia subtraídas do capital natural e que se encontram em estado de baixa entropia. Esse processo inevitavelmente gera resíduo. Uma pequena parte destes resíduos é reciclada e reutilizada no processo produtivo, mas uma grande quantidade é descartada e despejada de volta para a natureza. Parte desse descarte é absorvido pela natureza, a depender de sua capacidade de resiliência, mas uma grande parte se acumula sob a forma de poluição e aumento dos estoques de energia não útil, o que, dependendo da magnitude, pode comprometer a ge-

ração dos serviços ecossistêmicos e, fatalmente, elevar o nível de entropia do sistema. O aquecimento global é um exemplo disso.

No mundo vazio (parte superior da Figura 3.5), em que a *escala de produção* de bens e serviços econômicos era pequena, o elemento escasso ou fator limitante da produção era o capital manufaturado, ao passo que os recursos naturais e ambientais (capital natural) eram abundantes. Conforme Daly exemplifica, quando o mundo era vazio havia milhões de rios e nenhum assentamento humano próximo a eles; assim, o *custo de oportunidade* do uso desses rios era praticamente zero e o conceito de *externalidade* não tinha a menor importância.

No mundo cheio superpovoado em que o tamanho da economia passou a sufocar a capacidade do capital natural gerar os seus serviços ambientais necessários para o bem-estar humano (parte de baixo da Figura 3.5), o custo de oportunidade no uso dos recursos naturais e ambiental é alto e o conceito de externalidade adquire importância crescente. Não é à toa que, neste mundo, os novos projetos para extração mineral precisam demonstrar que geram muito mais benefícios que custos.

Nesse mundo cheio, ao lado de questões ambientais,\* considerações distributivas passam a adquirir grande relevância. Assim, a política de cobrança pela extração dos jazimentos minerais (*royalties*) merece especial consideração. A seguir será apresentado um quadro sobre sistemas de cobrança de *royalties* sobre os recursos minerais adotados por alguns países (Tabela 3.1).

Praticamente todos os países impõem um sistema de cobrança (*royalties*) sobre a extração de recursos minerais com a justificativa de ser uma contraprestação pelo usufruto de um recurso natural não renovável que é de propriedade da nação, do estado/província/departamento ou dos municípios. Via de regra, há uma clara distinção entre *royalties* provenientes da extração de petróleo e gás e de outros minerais. Os valores dos primeiros são bem mais elevados, possivelmente pelo fato de a maioria das companhias petrolíferas ser de propriedade estatal.

No que se refere aos minerais (não petróleo e gás), há grandes divergências entre as taxas, a base de incidência e os critérios para o uso dos recursos financeiros provenientes dessa cobrança por parte dos beneficiários, conforme ilustra a Tabela 3.1. Esses aspectos são da maior relevância para a economia ecológica, pois estão associados com questões distributivas\*\* e de equidade intergeracionais. Para isso é crucial incorporar na formulação de uma política de bens minerais o conceito de renda de John Hicks (1909-1989), para o qual renda é o máximo que pode ser consumido em um dado ano sem reduzir a capacidade de produzir e de consumir no ano seguinte. Portanto é imperativo: 1) separar uma parcela das receitas da mineração que não são rendas; 2) reinvestir essa parcela a partir de uma perspectiva de sustentabilidade.

Nesse sentido, Daly (2007) propõe uma espécie de reforma tributária ecológica: taxar progressivamente atividades intensivas em emissões de carbono (como a produção de petróleo, por exemplo) e aliviar os impostos sobre o trabalho (que são impostos regressivos).

\* Neste artigo não trataremos da política mineral que trata das externalidades, pois há um amplo sistema de normas legais que disciplinam o licenciamento ambiental de empreendimentos mineiros com a previsão de Planos de Controle Ambientais, para os casos de prevenção e mitigação, além do pagamento da compensação ambiental, para os casos da ocorrência de externalidades, entre outros ([www.mma.gov.br](http://www.mma.gov.br) e [www.dnpm.gov.br](http://www.dnpm.gov.br)).

\*\* Quanto ao uso dos *royalties* minerais no Brasil ver Enríquez (2008).

Tabela 3.1 Royalties mineiros — alguns exemplos de políticas nacionais

Pais	Taxa	Base de cobrança	Justificativa da cobrança	Critério de uso dos recursos financeiros
Peru	2% a 5%	Receita das vendas	Pagamento de contraprestação pela extração dos recursos naturais não renováveis da nação, estado/província/departamento ou município.	A maior parte se destina ao governo federal e outra para o "Cañon minero"; fundo que visa financiamento ou cofinanciamento de projetos de investimento produtivo que articulem a mineração com o desenvolvimento econômico de cada região.
Chile	0% a 5%	Progressiva de acordo com a receita das vendas	Os recursos naturais são de propriedade do Estado; os recursos naturais não renováveis têm valor intrínseco; a exaustão implica perda de receita.	Aplicação em um Fundo de Ciência e Tecnologia para o desenvolvimento de capacidade inovativa do país.
Argentina	0% a 3%	Valor na "boca da mina" <sup>a</sup>	Contraprestação pela extração de recursos minerais que são de propriedade da nação ou da província.	nd.
Colômbia	3% a 12%	Valor na boca da mina	Contraprestação econômica pela exploração de um recurso natural não renovável e o direito dos departamentos ou municípios onde estão onde estão localizadas as minas.	Os recursos vão para um Fundo Nacional de <i>Royalties</i> que está sujeito a uma Comissão Nacional de <i>Royalties</i> . Os recursos visam promover a atividade de mineração, a preservação do meio ambiente e o financiamento de projetos regionais de desenvolvimento.
Venezuela <sup>b</sup>	30% (petróleo)	Valor das vendas	Idem.	Discrecionário pelo Estado.
Brasil <sup>b</sup>	0,2 a 3% (minerais) Até 15% (petróleo e gás)	Faturamento líquido (valor da produção deduzidos os dispêndios com tributos, seguros e transporte)	Participação no resultado ou compensação financeira pela exploração de recursos minerais no território, plataforma continental, mar territorial ou zona econômica exclusiva.	A lei não determina em que deve ser aplicado, mas sim em que não deve: pagar dívidas e contratar pessoal permanente.

(continua)

Tabela 3.1 Royalties mineiros — alguns exemplos de políticas nacionais (continuação)

País	Taxa	Base de cobrança	Justificativa da cobrança	Critério de uso dos recursos financeiros
Bolívia <sup>b</sup>	Até 5% (minerais) 18% a 35% (petróleo e gás)	Valor das vendas	Pagamento de contraprestação pela extração dos recursos naturais não renováveis do Estado.	15% do recolhimento dos <i>royalties</i> são repassados para as comunidades, uma vez que elas auxiliam na fiscalização.
Ghana <sup>b</sup>	3% a 12%	Vendas e resultado financeiro	Compensar impactos negativos da mineração; empreender projetos de desenvolvimento nas comunidades e financiar as instituições públicas do setor mineral, além de promover projetos especiais relacionados à mineração.	20% dos <i>royalties</i> pagos pelas companhias mineradoras vão para um fundo de desenvolvimento.
África do Sul	0,5% a 7%	Receita das vendas ponderada por resultado financeiro e agregação de valor	Contraprestação pela extração de recursos minerais que são de propriedade da Nação.	Um padrão nacional mínimo de recursos para o custeio da educação e da saúde. Financiamento dos hospitais acadêmicos; Recursos para equalização da capacidade fiscal (fundo de compensação), visando compensar as diferenças de base tributária entre as províncias; Um auxílio institucional para o fundo provincial e legislações; Recursos básicos alocados de acordo com o critério populacional, com peso extra às populações rurais.
Estado da Austrália Ocidental	7,5%	Valor das vendas	Contraprestação pela extração de recursos minerais que são de propriedade da província.	Não há um fim preestabelecido. Os recursos são recolhidos pelo Estado e apenas 20% retorna à região produtora.

Tabela 3.1 Royalties mineiros — alguns exemplos de políticas nacionais (continuação)

País	Taxa	Base de cobrança	Justificativa da cobrança	Critério de uso dos recursos financeiros
Província de Alberta — Canadá <sup>a</sup>	1% a 12%	Valor das vendas	Contraprestação pela extração de recursos minerais que são de propriedade da província.	Alberta Heritage Savings Trust Fund. Na consulta popular, 51% dos cidadãos de Alberta aceitaram que parte dos recursos sejam utilizados para o pagamento da dívida pública da província. O Fundo também é usado para programas na área de educação e saúde.
Estado do Alasca — EUA <sup>b</sup>	3% (renda líquida de metais) 25% (da receita líquida de petróleo)	Receita líquida	Prover as futuras gerações com renda depois que as reservas de petróleo se esgotarem. Financiar o monitoramento ambiental da região do Alasca.	Alaska Permanent Fund Corporation — APFC. Dos recursos financeiros do fundo, 50% não ficam capitalizando, não sendo, portanto, movimentado. Outros 50% são aplicados, seus dividendos e bônus são distribuídos por todos os cidadãos (em 2005, cada cidadão do Alasca recebeu um cheque de US\$850, em 2000 o valor foi US 1.963).
Noruega <sup>b</sup>	37% (média de 2005)	Valor das vendas	Administrar as receitas do petróleo proveniente da produção do Mar do Norte, cujas reservas foram descobertas entre os anos 1970 e 1980 e assegurar pensões para a população idosa.	Government Pension Fund. Diretamente, sob a forma de pensões, para as pessoas idosas e, indiretamente, sob a forma de benefícios sociais, principalmente, na área da saúde.

<sup>a</sup> Valor na "boca da mina" se refere ao valor de produção dos minerais imediatamente após a saída da mina, ou seja, não considera o transporte até o consumidor.

<sup>b</sup> Países/Jurisdições produtores de petróleo e gás e que aplicam os *royalties* em fundos mineiros.

Fonte: Enríquez, 2006 e 2008.



Isso contribuirá para reduzir as emissões de carbono e dará um incentivo adicional para o desenvolvimento de tecnologias menos intensivas em carbono, além de redistribuir a renda progressivamente.

Distintamente do foco central da teoria neoclássica, em determinar uma taxa ótima para a economia ecológica esse objetivo deve ser precedido pela determinação da escala (que é uma escolha social) de uso dos recursos e pelos critérios de distribuição dos benefícios da extração desses recursos, que não deve ser apenas econômico, mas também é ecológico.

“Dada a necessidade de elevar a receita pública de algum modo, é melhor taxar a ‘coisa’ certa, em primeiro lugar, e somente depois se preocupar com a ‘taxa ótima’”, afirma Daly (2007). Então por que não taxar fortemente a extração de carbono e compensar as baixas rendas? Ou, dito de uma forma mais geral, taxar a base material, sobre a qual o valor será adicionado, e parar de taxar o valor adicionado. Daly diz ser preferível taxar o *input* porque a depleção é espacialmente mais concentrada do que a poluição (*output*). Além disso, altos preços dos *inputs* induzem ao uso eficiente dos recursos em todos os estágios subsequentes do processo produtivo. Assim, limitando-se a depleção, via taxação, está se limitando também a poluição.

Essa ideia foi encaminhada por Daly à Organização dos Países Exportadores de Petróleo (OPEP), em 2001, mas apenas foi considerada em 2007, quando o presidente do Equador, Rafael Correa, encaminhou a proposta para o debate junto à OPEP, o que está sendo denominado de “ecoimposto Daly-Correa”. Esse é um exemplo concreto de como os princípios da economia ecológica podem ser usados para formulação de políticas. O ecoimposto é uma taxa que incide sobre as exportações de petróleo associada às emissões de dióxido de carbono geradas pela queima do combustível, que visa incorporar o custo do carbono desde as fontes. O recurso obtido a partir desse eco-imposto iria para um Fundo Mundial de Desenvolvimento Sustentável.

De acordo com Gallard *et al.* (2008), um barril de petróleo padrão contém 120 kg de carbono (que, multiplicados por 3,7, dão 444 kg de CO<sub>2</sub>). Um imposto de US\$5 por barril supõe um custo de pouco mais de US\$10 por tonelada de CO<sub>2</sub>, que está aquém dos limites internacionalmente aceitos. Instituído proativamente um imposto com base em seu conteúdo de carbono, a OPEP poderia estimular a definição de impostos similares sobre exportações de carvão mineral e de gás. O carvão produz mais emissões de CO<sub>2</sub> que o petróleo e o gás, por unidade de energia.

### 3.6. Teoria dos recursos naturais renováveis

A particularidade dos recursos renováveis é que eles são governados por fenômenos biológicos: crescimento de árvores, multiplicação dos animais e das plantas, desenvolvimento das populações de peixes, que são de essência dinâmica. No entanto, os recursos renováveis podem se esgotar e se tornar não renováveis, principalmente quando localizados em espaços de uso comum, sujeitos ao livre acesso e, portanto, suscetíveis de apropriação privada.<sup>15</sup>

O aspecto crucial que responde em grande parte pelo desaparecimento dos recursos renováveis é a incompatibilidade entre as dinâmicas biológica (que determina sua evolução) e econômica (que determina o ritmo da exploração do recurso). Pela dinâmica

biológica o estoque de recurso renovável não é fixo; ele cresce na medida em que apresenta condições de se expandir, porém sua expansão está submetida a um limite máximo que é definido pela capacidade de suporte\* do seu ecossistema. A dinâmica econômica, por sua vez, pressiona para o declínio de um recurso na medida em que sua taxa de extração exceder, de modo persistente, a taxa de crescimento do recurso.

Dessa forma, o principal desafio de teoria econômica convencional dos recursos renováveis é identificar qual a trajetória de exploração de uma população animal ou vegetal, submetida a um dado nível de extração.

Os modelos econômicos para os recursos renováveis apresentam evidentes semelhanças com a teoria dos recursos não renováveis desenvolvida por Hotelling. As particularidades dos problemas dos recursos vivos é o que confere especificidade à teoria dos recursos renováveis. Além do “modelo geral de exploração”, a teoria econômica dos recursos renováveis apresenta enfoques especiais para a gestão dos recursos pesqueiros (modelo de Gordon-Schafer e Beverton-Holt), dos recursos florestais (modelos de Fischer e Faustman) e dos recursos da biodiversidade (modelos de Gordon-Schafer-Clark),<sup>16</sup> conforme descrito nas seções subsequentes.

#### 3.6.1. Modelo geral de exploração dos recursos renováveis

De forma análoga aos recursos não renováveis, o modelo geral de exploração dos recursos renováveis se baseia no “princípio do máximo”, introduzido pelo pensamento neoclássico, cujo objetivo é conhecer as condições para se alcançar o “ótimo econômico”, onde o produtor obtém o melhor benefício — o lucro máximo. Dessa forma, o estoque (“*x*”) de um recurso (“*G*”), em qualquer tempo (“*t*”) é resultante da diferença entre a sua taxa natural de recomposição no tempo e sua taxa de exploração no tempo, tal como indicado na expressão abaixo:

$$(3.1) \quad x = G(x(t)) - h(t) \text{ onde,}$$

*x* = estoque do recurso *G* em qualquer tempo *t*

*G*(*x*(*t*)) = taxa natural de recomposição de *x*

*h*(*t*) = taxa de utilização de *x*

O lucro ( $\pi$ ), obtido a partir do uso desse recurso, é expresso pela equação (2) que indica que ele é decorrente da taxa de recomposição e da taxa de utilização do recurso ao longo do tempo, como abaixo:

$$(3.2) \quad \pi = \pi [x(t); h(t); t]$$

O programa de otimização será maximizar a equação (3.2), mas sujeitando-se às barreiras impostas pela equação (3.1). Otimizando-se a função, a partir dos procedimentos matemáticos adequados que não serão demonstrados aqui, uma vez que se trata de um capítulo introdutório,<sup>17</sup> chega-se à regra de produtividade marginal da acumulação ótima do capital, na qual a produtividade marginal de  $G_x^*$  é igual à taxa de desconto:

\* Do inglês *carrying capacity*.

$$G'_x = \frac{\pi'_x}{\pi'_h} = \delta$$

onde:

$\delta$  = taxa de desconto

Mais uma vez, aqui cabe a mesma observação do modelo anterior: não há nada, de antemão, que garanta que a taxa de produtividade dos recursos se iguale à taxa de desconto. Pelo contrário, a taxa de desconto é função de variáveis que nada têm a ver com a dinâmica biológica.

### 3.6.2. Modelo de gestão de pesca

O modelo de gestão de pesca se baseia na denominada “lei da logística”, ou lei de Verhulst, de 1838, para a qual os conceitos rendimento máximo sustentável (RMS) e capacidade de suporte são de fundamental importância. Assim:

Capacidade de suporte — *carrying capacity* — ( $k$ ) → é o estoque máximo que pode ser mantido indefinidamente sem comprometer a capacidade de regeneração do recurso;

Extração máxima sustentável ( $x_{RMS}$ ) → é a taxa de extração que mantém o estoque no nível de crescimento máximo (RMS);

A “lei da logística” pode ser definida pela expressão e ilustrada pela Figura 3.6:

$$G(x) = \alpha x (1 - x/k), \text{ onde}$$

$\alpha$  = taxa de crescimento intrínseco

$k$  = capacidade de suporte em nível de saturação

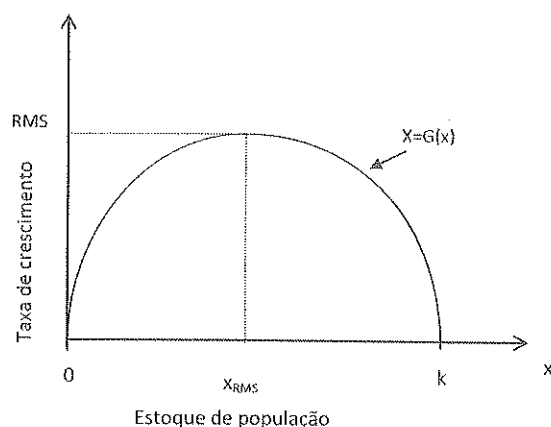


Figura 3.6 Capacidade de suporte e rendimento máximo sustentável.

A lei biológica do tipo “logística” indica que são as condições objetivas — espaço físico, alimentos, oxigênio etc. — os fatores que determinam a expansão ou contenção dos recursos naturais. A ideia central é que, para qualquer população situada abaixo de um certo nível ( $k$ ), existe um excedente que pode ser continuamente explorado. Se tal excedente não for explorado, o estoque crescerá até “ $k$ ”, que representa a capacidade máxima de suporte, e neste ponto a taxa de crescimento (ou excedente) tenderá para zero. O rendimento máximo sustentável (RMS) corresponde ao ponto em que o excedente explorável é máximo (máxima taxa de crescimento) e é dependente unicamente das características biológicas da população. Dessa forma, observa-se que a lei natural de população dos peixes é, de fato, uma “lei logística”.<sup>18</sup>

Considerando-se a dinâmica populacional dos peixes, quais então seriam as opções para quem está extraindo?

1. Extrai tudo (zera o estoque): não terá mais nada para extrair nos próximos anos;
2. Não extrai nada: mantém o estoque em  $k$ , porém a população não cresce;
3. Extrai RMS anualmente por tempo indeterminado e ainda conserva o estoque  $x_{RMS}$  do recurso (manejo).

À primeira vista, parece que a opção 3 — manter o estoque em  $x_{RMS}$  no nível da produção máxima sustentável (RMS) — é a melhor, pois a população se reproduziria mais, no longo prazo, a quantidade de peixes que terá vivido no lago será máxima e, portanto, será máxima a quantidade de peixes a ser pescada. No entanto, existem diversas objeções a essa opção:<sup>19</sup>

- Trata-se de uma regra de origem biológica válida para uma espécie isolada e de comportamento padrão. As espécies ligadas entre si ou as espécies com grandes variações naturais não podem ser submetidas a uma exploração baseada no rendimento máximo sustentável;
- É baseada em critérios exclusivamente biológicos e não econômicos;
- O fato de deixar completamente de lado qualquer noção de custo leva a dizer que o rendimento máximo sustentável não pode representar validamente o “ótimo”, de um ponto de vista econômico.

Dessa forma, “... o rendimento máximo sustentável deve representar uma orientação, em vez de uma norma de exploração ótima. Pode também representar um ponto de convergência entre interesses opostos quando da intervenção dos poderes públicos destinados a garantir o ‘ótimo social’ de uma solução”.<sup>20</sup> Conclui-se, portanto, que manter a população de peixes no nível RMS quase nunca é melhor estratégia econômica.

Introduzindo-se considerações sobre os custos de produção e o custo de oportunidade é possível compreender as causas. Para tanto, é necessário considerar as seguintes variáveis:

- $\delta$  = taxa de desconto (taxa de juro)
- $c$  = custo de produção
- $p$  = preço do pescado
- $t$  = taxa de crescimento da população



Admitindo-se que os custos de produção são nulos (igual a zero) ou desprezíveis, logo, se:<sup>21</sup>

- A taxa de desconto ( $\delta$ ) for maior que a taxa de crescimento da população ( $t$ ), o ganho líquido que se pode obter com a pesca é menor do que outra atividade;
- Se  $\delta$  for muito elevada pode haver risco de esgotamento da espécie, pois o VPL será muito baixo;
- Apenas na remota hipótese de  $\delta$  ser nula (igual a zero) é que valerá a pena deixar algum peixe para o futuro.

Esse aspecto pode ser ilustrado pelo caso concreto das baleias azuis do oceano Antártico: “Os cientistas acreditam que a capacidade máxima de suporte seja algo em torno de 150 mil baleias e que no nível da PMS deve equivaler aproximadamente à metade, ou seja, 75 mil baleias, com o nível de crescimento anual de 2 mil baleias. O valor dos produtos obtidos a partir de cada baleia estaria na ordem de US\$10 mil. Isso quer dizer que no nível de PMS, a receita anual da indústria pesqueira seria de US\$20 milhões. Por outro lado, se a indústria pescasse todas as baleias em um ano só, receberia US\$750 milhões. Nota-se que a taxa de reprodução destas baleias é muito baixa; assim, a indústria tem uma forte motivação para pescar todas as baleias de uma só vez e acabar com o negócio, investindo a receita no mercado financeiro, onde a taxa de juros é muito maior. Em outras palavras, é muito difícil que, caso a indústria se mantenha em atividade, a remuneração de longo prazo cubra o possível ganho alternativo de “esgotamento” do recurso e aplicação do dinheiro em outra atividade. Este é o resultado de Hotelling, já visto no caso dos recursos exauríveis. No caso dos recursos renováveis, a taxa de crescimento da população tem que ser no mínimo igual a taxa de juros. Não casualmente, as baleias azuis são ainda uma espécie com ameaça de extinção.”<sup>22</sup>

Esse é o caso do esgotamento iminente dos bens livres que ocorre quando o VPL da produção potencial futura é baixo demais se comparado com a utilização imediata dos recursos no problema de propriedade comum dos mesmos.

### 3.6.3. O problema dos recursos de propriedade comum

As variáveis a serem consideradas são:

- $p$  = preço da tonelada
- $y$  = quantidade pescada
- $c$  = custo unitário da pesca
- $x$  = insumos utilizados

A “renda de oportunidade” do pescador (que está embutida em  $c$ ) representa o salário que ele receberia em alguma outra alternativa à pesca. É basicamente o valor do salário mínimo, porém, deve-se considerar que em determinados locais de difícil acesso, ou em situação de grave desemprego, esta renda de oportunidade é quase nula. Dessa forma:

- O lucro ( $\pi$ ) é resultante da renda bruta ( $py$ ) deduzidos os custos de produção ( $cx$ ).
- $$\pi = py - cx;$$

- Se ( $\pi$ ) for inferior aos custos de produção, o pescador abandonará a atividade;
- A condição de otimização ocorre quando o preço ( $p$ ) for igual ao custo marginal ( $cmg$ ). Porém, quando o pescador entra no lago ele não se preocupa (e nem pode estimar) com a produtividade marginal e sim com a produtividade média que é dada pela relação ( $py/x$ );
- Enquanto ( $py/x$ ) for maior que ( $c$ ) o pescador se mantém na pescaria e o seu “salário de equivalência” será superior a ( $c$ );
- Se o salário de equivalência for inferior a ( $c$ ) ele se retira da pescaria e ( $py/x$ ) subirá até o nível limite  $c$ .

A condição de equilíbrio ocorre quando ( $py/x$ ) se iguala a ( $c$ ), mas nesse caso  $\pi$  será igual a zero! Esse é o dilema da propriedade comum, o lucro é de todos só que ninguém se apropria dele. Observamos que em termos de discussão intuitiva, o pescador, ao se preocupar apenas com a produtividade média, mostra-se cego para o que diz respeito ao futuro: a única coisa que importa é o rendimento (dado pela produtividade média) ser maior que o salário alternativo da economia. E assim ele, definitivamente, ignora o *royalty*, o valor futuro potencial da atividade. O efeito do “congestionamento” é inerente à ausência do direito de propriedade. A implicação é que cada pescador trabalha olhando para a curva de produtividade média e não para a produtividade marginal, como seria desejável.<sup>23</sup>

É nesse sentido que para a economia ecológica a determinação da escala de uso dos recursos antecede o objetivo da máxima eficiência. Assim, delimitações de espaços para pesca, bem como restrições de equipamentos (ineficiência tecnológica) e de períodos, entre outros, são políticas necessárias, pois apenas a direção dos mecanismos automáticos de mercado pode levar à exaustão, se isso for eficiente.

### 3.6.4. Modelo de gestão de floresta

Os modelos para gestão da exploração madeireira, da mesma forma que os outros modelos para recursos renováveis, partem da ideia central de que a dinâmica de crescimento do estoque do recurso é determinada pelo seu ritmo biológico, porém os recursos estão submetidos a uma pressão humana que é representada pela exploração econômica.

Os modelos de gestão florestal evoluíram do “estático simples” — focado na procura de um rendimento máximo sustentável —, passando pelo modelo que percebe a floresta como um ativo, segundo a “regra de gestão da floresta segundo Fischer”, ao “modelo de rotação florestal de Faustmann” que é um modelo dinâmico de “gestão ótima” da floresta.<sup>24</sup>

No “modelo estático” o principal desafio é encontrar o nível do rendimento máximo sustentável, sabendo-se que o valor comercial da árvore é função de seu volume que, por sua vez, depende de sua idade. Nesse modelo o RMS é encontrado juntamente com a idade ideal para o corte (Figura 3.7).

A Figura 3.7 ilustra que o valor comercial de uma árvore  $V$  é determinado pelo volume e pela quantidade de madeira que dela se pode tirar. A variável essencial a este respeito é a idade  $t$  da árvore. Considerando-se que:

$V(t)$  = curva de crescimento das árvores, indicando que seu valor comercial ( $V$ ) é função de sua idade ( $t$ ) que, por sua vez, é função do tempo ( $T$ );

$t = T$  representa o período de rotação de abate;  
 $T^*$  = surge no ponto de tangência da curva  $V(t)$  e de uma reta que passa pela origem;  
 $V(T^M)$  = valor máximo que uma árvore isolada poderia tomar sem rotação;  
 $V(T^*)$  = ponto inferior ao valor máximo que uma árvore isolada poderia tomar sem rotação.

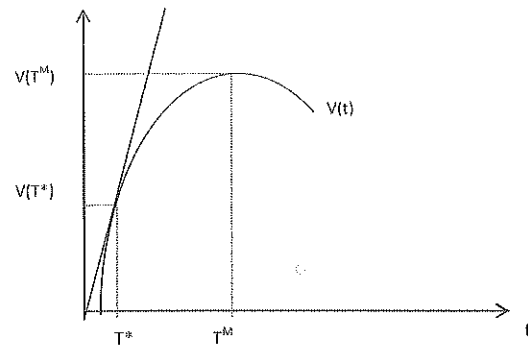


Figura 3.7 Escolha de uma data de abate em função do valor simples da árvore.

Sabendo-se que a curva  $V(t)$  é conhecida, o problema será o de calcular a idade ótima para o corte da árvore. Em situação de equilíbrio “n” árvores valendo  $V(t)$ , e se  $t$  é igual a  $T$  e representa o período ideal de corte, então  $n/T$  árvores serão cortadas por período e o valor destas árvores abatidas será  $nV(T)/T$ . O problema será escolher  $T^*$  que seja capaz de maximizar  $V(T)/T$  (sendo  $n$  uma constante). Graficamente a solução  $T^*$  surge no ponto de tangência da curva  $V(t)$  e de uma reta que passa pela origem. Vê-se que  $V(T^*)$  é inferior ao potencial máximo de crescimento que uma árvore isolada poderia alcançar se não tivesse que ser abatida.

O modelo estático, baseado na prática do rendimento máximo sustentável, foi criticado por não considerar a taxa de desconto nas análises comparativas entre os valores atuais e futuros das árvores. É justamente sobre esse aspecto que se centrará o modelo de Fisher, desenvolvido nos anos 1930.

O modelo de Fisher vê a floresta como um ativo econômico e se assenta na maximização das receitas atualizadas de venda de árvores. De acordo com o clássico “resultado de Fisher”, o aumento do valor líquido da floresta, ao longo do tempo, deve ser igual ao que renderia a receita líquida (receita bruta de vendas deduzidos os custos de produção) desta floresta se fosse posta a uma taxa de juros (igual à taxa de atualização).

O modelo de Fisher, no entanto, não considerou as consequências para as gerações futuras dos cortes ocorridos no presente. É isso que faz o modelo de rotação florestal de Faustmann. A famosa “fórmula de Faustmann” que indica que a floresta deve ser cortada regularmente a uma idade “ $T$ ” para a qual o aumento marginal do valor das árvores é igual à soma dos custos de oportunidade do investimento feito nas árvores integrantes da floresta.

Outra vez mais. A regulação da escala é condição necessária, pois não há garantias *ex ante* de que esses requisitos sejam cumpridos.

### 3.6.5. Modelo de gestão de biodiversidade

Como uma extensão da teoria dos recursos renováveis, o modelo de gestão da biodiversidade enfoca o problema da extinção das espécies — os recursos florestais não madeireiros, as espécies animais e vegetais e outros. A ameaça ocorre quando o acesso a um recurso natural não é regulado, isto é, faz parte da categoria dos bens livres. Nesse caso, serão o preço do produto e o custo de extração os determinantes da pressão exercida sobre a espécie.

Se o preço do produto da biodiversidade for elevado e o custo de extração for baixo, haverá risco de sobre-exploração e a espécie estará ameaçada. A política para gestão do recurso consistirá em baixar o preço ou em elevar o custo de extração. Até mesmo a proibição de se comercializar a espécie pode se constituir em uma solução intermediária.

De acordo com o modelo de Gordon-Schafer e dos trabalhos de Clark (1973), a análise bioeconômica se assenta sobre três elementos:<sup>25</sup>

1. O acesso livre aos recursos;
2. A taxa de crescimento desse recurso;
3. A existência de uma relação entre o preço do recurso e seu custo.

A dinâmica do crescimento dos recursos da biodiversidade, da mesma forma que os demais recursos renováveis, obedece à “lei da logística”, isto é, a taxa de crescimento da espécie é elevada para os valores baixos de estoque, este, por sua vez, cresce até um limite máximo que é dado pela capacidade de carga, quando o estoque alcança este ponto o crescimento passa a ser nulo. A taxa de exploração é também uma função do tamanho do estoque; quando o estoque é elevado, os custos de extração (localização e captura) também são baixos e a relação preço/custo é alta. Esse comportamento é ilustrado pela Figura 3.8, que procura explicar o porquê da extinção das espécies.

Quanto mais baixa a taxa de crescimento do recurso e mais elevada a relação preço/custo, maior é o risco de que a reta representando a exploração corte a curva do crescimento:<sup>26</sup> na Figura 3.8b haverá extinção, porque para todos os valores do estoque, a taxa de

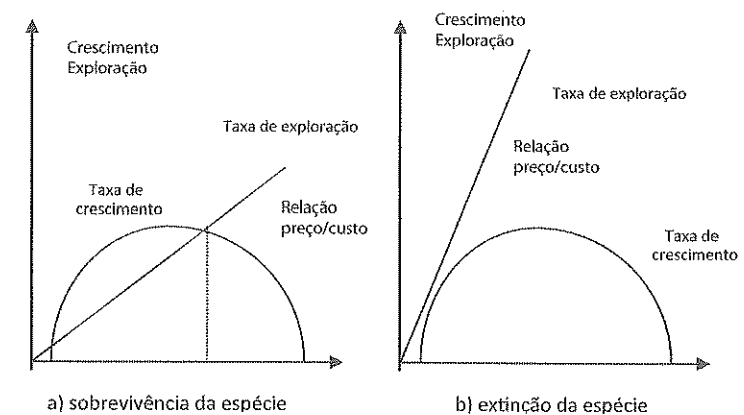


Figura 3.8 Sobrevivência e extinção de espécie no modelo de Gordon-Schafer-Clark.





exploração é superior à taxa de crescimento; no caso da Figura 3.8a, haverá sobrevivência da espécie, pois é possível o equilíbrio bioeconômico entre os valores de estoque e a taxa de exploração, correspondente à interseção da curva de crescimento e da reta de exploração.

As políticas de regulação existentes podem ser criticadas por se voltarem mais para as causas secundárias do que para as causas fundamentais do declínio das espécies. A causa fundamental do excesso de exploração de uma espécie é a sua não competitividade enquanto ativo. Segundo Swanson *apud* Faucheux & Noël (1995: 202) "... as antigas teorias consideravam como exógenas as instituições que gerem o acesso a uma espécie em particular. Este quadro analítico inclui esta decisão e fornece assim uma resposta: os regimes de livre acesso são causados pelas decisões de não investir em determinados recursos, mais do que são causa de semelhantes decisões".

Uma espécie da biodiversidade apresenta-se como ativo natural, no qual investe-se recursos que, por sua vez, estão sujeitos a um custo de oportunidade. Isso significa que esses recursos podem ser investidos em outras categorias de ativos, tais como: bens, imóveis, mercado acionário, sistema financeiro etc. O que está em jogo, portanto, é a capacidade desta espécie, enquanto ativo natural, para gerar um rendimento que possa ser comparado aos dos outros gêneros de ativos. Mais uma vez se revela a ideia central da teoria econômica dos recursos naturais, quer estes sejam esgotáveis ou renováveis.

### 3.7. Conclusões

Podemos extrair duas conclusões gerais:

#### 1) Possibilidade da extinção de recursos renováveis e conservação de exauríveis

Como pertencentes à categoria dos bens livres, a maioria dos recursos renováveis é passível de apropriação privada e, portanto, sujeita ao esgotamento. Porém, uma das causas principais do esgotamento, que foi levantada pela economia dos recursos naturais, é a pouca competitividade desses recursos, enquanto reserva de valor (ativo). Nesse caso, basta que ele seja um "bom negócio" para a firma que o explora (ou mesmo para a sociedade) extraí-lo acima de sua capacidade de regeneração, ou seja, não respeitando a "lei logística".

No caso de um recurso exaurível, a teoria apresenta a possibilidade de que ele pode ser indefinidamente conservado desde que, na medida em que se agrave a escassez, o seu preço se eleve o suficiente para: a) restringir o consumo, ou b) induzir ao aparecimento de bens substitutos.

#### 2) O papel crucial do sistema de preços para a definição da trajetória ótima de exploração

Se o vetor de preços relevantes  $n$  (que inclui a taxa de desconto) for compatível com a otimização do bem-estar social, a exploração ou a conservação serão soluções ótimas do ponto de vista social.<sup>27</sup> Mesmo a extinção de uma espécie, em condições extremas, pode ser aceitável como contingência das circunstâncias econômicas, por exemplo, comunidade pobre.

Se os preços forem distorcidos, estará caracterizada a sub ou superexploração. São as distorções no sistema de preços que definem os desvios da trajetória socialmente ótima de exploração. As dificuldades da regulação da intensidade da exploração pelo mercado

decorrem do fato das distorções de preços serem antes a regra do que a exceção (ação dos monopólios, subsídios governamentais, desconhecimento da demanda futura, entre outros). Nestes casos, a superexploração e mesmo a extinção são possibilidades concretas e as restrições quantitativas ao consumo surgem como *second best*\* promissoras.

### Guia de leitura

Há pouca literatura disponível em português a respeito da economia dos recursos naturais. Este guia é apenas uma indicação preliminar de leituras que necessitam ser complementadas por textos mais específicos.

Para uma discussão a respeito da importância dos recursos naturais na constituição das teorias econômicas, ver Campolina Diniz (1987), e Faucheux & Noël (1995).

Para saber mais sobre os estoques terrestres de recursos exauríveis, ler Brown (1994), Machado (1989), além de consultar o *site* do Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) ([www.dnpm.gov.br](http://www.dnpm.gov.br)), pois lá há *links* interessantes sobre estatísticas de reserva, produção, consumo, exportação de bens minerais, dentre outros, especialmente nas publicações: Anuário Mineral Brasileiro e Sumário Mineral.

Para mais detalhes sobre a teoria dos recursos exauríveis, ver (em inglês) o clássico artigo de Solow (1978) e a Regra de Hotelling, veja: Hotelling (1931); em português: Faucheux & Noël (1995) e Margulis (1996). Para a decomposição do modelo matemático veja Cunha (1992).

Para uma análise detalhada dos modelos de uso ótimo de recurso renováveis, ver Faucheux & Noël (1995) e Margulis (1996).

Uma discussão sobre a política de uso das rendas da mineração no Brasil, com ênfase no uso da Compensação Financeira pela Exploração Mineral (CFEM) por parte de municípios mineradores, pode ser encontrada em Enríquez (2008). Para uma síntese sobre os fundos ligados ao petróleo, ver Enríquez (2006). O Boletim da ECOECO n. 19 apresenta um panorama geral das ideias de Herman Daly sobre os recursos não renováveis ([www.ecoeco.org.br](http://www.ecoeco.org.br)).

Para o acesso a informações sobre fauna e flora, consultar o *site* do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) ([www.ibama.gov.br](http://www.ibama.gov.br)).

### Referências bibliográficas

- Brasil Mineral, ano XX, n. 213, 2003.
- Brown, G. *et al.* *Os recursos físicos da Terra*. Campinas: Unicamp, 1994.
- Campolina Diniz, C. *Capitalismo, recursos naturais e espaço*. Tese de doutorado. Campinas: IE/Unicamp, 1987. \*
- Correio dos Estados e Municípios*, dez./2002.
- Cunha, A. S. Economia dos recursos naturais: o caso do desmatamento da Amazônia. In: *Os principais problemas da agricultura brasileira: análise e sugestões*. 2. ed., Rio de Janeiro: IPEA, 1992.
- Daly, H. Sustentabilidade em um mundo lotado. *Scientific American Brasil*, out. 2005. Pode ser encontrado em: <<http://www2.uol.com.br/sciam/>>.
- Enríquez, M. A. R. S. Equidade intergeracional na partilha dos benefícios dos recursos minerais: a alternativa dos fundos mineiros. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, v. 5, p. 61-73, 2006.
- \_\_\_\_\_. *Mineração: Maldição ou dádiva? Os dilemas do desenvolvimento sustentável a partir de uma base mineira*. São Paulo: Signus Editora, 2008.

\* Expressão que significa a segunda melhor opção.

- Faucheux, S.; Noël, J.-F. *Economia dos recursos naturais e do meio ambiente*. Lisboa: Instituto Piaget, 1995.
- Gallardo, L.; Koenig, K.; Christian, M.; Alier, J. M. *Impuesto Daly-Carrea* (esboço, 1/3/08).
- Hotelling, H. The Economics of Exhaustible Resources. *Journal of Political Economy*, v. 39, n. 1, p. 137-175, 1931.
- Machado, I. F. *Recursos minerais — Política e sociedade*. São Paulo: Edgard Blucher, 1898.
- Margulis, S. Introdução à economia dos recursos naturais. In: Margulis, Sérgio (ed.). *Meio ambiente — Aspectos técnicos e econômicos*. 2. ed. Brasília: IPEA, 1996.
- Martínez-Alier, J. *O ecologismo dos pobres*. São Paulo: Contexto, 2007.
- Solow, R. M. Intergenerational Equity and Exhaustible Resources. *Review of Economic Studies*, v. 41, p. 28-45, 1978.
- Viana, M. O. de L.; Rodrigues, M. I. V. Um índice interdisciplinar de propensão à desertificação (IPD): instrumento de planejamento. *Revista Econômica do Nordeste*. Fortaleza: BNB, v. 30, n. 3, p. 264-294, jul./set. 1999.

## Notas

- <sup>1</sup> Campolina Diniz (1987).
- <sup>2</sup> Faucheux e Noel (1995).
- <sup>3</sup> Brown *et al.* (1994: 72).
- <sup>4</sup> Brow *et al.* (1994: 74).
- <sup>5</sup> Machado (1989).
- <sup>6</sup> Spooner citado por Machado (1989: 17).
- <sup>7</sup> Daly (2007).
- <sup>8</sup> Martínez-Alier (2007: 49).
- <sup>9</sup> Faucheux e Noel (1995).
- <sup>10</sup> Idem.
- <sup>11</sup> Solow citado por Margulis (1996: 162).
- <sup>12</sup> Faucheux e Noel (1995).
- <sup>13</sup> Cunha (1992).
- <sup>14</sup> Georgescu Roegen citado por Cunha (1992).
- <sup>15</sup> Gerrett Hardin mostra isso de forma lapidar no clássico artigo “Tragédia dos Comuns”, de 1968.
- <sup>16</sup> Para uma análise detalhada dos modelos em português ver Faucheux e Noel (1995).
- <sup>17</sup> Idem.
- <sup>18</sup> Faucheux e Noel (1995).
- <sup>19</sup> Idem.
- <sup>20</sup> Idem, p. 168.
- <sup>21</sup> Margulis (1996).
- <sup>22</sup> Clark citado por Margulis (1996: 169).
- <sup>23</sup> Margulis (1996: 171).
- <sup>24</sup> Para uma análise mais detalhada em português ver Faucheux & Noël (1995).
- <sup>25</sup> Faucheux e Noël (1995).
- <sup>26</sup> Clark (1990) citado por Faucheux e Noël (1995).
- <sup>27</sup> Cunha (1992).

## ▪ CAPÍTULO 4 ▪

# Economia da poluição

Eugenio Miguel Cánepa

Fundação de Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul — Cientec

### 4.1. Introdução<sup>1</sup>

No capítulo anterior foi examinada a economia dos recursos naturais, focalizando o meio ambiente como supridor da infraestrutura física das atividades humanas, bem como dos materiais e da energia necessários para tais atividades. À medida que o meio ambiente vai se tornando escasso, relativamente às necessidades de desempenho de tais funções, ele precisa ser “economizado”. De maneira análoga, voltamos neste capítulo à função “fossa de resíduos” desempenhada pelo meio ambiente. Aqui também, *pari passu* com o processo de desenvolvimento, o entorno natural vai se tornando escasso relativamente às necessidades de dispersão e assimilação (reciclagem natural) dos resíduos gerados pelas atividades humanas de produção e consumo.

Neste capítulo examinaremos três abordagens de política pública referente à questão da poluição. Primeiramente, a solução pigouviana da internalização dos danos. A seguir, a abordagem denominada de Análise de Custo-Efetividade (ACE) que, como se verá no início do capítulo 7, constitui atualmente a abordagem predominante no que tange ao combate à poluição do ar e das águas nos países desenvolvidos, deslocando gradativamente a chamada política de comando-e-controle (*command and control policy*). Depois, será examinada a proposta da chamada Análise de Custo-Benefício (ACB), aplicação direta da Teoria Microeconômica Neoclássica e da Economia do Bem-Estar. No exame destas três abordagens serão examinados, também, os instrumentos econômicos de indução com que o Estado conta para a implementação destas duas últimas políticas — Princípio Poluidor Pagador e Certificados Negociáveis de Poluição — dando especial ênfase aos requisitos informacionais das políticas e instrumentos. A seguir, é feito um exame do caráter “tributo ou preço” do PPP e dos CNPs, bem como um cotejo entre a Análise de Custo-Efetividade e a Análise Custo-Benefício. O capítulo finaliza com alguns tópicos de fronteira, tais como o

dos bens ambientais transnacionais e o da relação entre as políticas ambientais analisadas e o candente tema da sustentabilidade.

#### 4.2. A internalização do dano: a solução de Pigou

A primeira abordagem na teoria econômica relativamente ao tema da poluição remonta ao estudo pioneiro de Arthur Cecil Pigou, no início do século XX. Segundo a abordagem pigouviana, o dano causado pela poluição é um custo social, uma externalidade negativa, resultante do fato de um agente econômico, pela sua atividade, gerar um custo pelo qual outro agente tem que pagar. Assim, por exemplo, temos o caso de uma fábrica de cimento que, por meio da fumaça emitida pela sua chaminé (que contém material particulado e dióxido de enxofre), acaba gerando custos adicionais a outros empreendimentos (lavanderia, p. ex.) e aos moradores circundantes. Ou, então, um curtume à beira de um rio que, ao lançar seus efluentes no curso d'água, aumenta os custos de tratamento de água de um município a jusante.

Segundo Pigou, a correção dessa externalidade negativa pode ser feita mediante a imposição, pelo Estado, de um tributo, incidente sobre cada unidade produzida, igual à diferença entre o custo marginal privado e o custo marginal social. Convém, rapidamente, abordar a argumentação pigouviana.

A Figura 4.1 representa, em análise de equilíbrio parcial, o caso de um setor produtivo constituído por empresas atuando em concorrência perfeita. A curva de demanda (soma lateral de todas as demandas individuais dos consumidores) intercepta a curva de oferta de mercado (soma lateral de todas as curvas de custo marginal privado das empresas que compõem o mercado, sendo por conseguinte uma curva de custo marginal privado global) no ponto C = (x', p').

Se não há externalidades na produção do bem, e todos os demais mercados estão "ajustados" (o que implica concorrência perfeita e inexistência de externalidades nesses mercados), o ponto C representa um Ótimo de Pareto. Entretanto, na presença de uma externalidade negativa  $t = BF$  por unidade produzida (que se soma aos custos privados), sai-

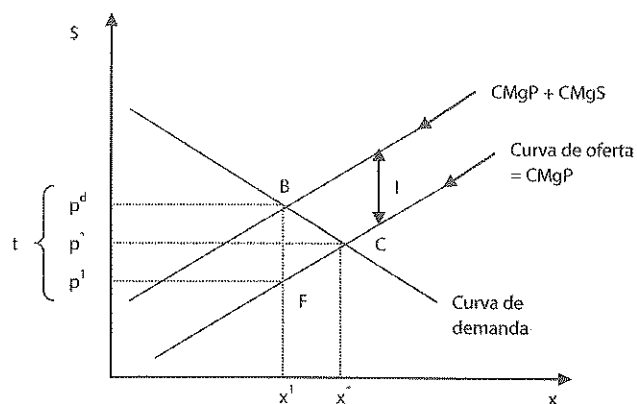


Figura 4.1 A solução pigouviana: a correção das externalidades negativas.

mos do ponto ótimo, pois agora não temos mais a igualdade entre preço e custo marginal. Diante disso, o Estado, por meio da autoridade ambiental, impõe um tributo (por unidade produzida) igual ao valor da externalidade. Nesse momento, a curva de custo marginal privado global é "corrigida" e temos uma nova curva de oferta que reflete os custos marginais privados (CMgP) mais o custo marginal social (CMgS). Como resultado, aumenta o preço do produto para os consumidores e diminui a quantidade transacionada no mercado (o ponto B = [x', p<sup>d</sup>]). Os consumidores passam agora a pagar um preço "realista" pelo produto (cobrindo todos os custos que a sociedade realmente tem) e há uma diminuição na quantidade transacionada do produto, materializando uma menor pressão sobre o meio ambiente. Note-se que, no novo ponto de equilíbrio, o preço é igual ao custo marginal privado mais o custo marginal social. Isto implica, ainda na hipótese de que todos os demais mercados estão devidamente ajustados, que o Ótimo de Pareto é recuperado.

Como se pode perceber imediatamente, a aplicação de uma política ambiental baseada neste tipo de solução requer, por parte da autoridade ambiental, profundo conhecimento da relação entre a emissão de poluente pelo setor e o valor pelo qual outros setores produtivos e/ou consumidores são afetados por tal emissão.

Ao pôr em evidência a noção de custo social (externalidade negativa) e a consequente diferença entre custo marginal privado e custo marginal social, Pigou abriu o caminho para a introdução de problemas como o do meio ambiente na Teoria Econômica, com enorme repercussão posterior. Entretanto, o tipo de solução proposta não teve aplicação prática generalizada.

#### 4.3. A internalização dos custos de controle: a análise de custo-efetividade (ACE)

##### 4.3.1. Os fundamentos

A análise de custo-efetividade (*Cost-Effectiveness Analysis*), ACE, constitui uma segunda abordagem para o problema do combate à degradação ambiental resultante da poluição. Trata-se, aqui, da busca e análise de alternativas de abatimento da poluição que atinjam metas socialmente estabelecidas ao menor custo possível. Essa abordagem vem substituindo, gradativamente e onde possível, nos países desenvolvidos, a "velha" política de comando-e-controle (*Command and Control Policy*).

Em conjunto, e de maneira estilizada, o processo pode ser visualizado da seguinte maneira:

- O Estado, seja pela constituição, seja por meio de leis ordinárias, assume efetivamente o domínio, a propriedade, dos bens ambientais (tais como o ar e as águas) aos quais é impossível alocar direitos de propriedade privada;
- A sociedade, de forma mais ou menos descentralizada, fixa objetivos (padrões) de qualidade para os diversos corpos receptores a serem atingidos a longo prazo e que corporificam usos desejados desses corpos, exigindo sua melhoria ou, ao menos, a manutenção da qualidade atual.\* Através dos chamados *modelos de dispersão*, é

\* Padrão de qualidade de um corpo receptor indica a concentração máxima que um poluente pode atingir nesse corpo, sendo ela especificada em função de um período médio de tempo (p. ex., média aritmética anual não superior a 80 microgramas/m<sup>3</sup> de dióxido de enxofre na calota de ar de uma região metropolitana).

possível, então, determinar as quantidades dos diversos poluentes que devem ser abatidas para se alcançar os respectivos padrões estabelecidos. Como a quantidade de cada poluente a ser abatida, em geral, implica uma meta bastante ambiciosa, estabelecem-se metas parciais (p. ex., a serem atingidas a cada cinco ou dez anos) e crescentes de abatimento e que possibilitem a consecução progressiva dos objetivos colimados;

#### Quadro 4.1. A legislação brasileira sobre recursos hídricos

Embora em matéria de combate à poluição do ar estejamos no Brasil ainda exclusivamente na fase de comando-e-controle, no que tange aos recursos hídricos, está em andamento — ainda que timidamente — a implantação de um ambicioso marco legal que coloca nosso país no caminho da adoção de uma política custo-efetiva.

De fato, a partir da promulgação da Constituição de 1988 — pela qual, em um claro alinhamento à tendência mundial de *publicização das águas*, estabeleceu-se o domínio estatal das mesmas (rios que banham vários estados ou de fronteira internacional são águas da União, os demais cursos d'água e as águas subterrâneas são águas dos estados federados) —, foram promulgadas diversas leis estaduais (como a 7.763/1992, de São Paulo, e a 10.350/1994, do Rio Grande do Sul), bem como as leis federais 9.433/1997 (Política Nacional de Recursos Hídricos e 9.984/2000 [Agência Nacional de Águas — ANA]. Todas inspiradas, em maior ou menor grau, na experiência alemã das Companhias de Águas, do início do século XX, e na do sistema francês de comitês/agências de bacia, estabelecido nacionalmente a partir de 1964. O modelo francês de gestão de recursos hídricos é um modelo descentralizado e participativo operando por meio dos comitês de bacias hidrográficas, verdadeiros “parlamentos das águas” encarregados de gerir as águas das respectivas bacias em uma perspectiva condominial, com o suporte técnico das agências de bacia (uma para cada comitê).

Nesse corpo de leis em processo de implantação, distinguimos claramente, por meio do dispositivo relativo ao *Enquadramento*, o estabelecimento dos padrões de qualidade dos corpos d'água como metas estabelecidas pelas autoridades ambientais, ouvida a sociedade, e que deverão ser atingidas gradualmente pelos respectivos comitês de bacia. Para tanto, os comitês deverão utilizar vários instrumentos de gestão, onde se destacam: i) *Planos de Bacia* — instrumentos de planejamento das intervenções necessárias à consecução das metas; ii) *Diretrizes de Outorga* — visando à compatibilização dos diversos usos das águas na bacia; iii) Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos (o chamado *Princípio Usuário Pagador* — PUP\*) — instrumento econômico por excelência visando à indução de um uso mais moderado dos recursos hídricos e ao financiamento das intervenções necessárias e previstas no plano de bacia.

Em 2002, iniciou-se a cobrança pelo uso da água no país. Essa primeira aplicação do Princípio Usuário Pagador deu-se na bacia do rio Paraíba do Sul (cujo rio principal, que dá nome à bacia, é federal) por meio do Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. Em 2006, foi iniciada a cobrança nas bacias dos rios Piracicaba, Jundiá e Capivari, através do Comitê PCI. No capítulo final deste livro há um exame mais aprofundado dessas experiências. Há de se ressaltar que, na experiência brasileira, no que tange à poluição — e diferentemente do sistema francês que serviu de inspiração — a cobrança é prevista relativamente aos componentes da carga orgânica, tão somente (DBO, DQO, Nitrogênio, Fósforo e material em suspensão). A chamada “carga tóxica” (metais pesados etc.) provavelmente será tratada, ainda por um longo tempo, por meio dos padrões de emissão (Política de comando-e-controle).

\* O PUP é uma extensão do Princípio Poluidor Pagador (PPP), pois, além de abranger a cobrança pelo despejo de efluentes (característica definidora do PPP), inclui também a cobrança pela retirada de água bruta.

- O Estado, tendo em vista as metas estabelecidas, passa a exercer outorga de uso dos mencionados bens ambientais no sentido de racionar e racionalizar sua utilização;
- O Estado, na maioria dos casos, e em complementação ao item anterior, passa a usar instrumentos econômicos de indução dos agentes ao uso mais moderado dos recursos ambientais. Os dois instrumentos mais difundidos são: O Princípio Poluidor Pagador e os Certificados Negociáveis de Poluição (e que, mais corretamente, deveriam se chamar Certificados Negociáveis de Emissão);
- O Estado tem o dever de monitorar permanentemente a qualidade dos corpos receptores, bem como controlar as emissões dos agentes poluidores, a fim de verificar (ou não) o alcance progressivo dos padrões de qualidade estabelecidos, promovendo a correção de rumos, quando necessário, e mantendo os cidadãos informados sobre o andamento da política (Relatórios Periódicos sobre o Estado do Meio Ambiente).

#### 4.3.2. A operacionalização

Uma política ambiental custo-efetiva de combate à poluição é implementada, fundamentalmente, por meio de dois instrumentos econômicos de incentivo aos agentes econômicos: a cobrança pelo despejo de efluentes no bem ambiental objeto da política (Princípio Poluidor Pagador), ou, equivalentemente, o estabelecimento de Certificados Negociáveis de Poluição. No que tange à poluição das águas, o primeiro instrumento (PPP) é o mais utilizado. No que se refere à poluição do ar, o segundo (CNP) tem crescente aplicação. Vejamo-los em sequência.

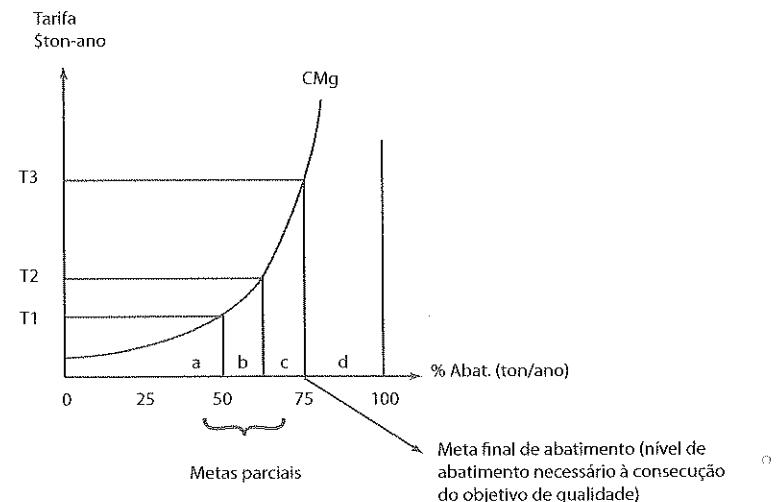


Figura 4.2 O PPP no contexto de uma política custo-efetiva de combate à poluição.

##### 4.3.2.1. O Princípio Poluidor Pagador (PPP) — A teoria

Na figura, o segmento 0d representa, em termos percentuais, o total de emissões/ano de um poluente qualquer (DBO5, por exemplo) no momento atual, em um dado curso d'água. Por hipótese, a aplicação dos chamados *modelos de dispersão* permite determinar

que, para se atingir o nível de qualidade estabelecido por ocasião do *Enquadramento*, é necessário abater anualmente o percentual Oc. Como, em geral, no início do processo, uma meta de tal ordem é muito ambiciosa, ela é desdobrada em metas parciais a serem atingidas progressivamente em períodos sucessivos de 4 ou 5 anos. Assim, teríamos, por exemplo, a meta Oa a ser atingida em 5 anos, Ob em 10 e, finalmente, Oc, em 15. Traçada uma curva de custo de abatimento (custo marginal de longo prazo), CMg — que ordene, de maneira crescente, o custo de abatimento dos diversos setores poluidores\* — é possível, mediante tarifas sucessivas e crescentes ao longo do tempo, ir atingindo as metas estabelecidas. Assim, a tarifa de OT1 \$/ton/ano permite o abatimento da proporção Oa, e, deste modo, atingir a primeira meta parcial. De fato, dada esta tarifa, todos aqueles agentes poluidores cujo custo de abatimento de poluição é inferior à tarifa (trecho Oa da curva CMg) preferirão abater poluição em vez de despejar e, portanto, pagar a tarifa. Já os demais poluidores, os do trecho ad, cujo custo de abatimento é superior à tarifa, optarão por pagar o preço OT1 e continuar despejando seu efluente. Terminado este “programa” (que, em geral, leva alguns anos), pode-se passar à segunda etapa, agora adotando uma tarifa mais alta, OT2. Agora, serão os do trecho ab que preferirão abater (em acréscimo aos do trecho Oa, que continuam abatendo, evidentemente), enquanto os do trecho bd pagarão um preço mais alto, mas, ainda assim, não tratarão por enquanto seus efluentes. E assim sucessivamente, até a consecução da meta final.

A descrição acima ilustra o aspecto **incitativo** da cobrança pelo uso do recurso. De fato, preços crescentes induzem, incitam, os agentes utilizadores a “moderar” o seu uso até atingir o nível desejado. Mas também serve para ilustrar o aspecto complementar de potencial de **financiamento** aos abatimentos a serem feitos. Tomemos o caso da primeira etapa, acima mencionada: o uso da tarifa de OT1 \$/ton/ano. Os “pagadores” do trecho ad, que produzem uma receita  $OT1 \times ad$ , possibilitam ao comitê/agência aportar os recursos financeiros (ou parte, pelo menos) para que os “abatedores” do trecho Oa possam realizar os investimentos necessários aos respectivos abatimentos. O mesmo raciocínio, naturalmente, se aplica às etapas subsequentes. No sistema descentralizado e participativo em implantação no Brasil, este aspecto de instrumento de financiamento atribuído à tarifa é bem explícito. E mais, os comitês, como verdadeiros “parlamentos das águas” que são, terão alçada para decidir o tipo de financiamento a ser concedido: a juros de mercado, a juros subsidiados ou sem reembolso. Demais está dizer que a conjugação desses dois aspectos, o de instrumento incitativo e de financiamento, à disposição de um órgão representativo da sociedade (o comitê) constitui-se numa promessa muito importante em matéria de recuperação da qualidade e quantidade de nossos cursos d’água, propiciando uma efetiva possibilidade de compatibilização do crescimento econômico com a proteção de um recurso natural dos mais essenciais, sabidamente um dos “trade-offs” mais complexos da economia contemporânea.

Esta abordagem custo-efetiva suscita questões teórico-práticas de extrema relevância. Assim sendo, em vez de continuar a exposição em termos apenas teóricos, vamos intercalar uma proposta de aplicação prática para o caso brasileiro, o que permitirá uma melhor compreensão do tema.

#### 4.3.2.2. O Princípio Poluidor Pagador (PPP) — Uma proposta de aplicação

A Figura 4.3 mostra o caso da DBO5 em um estudo feito para uma bacia típica do Rio Grande do Sul.\* A carga atual e prevista para os próximos anos é da ordem de 86.000 ton/ano. A curva de custo marginal de abatimento mostra o custo anual de abatimento para os diversos setores, calculado da seguinte maneira: adotando-se tecnologias comercialmente disponíveis, com uma determinada eficiência de abatimento (no caso, foi adotada a média de 80% da carga gerada), calcula-se, para cada setor, o investimento necessário para tal abatimento, converte-se em custo anual equivalente (mediante uma taxa de juros de mercado e adotando a vida útil prevista da planta), soma-se o custo de operação/manutenção e divide-se pelo total abatido; finalmente, ordena-se por ordem crescente de custo. Isto nos dá, tipicamente, o perfil extraordinariamente exponencial da Figura 4.2: o primeiro setor (criação de animais — suínos e aves) pode abater 30.000 ton/ano a um custo de US\$4/ton/ano; o segundo (resíduos sólidos domésticos — lixões estabelecidos nas margens dos rios) pode abater 16.000 ton/ano a um custo de US\$11/ton/ano, e assim por diante. Em último lugar aparece o setor industrial, com “apenas” 3.000 ton/ano de carga poluidora e um custo de tratamento de US\$23.400! Esses valores se devem ao simples fato de que, ao longo do tempo, o setor industrial é o único que experimentou a pressão das autoridades ambientais — por meio da política de comando-e-controle e seus *padrões de emissão* associados — tendo hoje uma carga residual e que exigiria, para o seu abatimento, um tratamento terciário.

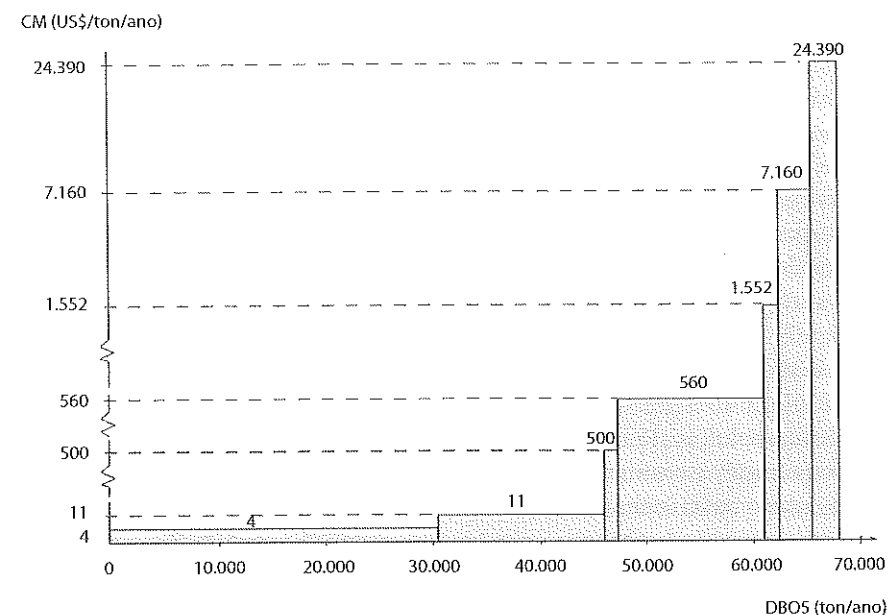


Figura 4.3 Custo marginal de abatimento da DBO5 na bacia do Rio dos Sinos — RS.

\* Tal curva é construída pela agência de bacia tendo por base informações sobre as tecnologias de abatimento disponíveis comercialmente (em geral, *end-of-pipe*).

\* Ver Cánepa *et al.* (1999). O estudo é uma tentativa de comprovar a possibilidade de aplicação de uma abordagem custo-efetiva no contexto da Constituição estadual do RS e da Lei nº 10.350/1994 (Lei das Águas do RS).



Assim sendo, se o comitê de bacia, no bojo de seu Primeiro Plano Quadrienal quiser, por exemplo, abater algo em torno de 40% da carga de DBO5, pode adotar, digamos, uma tarifa de US\$8/ton/ano. Diante desse valor, o primeiro setor será induzido a abater 80% (as 30.000 ton/ano do gráfico) de sua carga original. Pelos restantes 20% pagará a tarifa. Já os demais setores preferirão pagar a tarifa pela totalidade de seus efluentes (aspecto incitativo). O total arrecadado anualmente, US\$8/ton/ano  $\times$  56.000 ton/ano, permitirá ao comitê financiar os investimentos do setor “abatedor” e, ainda, capitalizar-se para futuras intervenções (aspecto de financiamento). Como se vê, estamos repetindo, com alguns números mais concretos, o que foi exposto na seção anterior.

O caso em pauta enseja os seguintes comentários:

- A aplicação da tarifa mostra que todos pagam pelo despejo do efluente: alguns pagam de maneira mista — custo de tratamento + tarifa pelo efluente residual — e os restantes pagam integralmente por meio da tarifa. E, mediante a tarifa, contribuem com os recursos financeiros para o suporte aos investimentos dos “tratadores”. O financiamento a estes pode ser com juros de mercado, com juros subsidiados ou, no limite, com subsídio total de principal e juros, tudo na dependência da negociação feita no comitê de bacia (no caso de decisão descentralizada) ou da decisão da autoridade ambiental (no caso de política ambiental centralizada);
- No caso de decisão descentralizada, por meio de comitês de bacia, a discussão do nível tarifário  $\times$  metas de abatimento é um item crucial da interação comitê/agência de bacia. De fato, a explicitação das várias alternativas de abatimento, os respectivos níveis tarifários incitativos, as repercussões financeiras sobre os agentes, as repercussões ambientais sobre os níveis de qualidade do corpo d’água e sua aproximação mais ou menos rápida aos objetivos estabelecidos no enquadramento, os possíveis subsídios intersetoriais etc., fazem parte dos deveres da agência no sentido de embasar a discussão e a decisão por parte do comitê, que é um verdadeiro “parlamento das águas”, mas que não pode decidir sem essa base técnica propiciada pela respectiva agência; no caso de administração centralizada, por autoridade ambiental diretamente, todos esses itens também devem ser abordados, mas por um colégio menor de decisores;
- Curvas como a da Figura 4.3 têm uma primeira característica, um fato tecnológico relevante, que o leitor deve ter em mente: o caráter acentuadamente exponencial, especialmente nos níveis de abatimento que se aproximam de 100%. Esse fato serve para explicar uma consequência muito importante em termos de política pública de combate à poluição. Em geral, uma comunidade poderá empreender um programa de despoluição a custos relativamente baixos durante os primeiros 10-15 anos e, assim, usar a tarifa incitativa. Não obstante, à medida que nos vamos aproximando de níveis altos de abatimento, exigidos pela escassez crescente do meio receptor e pelos objetivos de qualidade estabelecidos no enquadramento original, as tarifas, para serem incitativas, terão também que ser reajustadas exponencialmente. Isto, naturalmente, pode colidir, por exemplo, com políticas anti-inflacionárias conduzidas pelo governo central, bem como enfrentar forte resistência dentro do próprio comitê. Todavia, a realidade inescapável de curvas de custo marginal desse tipo é que, com base na tecnologia correntemente conhecida, o preço relativo do meio

ambiente recuperado aumenta desmesuradamente. Para lidar com esse fenômeno, há dois caminhos complementares: em primeiro lugar, usar crescentemente tarifas puras de financiamento das intervenções, mantendo seus valores assimiláveis pelos agentes poluidores, embora, é claro, retardando o processo de alcance das metas do *Enquadramento*;<sup>4</sup> em segundo lugar, estimular a inovação tecnológica, assunto do qual trataremos no item a seguir;

- Curvas como a da Figura 4.3 que, como foi dito, incorporam os conhecimentos tecnológicos atuais, têm uma segunda característica importante, visto que são construídas tendo por base, em geral, técnicas *end-of-pipe* de abatimento, comercialmente disponíveis. De fato, calculada a tarifa da forma como mostramos, há um poderoso estímulo para que os agentes façam “girar” no sentido horário a curva de custo marginal de abatimento por meio de inovações de processo, de matérias-primas, insumos energéticos, *mix* de produtos etc., fazendo com que, uma vez fixada a tarifa, mais setores do que os previstos “fujam” da tarifa procedendo ao abatimento. Tudo isto é não só mais eficiente do ponto de vista econômico (menor custo para o alcance de uma meta), como permite encurtar o tempo de alcance dos objetivos de qualidade. Isto levanta, por sua vez, a questão do estímulo à P&D, que poderia ser implementado pela autoridade/comitê por meio de aplicações explícitas com fundos arrecadados pela tarifação. Temos aqui, pois, uma vantagem decisiva da tarifação sobre as políticas regulatórias tradicionais;
- Dada a importância dessa questão da inovação tecnológica, vamos explorar o nosso exemplo mais acuradamente. 1) Em primeiro lugar, estabelecida a tarifa de US\$8/ton/ano, o próprio setor induzido ao abatimento (o setor de criação de animais) tem interesse em qualquer inovação de processo que lhe permita “fugir” da tarifa por menos de US\$4/ton/ano, que é o custo da tecnologia comercialmente disponível, geralmente *end-of-pipe*. Note-se que isto é do interesse não só do setor induzido ao abatimento, mas de toda a sociedade. De fato, no marco de referência da Análise de Custo-Efetividade, o que se procura é a consecução de um objetivo — no caso, uma certa quantidade de abatimento — ao menor custo possível. Neste caso, há uma clara confluência dos interesses privado e social. 2) Em segundo lugar, e mais importante ainda, em uma perspectiva proativa, o exame de curvas como as da Figura 4.3, cobrindo os diversos poluentes que o comitê decide contemplar em seu Plano de Bacia, permite uma visão à frente e com anos de antecedência. No presente caso, enquanto se ataca a carga poluidora do primeiro setor, pode-se alocar recursos financeiros em P&D no sentido de, quando se iniciar a segunda etapa, dispor de uma tecnologia mais barata que a da curva original, possibilitando que a tarifa incitativa não precise ser tão alta. Isto pode não parecer altamente relevante nos primeiros anos de funcionamento do sistema, quando tarifas relativamente baixas, induzem grandes quantidades de abatimentos. Mas, à medida que, com o passar dos anos, vai se subindo a “escada” da Figura 4.3, encurtar a altura dos degraus (fazer “girar” a curva de CMg das Figuras 4.1 e 4.2 no sentido horário) passa a ser uma prioridade

<sup>4</sup> Evidentemente, é possível iniciar o processo de abatimento da poluição utilizando, desde logo, tarifas puras de financiamento. Isso implica acordos específicos com os segmentos produtivos que receberão os recursos arrecadados e farão o tratamento. Para uma aplicação à mesma bacia do Rio dos Sinos, ver Pereira *et al.* (1999).



absoluta, dado o caráter fantásticamente exponencial do crescimento dos custos de abatimento. A inovação tecnológica passa a ser uma das armas mais importantes para fazer frente ao fantasma malthusiano (melhor seria dizer, ricardiano) que ronda a questão do controle da poluição supondo um crescimento contínuo em um planeta finito: se não houver inovações de porte contínuas, o custo do controle se torna proibitivo e o crescimento é freado.\* E, sem dúvida, essa inovação tecnológica deve ser do tipo “desmaterializador”, vale dizer, deve cada vez mais se afastar de tecnologias *end-of-pipe* e se encaminhar no sentido de inovações nos próprios processos produtivos, de tal modo que tenhamos maior eficiência em tais processos — menos quantidade de insumos e menos efluentes por unidade de produto — tal como propugnado pelos Centros de Produção mais Limpa, por exemplo, 7;\*\*\*

- Em qualquer caso concreto de gestão de bacia hidrográfica, evidentemente, nunca é “atacado” um único poluente. Assim sendo, quase sempre temos um combate em várias frentes: DBO, material em suspensão, carga tóxica, nitrogênio etc. Neste caso, então, devemos construir, *para cada poluente*, curvas análogas às da Figura 4.3. No entanto, aqui, duas coisas podem acontecer: de um lado, as tecnologias de abatimento e seus custos são independentes entre todos os poluentes; neste caso, constroem-se curvas como as da Figura 3 para cada poluente (podendo, inclusive, haver reordenação da “escada” dos diversos setores); de outro lado, as tecnologias de abatimento, com seus custos associados, podem ser conjuntas para dois ou mais poluentes (por exemplo, a tecnologia que abate DBO5 também abate material em suspensão). Nesse caso, é preciso fazer uma alocação proporcional do custo total entre os dois ou mais poluentes interrelacionados, a fim de não incidir em dupla contagem nos custos e inflar as tarifas desnecessariamente.\*\*\*
- O exercício retratado na Figura 4.3 possibilita uma compreensão mais clara e profunda do que significa uma solução custo-efetiva, vale dizer, uma solução conduzida dentro do marco analítico da chamada Análise de Custo-Efetividade e que implica a consecução de determinado resultado a custo mínimo. De fato, experiente o leitor comparar a alternativa exposta acima (abatimento de 40%) com a alternativa de abater os mesmos 40% repartindo “equitativamente” os custos de abatimento, vale dizer, fazendo com que cada setor abata “seus” 40%. (Cálculos explícitos podem ser feitos a partir das áreas correspondentes aos custos totais na curva de custo marginal da Figura 4.3). Chegar-se-á facilmente à conclusão padrão dos livros-texto: o abatimento proporcional, fonte por fonte (característico, por exemplo, da política de comandos-e-controle e seus padrões de emissão), é ineficiente em termos alocativos, tanto do ponto de vista estático, quanto do dinâmico (neste caso, em virtude da existência do juro e da possibilidade de inovações tecnológicas). Já o deslocamento ao longo da curva de custo marginal global nos assegura que a sociedade está atingindo as metas acordadas ao menor custo possível;
- Comparativamente à solução pigouviana, os requisitos informacionais de todo este sistema são bastante amigáveis. O comitê/agência ou a autoridade ambiental

precisa, basicamente, de três conjuntos de dados: estimativas (e, depois, cadastro) de fontes poluidoras e respectivos níveis de lançamento, custos de investimento e operacionais das alternativas de abatimento comercialmente disponíveis e modelos de dispersão/assimilação de poluentes no meio receptor. Diversos estudos feitos no Brasil mostram que já podemos contar com tais conjuntos para a maioria de nossos cursos d’água.

#### 4.3.2.3. PPP e PUP: A experiência brasileira na gestão das águas interiores

Como foi visto anteriormente, o PPP — cobrança pelo despejo de efluentes —, além de sua função *incitativa*, pode ter uma função complementar de *financiamento*, pela reaplicação dos recursos financeiros arrecadados por meio da cobranças na própria gestão das águas. Essa abordagem da tarifa como instrumento de financiamento tem duas características essenciais. Em primeiro lugar, ela desempenha um papel complementar em relação ao seu papel incitativo, em nada alterando-o. Em segundo lugar, nada assegura que os recursos arrecadados pela cobrança coincidam, instantânea ou intertemporalmente, com os recursos necessários aos investimentos programados. O que se sabe é que, se os recursos arrecadados excederem os dos investimentos, poderá haver uma capitalização do fundo financiador (agência de bacia ou autoridade ambiental); se, por outro lado, eles forem insuficientes, os investimentos requererão recursos adicionais provenientes do mercado de capitais (evidentemente, se a tarifa for corretamente calculada, os agentes terão o incentivo financeiro para buscar esses recursos).

Entretanto, ainda no contexto da ACE, existe uma concepção mais radical da tarifa como instrumento de financiamento. A ideia básica é a de ratear os custos de investimento, em cada período, entre todos os agentes poluidores, de modo que o total arrecadado em cada período coincida integralmente com esse valor. No caso de uma gestão de bacia descentralizada e participativa, pelo esquema comitê/agência, tal enfoque — que é denominado “enfoque de rateio de custos” — torna-se muito atraente pelo caráter de total autofinanciamento das intervenções e pelo fato de se associar muito intuitivamente à ideia de os participantes de um comitê de bacia serem como que “condôminos”, que devem repartir entre si os encargos de proteção/recuperação das águas da bacia. Todo esse raciocínio, tendo em vista o PPP, vale também para o PUP em que, além da cobrança pelo despejo de efluentes, temos a cobrança pela retirada de água bruta.

O enfoque de rateio de custos merece algumas observações. Ainda que modelos matemáticos resultantes desse enfoque (às vezes, até modelos de otimização) sejam suficientemente sofisticados e flexíveis para levar em conta várias características dos usuários e, dentro de seus pressupostos iniciais, sejam logicamente inatacáveis e operacionalmente factíveis, é preciso ressaltar alguns problemas concretos de implementação. Embora, no que tange ao despejo de efluentes, leve ao abatimento, primeiramente, pelos que têm menor custo de abatimento, o requisito de autofinanciamento total pelos usuários coloca em questão os temas de como induzir determinados usuários a tratar (já que não há, necessariamente, incitatividade na tarifa), bem como da repercussão financeira, para os usuários que pagam e não tratam, pelo fato de ter que arcar com o total dos investimentos (e não com o custo anual equivalente, na margem, do tratamento).

Essa longa digressão nos coloca em posição de fazer uma avaliação crítica da experiência brasileira, atualmente em andamento, de aplicação do PUP (PPP + cobrança pela re-

\* “At the heart of the Ricardian system is the notion that economic growth must sooner or later peter out owing to scarcity of natural resources”. (BLAUG, 1978).

\*\* Para um exemplo de possível política complementar de estímulo à P&D e Inovação Tecnológica, ver Cánepa, 2002.

\*\*\* O caso da bacia do Rio dos Sinos é ampliado para contemplar essa possibilidade em Cánepa & Pereira, 2002.



tirada de água bruta) na gestão dos recursos hídricos. Como foi delineado no Quadro 4.1, a legislação brasileira, tanto em nível constitucional (da União e dos Estados Federados) como em nível infraconstitucional, permite vislumbrar um alinhamento perfeito da legislação aos aspectos teóricos e operacionais da ACE. Porém, infelizmente, na experiência concreta, até agora, ainda estamos muito longe de tal alinhamento. Aparentemente, ao se examinar a experiência do comitê do Rio Paraíba do Sul e do comitê dos Rios Piracicaba, Jundiá e Capivari, a tarifação pelo uso dos recursos hídricos (PUP) está se dando dentro do marco do rateio de custos, deixando de lado a questão da incitatividade da tarifa, sob o argumento de que é preciso fazer “deslanchar” o sistema e começar com tarifas bem baixas, negociadas em nível de comitê, e que permitam, então, repartir os custos das intervenções. Contudo, se examinarmos mais de perto a sistemática que está sendo aplicada, podemos ver que tal rateio de custos não corresponde ao que foi exposto, dentro do marco de referência da ACE. De fato, o que está acontecendo nas experiências em curso é a negociação de uma tarifa para retirada de água e outra para DBO e, depois, a determinação — via seleção de projetos de intervenção que se candidatam aos recursos — dos investimentos que serão realizados,\* não havendo necessariamente um casamento entre as intervenções e a curva escalonada da Figura 4.3, que ordena as intervenções por custo marginal crescente. Em outras palavras: não há como assegurar que a experiência em curso seja custo-efetiva. Em meu entender, isto torna o sistema muito vulnerável e o afasta do objetivo principal da legislação vigente que pretende, explicitamente, realçar o valor econômico da água. O preço da água assim determinado, quer para retirada, quer para despejo de efluentes, não sinaliza nada em matéria de sua escassez relativa, ficando apenas como uma transação entre usuários para ratear os custos de ações que poderão, talvez, ter alguma eficácia em termos de proteção/recuperação, mas que, certamente, não terão nem eficiência nem velocidade no alcance de objetivos de qualidade.

#### 4.3.2.4. Os Certificados Negociáveis de Poluição (CNPs)

Na operacionalização de uma política custo-efetiva de combate à poluição, além do PPP, existe uma segunda alternativa de se proceder ao racionamento do bem ambiental no sentido de alcançar gradativamente os objetivos do *Enquadramento*. Trata-se dos chamados Certificados Negociáveis de Poluição (embora, talvez mais corretamente, devessem ser chamados Certificados Negociáveis de Emissão).

Nessa sistemática, parte-se de uma situação em que a sociedade, via Estado, faz a apropriação de um recurso ambiental que se tornou escasso relativamente aos seus múltiplos usos (por exemplo, a calota de ar de uma região metropolitana) e que, por conseguinte, não comporta mais o *status* de bem comum de livre acesso. Tendo determinado qual a quantidade máxima de poluente compatível com a meta de qualidade estabelecida (meta parcial ou final), a autoridade ambiental emite a quantidade correspondente de Certificados Negociáveis de Poluição e os distribui entre os agentes poluidores, ou por leilão ou por alocação proporcional às respectivas emissões. A partir daí, cada agente poluidor só poderá emitir quantidade de poluente igual ao total estipulado nos certificados em seu poder. Se

ele quiser emitir quantidade maior de poluente, terá que se habilitar à compra de certificados de agentes que queiram vendê-los. As enormes diferenças de custo de abatimento geram as possibilidades de mercado correspondentes.

O caso do Rio dos Sinos, que nos serviu para detalhar o funcionamento do PPP, também nos servirá para ilustrar o caso dos CNPs: Suponhamos que, como no caso anterior, a autoridade ambiental\* deseje abater, em um período de 5 anos, algo em torno 40% da carga poluidora (DBO5). Para tanto, emite CNPs no total de 54.000 ton/ano,\*\* distribuindo-os entre os agentes poluidores proporcionalmente às suas emissões.

Se cada agente se limitar à emissão correspondente aos CNPs recebidos, cada um abaterá 40% de sua própria carga. Entretanto, havendo liberdade de negociação (e isto está implícito no sistema, daí o seu nome) haverá transações no mercado de CNPs. Os agentes poluidores do primeiro setor, cujo custo de abatimento é de US\$8/ton desejarão vender o maior número de CNPs se puderem obter por eles mais do que esses US\$8/ton — comprometendo-se, por conseguinte, a tratar mais do que os 40% que lhes correspondem pela alocação inicial. Os agentes do segundo setor serão candidatos a comprar, caso possam obter certificados por menos do que US\$11/ton; os do terceiro, caso possam obter por menos do que US\$500/ton; etc. Desde que haja um número bastante elevado de possíveis compradores e possíveis vendedores, estabelece-se um mercado de CNPs que leva ao mesmo resultado que o PPP: abatem-se os 40% almejados ao menor custo para a sociedade. A solução é custo-efetiva.

Quanto aos requisitos informacionais para a implementação desse tipo de política, o leitor já terá percebido que eles são praticamente equivalentes aos do caso do PPP.

A sistemática de gestão ambiental por meio de CNPs, na consecução mais eficiente de metas socialmente acordadas (ACE), deve ser creditada ao economista canadense John Dales que — ao postular, como base, a propriedade estatal do bem ambiental e, a partir daí, utilizar amplamente os mecanismos de mercado — equacionou e resolveu a grave questão dos custos de transação que seria revelada caso se adotasse um esquema puramente baseado no “seminal paper” de Ronald Coase.

O programa norte-americano de combate à chuva ácida, conduzido em escala nacional pela Environmental Protection Agency (EPA) atualmente, é o maior exemplo de aplicação da sistemática exposta. O esquema de MDLs, no contexto do Protocolo de Quioto, é uma extrapolação, para uma escala mundial, do mecanismo de CNPs. A destacar, por fim, que no caso brasileiro de poluição do ar, os instrumentos utilizados ainda estão totalmente na era da política de comando-e-controle e seus padrões de emissão.

#### 4.4. A internalização dos custos de controle: a análise de custo-benefício (ACB)

A Figura 4.4 a seguir ilustra a aplicação do PPP no contexto da Análise de Custo-Benefício (ACB). Como se pode ver, o gráfico se assemelha muito ao da Figura 4.2, que trata da aplicação PPP no contexto da ACE. Ele foi assim construído para mostrar justamente a semelhança e a diferença entre a ACB e a ACE.

\* Isto fica particularmente claro no texto da ANA sobre a experiência do comitê e da agência dos Rios Piracicaba, Jundiá e Capivari (ver Agência Nacional de Águas, 2007).

\* No caso de gestão do bem ambiental por meio de CNPs, a administração centralizada se impõe. Como veremos, o mercado assim criado se encarrega do resto.

\*\* (86.000 — 32.000) ton/ano.



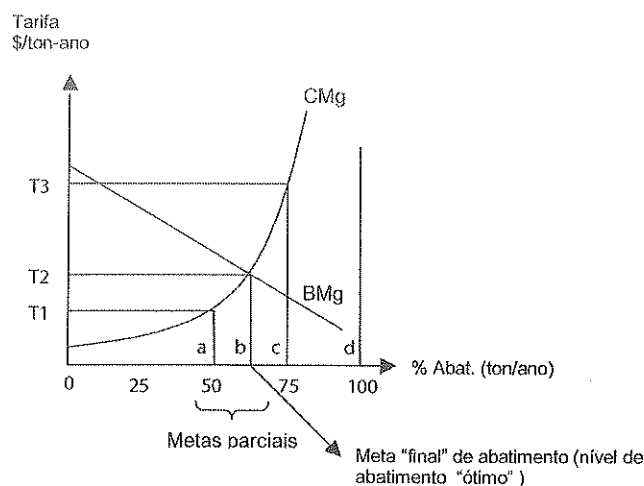


Figura 4.4 O PPP no contexto de uma política baseada na ACB.

No contexto da ACB, o PPP funciona como no caso da ACE, “subindo a escada” do Custo Marginal de Longo Prazo. A diferença está na fixação da meta final, o padrão de qualidade a ser atingido no longo prazo (*Enquadramento*). No caso da ACE, como vimos, tal fixação é exógena ao subsistema econômico, uma vez que é decidida politicamente tendo em vista os usos desejados do bem ambiental e a disponibilidade de um modelo de dispersão/assimilação do poluente que permita a mencionada fixação. Já no caso da ACB, é o próprio subsistema econômico que estabelece a meta final, mediante o cotejo entre os custos e os benefícios do abatimento da poluição. Segundo a Teoria Econômica *standard*, tal cotejo permite determinar o “nível ótimo de abatimento da poluição”, aquele ponto (b, na figura) em que o Custo Marginal de Abatimento iguala o Benefício Marginal de Abatimento (*i. e.*, o ponto em que é máxima o Benefício Social Líquido, ou seja, é máxima a diferença entre o Benefício Total de Abatimento e o Custo Total de Abatimento).

Como podemos ver imediatamente, no caso da ACB temos requisitos informacionais muito mais restritivos: não só é preciso proceder à valoração econômica dos custos de abatimento (aliás, como no caso da ACE), mas também à valoração dos benefícios (daí o nome da abordagem: Análise de Custo-Benefício). Como os benefícios apresentam, em geral, a característica de bens públicos, surge uma primeira dificuldade operacional, resultante do conhecido problema da revelação de preferências no caso destes bens. Mas, há outros problemas, tanto práticos como conceituais, que põem a ACB sob severo crivo crítico no caso do combate à poluição, mesmo no caso em que se tenha resolvido a dificuldade anteriormente apontada. Trataremos disso em uma seção posterior.

Dado que a diferença, em relação à ACE, reside apenas na questão da fixação da meta final de abatimento, o leitor compreende imediatamente que a utilização dos CNPs — à semelhança do PPP — pode perfeitamente ser realizada no contexto de uma política ambiental baseada na ACB.

#### 4.5. PPP, PUP, CNPs: tributos ou preços? Uma digressão

Neste ponto, consideramos conveniente proceder a uma pequena digressão no sentido de esclarecer o caráter econômico dos instrumentos de que vimos tratando ao longo do capítulo. Começemos pelo PPP. Quando apresentamos a solução pigouviana, o caráter de imposto corretivo e internalizador de externalidades aparecia claramente. Entretanto, ao tratarmos o PPP no contexto da ACE (e, por extensão, no da ACB), o caráter de imposto não aparece tão nitidamente. E, de fato, não nos parece o mais adequado. Vamos, pois, apresentar uma visão alternativa.

A cobrança pelo uso de um bem ambiental, no sentido de induzir o agente poluidor a usá-lo mais moderadamente, possibilitando a simultaneidade de outros usos e a sustentabilidade a longo prazo, pode ser examinada sob um outro prisma. Pelo fato de a poluição poder ser encarada como resultante do uso excessivo, porque gratuito, de um recurso que é escasso do ponto de vista da sociedade, a imposição de um preço pelo seu uso corresponde a uma renda econômica ou renda de escassez (*scarcity rent*). Essa abordagem remonta — nada mais, nada menos — aos escritos do próprio David Ricardo, em seus *Princípios de economia política e tributação*, escritos em 1815! No capítulo 2 dessa obra clássica, ao tratar da renda da terra, há uma menção explícita sobre isso:

[...] Se o ar, a água, a elasticidade do vapor e a pressão atmosférica tivessem diferentes qualidades, se pudessem ser apropriados e se cada qualidade existisse apenas em quantidade moderada, esses agentes, assim como a terra, dariam origem à renda, à medida que diferentes qualidades fossem sendo utilizadas.

Se, agora, considerarmos o PUP, que, no caso das águas, engloba a cobrança pelo despejo de efluentes e a cobrança pela retirada de água bruta do manancial, a característica de um preço é ainda mais acentuada. E, se nos detivermos sobre o mecanismo dos CNPs no caso da calota de ar em uma região metropolitana, a característica de renda transparece nitidamente. De fato, uma vez que o Estado, em nome da sociedade, se apropria do bem ambiental (no caso, a camada de ar) e permite o seu uso de forma racionada, bem como a negociação dos direitos de uso entre os usuários, temos algo como um “aluguel de um espaço ambiental”, uma renda de escassez.

Assim sendo, a assimilação da gestão ambiental ao racionamento de um bem natural escasso, cujos serviços são “arrendados” pelos usuários, possibilitando assim um uso ótimo (ou, ao menos, razoável) no curto prazo e sustentável no longo, tem, do ponto de vista teórico, um valor explicativo e unificador difícil de ser superestimado. Efetivamente, considerando o trabalho clássico de H. Scott Gordon (1954) sobre recursos pesqueiros, passando pela análise intertemporal dos *royalties* de explorações mineiras, feita por Gray (1914) e Hotelling (1931), e culminando com a análise de John Dales (1968) sobre poluição, propriedade estatal e mecanismos de mercado, a noção de “renda de escassez” pelo uso de um bem ambiental perpassa todo o território da economia ambiental e a economia dos recursos naturais, permitindo uma unificação teórica verdadeiramente iluminadora e fértil.

#### 4.6. ACE x ACB no combate à poluição: um cotejo

Como já foi apontado anteriormente, a aplicação da ACB na determinação da meta final de abatimento enfrenta um sério problema de operacionalização devido às dificuldades



de mensuração dos benefícios. Entretanto, esta é uma dificuldade geral da ACB em qualquer das suas aplicações e não chega a constituir uma objeção fatal: o conhecimento evolui e em futuro talvez não tão distante tal mensuração possa vir a ser feita de forma expedita.

Entretanto, o que temos a tratar aqui são as objeções específicas à aplicação da ACB em políticas de combate à poluição. A crítica se centra no fato de que a curva de benefício marginal pode ser muito “baixa” levando a um ponto de interseção com a curva de custo marginal que implique um nível ótimo de abatimento desprezível. No limite, a curva de benefício marginal pode, inclusive, ficar abaixo da curva de custo marginal, significando isto que nenhuma medida de abatimento deve ser tomada: os custos não compensam os benefícios.

Mas, qual ou quais as razões pelas quais a curva de benefício marginal pode se situar em nível tão baixo em relação à curva de custo marginal? Uma primeira razão é a de que, embora os custos sejam atuais e devidamente medidos, os benefícios constituem um fluxo que se estende no futuro bastante longo e que, ao serem descontados a fim de poderem ser comparados com os custos incidentes no momento zero, assumem um valor atual muito reduzido (a taxa social de retorno é desprezível). E isto é particularmente agravado no caso de países subdesenvolvidos onde a taxa de juros de desconto (refletindo a preferência temporal da sociedade) é muito alta. Uma segunda razão foi explicitada pelo economista alemão Wilhelm Kapp — um dos fundadores da economia do meio ambiente, ainda nos anos 1950 — em sua polêmica com o economista britânico Wilfred Beckermann: a curva de benefício marginal é, na realidade, uma curva de demanda (curva de disposição a pagar) que depende da renda dos consumidores e do nível de informações que esses consumidores têm sobre os efeitos da poluição na saúde, no bem-estar e sobre o entorno (materiais, seres vivos e amenidades ambientais). Assim sendo, em países de baixa renda *per capita* e/ou distribuição de renda muito desigual, mesmo que se consiga eficazmente a revelação de preferências, as curvas de benefício marginal se revelam muito aquém do adequado para provocar intervenções de proteção/recuperação ambiental.

Além de tudo isso, estudo de David Pearce — um dos pioneiros da área — mostrou que existem casos em que, mesmo que se possam determinar os custos e os benefícios do abatimento, o ponto ótimo, correspondente à igualdade  $BMg = CMg$ , embora seja eficiente do ponto de vista estático, pode, ainda assim, ser inadequado do ponto de vista dinâmico. Isto pode acontecer quando o ponto eficiente, sob o ângulo ACB, é superior à capacidade assimilativa do corpo receptor, desencadeando processos dinâmicos de comprometimento crescente dessa capacidade e afetando esta ou gerações vindouras. Em terminologia mais atual, um ponto eficiente, no curto prazo, pode levar a uma insustentabilidade, no longo.

Por todas essas razões, W. Kapp propôs, desde seus primeiros escritos, a sistemática da ACE: a consecução ao menor custo para a sociedade de metas socialmente acordadas. Coube a W. J. Baumol e W. E. Oates formalizar esta abordagem na década de 1970.

#### 4.7. Bens ambientais transnacionais

Por mais sofisticados que sejam os sistemas de utilização de instrumentos econômicos (PPP e CNPs), dentro de marcos de referência custo-efetivos, implementados por diversos países no sentido de combater a poluição do ar e da água, o fato incontestável é que tudo isso só é possível dentro dos limites de um Estado nacional, que é capaz de assumir o domínio do bem ambiental e passa a geri-lo, em nome da sociedade, mediante metas expli-

citadas e instrumentos de indução adequados. Não importa quão imperfeita seja a política ambiental resultante, sempre é possível, ao menos conceitualmente, aperfeiçoá-la.

Entretanto, quando passamos a temas como o do comprometimento da camada de ozônio, das chuvas ácidas intercontinentais, do aquecimento global e do efeito estufa, do perigo de extinção de cardumes marítimos e das baleias etc., nos defrontamos com uma absoluta impossibilidade de um sistema semelhante. Como terá sido percebido, falta-nos o elemento essencial: o Estado. De fato, a inexistência de um Estado supranacional coloca a economia ambiental, na melhor das hipóteses, em uma posição analítica, nunca prescritiva.

Assim sendo, quaisquer ações antipoluição que envolvam mais de um país — como é o caso, atualmente, do tema relativo ao aquecimento global e às negociações pós-Quito — devem ser executadas dentro do marco de tratados internacionais, cuja possibilidade concreta de implementação só pode ser examinada com referenciais analíticos que ultrapassem o âmbito deste capítulo. Por outro lado, infelizmente, pelo próprio enunciado das questões, vemos que o tema da sustentabilidade se desloca para questões de abrangência planetária. Assim sendo, faz-se necessário um balanço do que pudemos aprender até aqui. Isto nos encaminha para a última seção do capítulo.

#### 4.8. As políticas ambientais e a sustentabilidade

Encerramos este capítulo discutindo, de maneira mais ampla, o alcance e os limites da aplicação de toda essa parafernália de instrumentos econômicos, padrões de qualidade etc., na formulação e execução de políticas ambientais (veja também o capítulo 7). Tal discussão parece-nos de todo conveniente, dada a ampla faixa de contestações que se fazem à aplicação do PPP (ou dos CNPs). Essas objeções vão desde a rasteira “Pagar pelo uso dos nossos rios? Mas a água já é tão cara...” até a necessidade de “...urgentemente redefinir um novo paradigma de sociedade e bem-estar social, de padrões de consumo e a distribuição equitativa dos benefícios do desenvolvimento econômico que justifiquem nossas relações com o meio ambiente”, passando pelo “Cobrar? Tudo bem. Mas em que é que isso contribui na luta pela sustentabilidade?”

Quanto à primeira objeção, praticamente não há o que acrescentar ao que foi exposto: com o processo de desenvolvimento, a natureza, antes um “bem livre”, torna-se escassa em relação às necessidades. Como tudo o que se torna escasso, adquire um preço... Bem, o leitor já viu a resposta consubstanciadamente. Quanto às duas outras objeções, intimamente correlacionadas, temos que proceder a algumas rápidas considerações.

Quanto à necessidade de um novo paradigma, é nossa opinião que a melhor resposta ainda pode ser achada em um dos textos “seminais” da economia ambiental. Trata-se do artigo de K. E. Boulding, *The economics of the coming spaceship earth*, apresentado no Seminário *Environmental Quality in a Growing Economy* promovido pela *Resources for the Future*, em 1966. Neste artigo clássico, verdadeira certidão de batismo da economia ambiental, Boulding, um pouco ao estilo weberiano dos “tipos ideais”, nos fala da transição que o planeta Terra está enfrentando ao passar da “economia do cowboy” para a “economia da espaçonave”. Naquela — a economia da grande planície, dos poucos habitantes por quilômetro quadrado, da baixa produção *per capita* e da tecnologia geradora de resíduos biodegradáveis — a produção e o consumo são perfeitamente compatíveis com a capacidade de suporte e assimilação do meio ambiente. A natureza é, pois, um “bem livre”.



No mundo de hoje, entretanto, via crescimento contínuo, aproximamo-nos celereamente do outro extremo, a “economia da espaçonave”. Aqui, a alta densidade demográfica, a alta produção *per capita*, a elevada utilização de insumos naturais (inclusive os não renováveis), a geração em grande escala de resíduos, tanto degradáveis quanto não degradáveis pela natureza, tudo isto faz com que o meio ambiente não seja mais um bem livre. Precisamos “economizá-lo”. Mas, ressalta Boulding, a verdadeira solução para o problema exige duas posturas complementares.

Em primeiro lugar, uma mudança de longo prazo nos padrões de consumo — *o ótimo social não resultará da maximização, mas sim da minimização do consumo*. Em segundo lugar, uma minimização de *input* físico por unidade de utilidade para o consumidor, implicando pois uma minimização da utilização do meio ambiente como provedor de insumos e como fossa de resíduos (no limite, ciclos fechados de materiais).

Que a Academia e os governos tenham desenvolvido preferencialmente a segunda linha, não surpreende, pois ela está evidentemente mais ao alcance de nossa cultura e instituições atuais (do Ocidente e da Revolução Industrial). Já a primeira linha, com a verdadeira revolução social, cultural e até religiosa, que ela exige, não será feita pela Academia ou pelos governos no seu dia a dia. O que é preciso compreender — daí a complementaridade das duas posturas — é que, na medida em que formos capazes de operar competentemente a segunda, no dia a dia, mais tempo a Humanidade ganhará para fazer a transformação — necessária, aliás — da sociedade, transformação essa inerente à primeira postura. *Em síntese: uma postura economizadora, hoje, tem sentido tático perfeitamente coerente com uma estratégia de longo prazo.*

Já a questão da contribuição de instrumentos econômicos, como o PPP e os CNPs, no contexto de uma política de sustentabilidade, está intimamente correlacionada com a anterior, mas exige comentários específicos. Sem entrar na discussão do conceito de desenvolvimento sustentável, adotaremos a noção de “sustentabilidade forte”, que vem sendo trabalhada pela economia ecológica, e que implica a adoção do princípio da precaução (dada a incerteza quanto ao futuro) na utilização do meio ambiente e no legado, às gerações futuras, de um capital natural mantido, utilizável e, no caso dos recursos exauríveis, devidamente substituído. A pergunta que cabe, então, é: em que medida um instrumento como o PPP aplicado ao caso dos recursos hídricos, por exemplo (o raciocínio para os CNPs é idêntico), contribui no contexto de uma política desse tipo? A resposta, segundo nos parece, é dupla. De um lado, o PPP, aplicado dentro do marco legal esboçado no Quadro 4.1, em escala regional ou nacional, faz parte, na verdade, de *um sistema que aprende* na medida em que, tendo este um subsistema de monitoramento e de transparência pública, pode permanentemente cotejar resultados de ações com metas e, assim, eventualmente corrigir rumos. Com base nisso pode-se postular perfeitamente um legado, às gerações seguintes, de cursos d’água que não estarão extintos nem serão cloacas, simples condutoras de dejetos. O mesmo raciocínio se aplica, evidentemente, à gestão de nossas calotas de ar em regiões metropolitanas. Neste sentido, há uma clara vinculação do esquema de aplicação do PPP com a perspectiva da sustentabilidade forte. De outro lado, entretanto, deve também ficar claro que esta vinculação, embora clara, não é uma identidade. De fato, sustentabilidade forte diz respeito aos bens naturais e ambientais na sua totalidade, *i. e.*, ao meio ambiente como um todo. Ora, como vimos, a aplicação do PPP isoladamente aos recursos hídricos (ou ao ar metropolitano) diz respeito à gestão apenas de um desses bens naturais: os corpos d’água (ou o ar). Assim sendo, ela não garante, *per se*, nenhuma sustentabilidade efetiva se políticas paralelas e

compatíveis não forem executadas no que tange aos demais corpos receptores e demais bens naturais. E, na medida em que se passa a discutir a sustentabilidade global do planeta Terra, em subsistemas cada vez mais abrangentes, compreende-se que temos ainda muito (tudo?) que avançar em termos de conhecimento econômico-ambiental relevante. A presente obra foi pensada, justamente, para, sob diversos ângulos explorar possíveis respostas.

De qualquer modo, parece-nos fundamental que nosso país — bem como o conjunto dos países em desenvolvimento — ingressem de uma vez na etapa de utilização de instrumentos econômicos, em um contexto de ACE, superando definitivamente a fase de *Command and Control Policy* na gestão das águas e do ar. Em nossa opinião, o processo de colocar um preço nos ativos ambientais e em seus serviços é de primordial e urgente importância, ao reconhecer a mensagem de D. Ricardo e J. Dales: *um bem natural que se torna escasso, relativamente às suas necessidades, precisa ser apropriado (no limite, pelo Estado) e faz jus a uma renda de escassez*. Seria uma pretensão e arrogância típicas de economista dizer que tal medida constituiria uma condição suficiente para a correção de rumos no que tange ao meio ambiente. Mas, por outro lado, reputamos como um erro provavelmente fatal não considerá-la como condição necessária.

### Sugestões de leitura

Uma leitura fundamental é a do “seminal paper” de Boulding (1966).

Para um aprofundamento da abordagem de ACE, é importante examinar a polêmica Kapp-Beckermann (ver Sachs, 1972) e o texto de Baumol & Oates (1978).

O estudante da economia do meio ambiente não pode prescindir dos conhecimentos mínimos das ciências “duras” (física, química, biologia, geologia etc.) que estão na base das questões, e soluções, ambientais. Dois excelentes textos são Braga *et al.* (2002) e McKinney *et al.* (2007). O de Vesilind e Peirce (1983) também é muito bom.

Dois textos de economia do meio ambiente adequados para estudo e consulta são o de Tietenberg (1992) e o de Kolstad (2000).

Para quem quiser informações adicionais e relevantes sobre as questões relativas aos recursos hídricos, duas referências se impõem: Tundisi (2003) e Hartmann (2008). O livro do prof. Tundisi traça um panorama amplo, mundial e nacional, da problemática das águas e é muito rico em informações. O livro do dr. Hartmann é a tradução de sua tese de doutoramento, na Alemanha, e trata detalhadamente das propostas e das práticas, no Brasil, referentes à aplicação do princípio usuário pagador na gestão dos recursos hídricos.

### Referências bibliográficas

- Agência Nacional de Águas (Brasil). *A implementação da cobrança pelo uso de recursos hídricos e agência de água das bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí*. Brasília: ANA, SAG, 2007.
- Balarine, O. F. O. (org.). *Projeto rio Santa Maria: a cobrança como instrumento de gestão*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2000.
- Barraqué, B. *As Políticas da Água na Europa*. Lisboa: Instituto Piaget, 1997.
- Basta, D. J.; Lounsbury, J. L.; Bower, B. T. *Analysis for Residuals — Environmental Quality Management — A Case Study of the Ljubljana Area of Yugoslavia*. Washington, Resources for the Future, 1978.
- Baumol, W. J.; Oates, W. E. The Use of Standards and Prices for Protection of Environment. *Swedish J. Econ.* mar./71, p. 42-54.
- \_\_\_\_\_; \_\_\_\_\_, W. *Economics, Environmental Policy and the Quality of Life*. Englewoods Cliffs, Prentice-Hall, 1979.

- Blaug, M. *Economic Theory in Retrospect*. 3. ed. Londres: Cambridge University Press, 1978.
- Boulding, K. F. The Economics of the Coming Spaceship Earth. In: Jarret, H. (ed.). *Environmental Quality in a Growing Economy*. Baltimore: Johns Hopkins Un. Press, 1966.
- Braga, B. et al. *Introdução à engenharia ambiental*. São Paulo: Prentice-Hall, 2002.
- Cánepa, E.M. *O sistema estadual de recursos hídricos do RS e a indução à inovação*. Trabalho apresentado no Congresso Internacional das Instituições de Pesquisa Tecnológica (Biennial Congress WAITRO), realizado em Porto Alegre, RS, set/2002.
- Cánepa, E.M.; Pereira, J. S.; Lanna, A. F. L. A política de recursos hídricos e o princípio usuário pagador. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*, v. 4, n. 1, jan./mar. 1999. (Trabalho originalmente apresentado ao II Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, SP, 1997).
- Cánepa, E. M.; Pereira, J. S. *O princípio poluidor pagador: uma aplicação de tarifas incitativas múltiplas à bacia do Rio dos Sinos, RS*. Trabalho apresentado no IV Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, realizado em Belém, PA, nov./2001.
- Conselho de Recursos Hídricos/RS. *Simulação de uma proposta de gerenciamento dos recursos hídricos na bacia do Rio dos Sinos. Relatório final*. Trabalho elaborado por Magna Engenharia, com a colaboração do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS, Porto Alegre, RS, 1996.
- Crabbé, P. J. The Contribution of L. C. Gray to the Economic Theory of Exhaustible Natural Resources and its Roots in the History of Economic Thought. *Journal of Environmental Economics and Management*, n. 10, 1983.
- Dales, J. H. *Pollution, Property and Prices*. Toronto: University of Toronto Press, 1968.
- Dias, F. M.; Ramos, F. S. Mercados artificiais e controle da poluição: alguns aspectos teóricos e empíricos. *Análise econômica*. Porto Alegre: FCE/UFRGS, 2001.
- Faucheux, S.; Noël, J. F. *Economia dos recursos naturais e do meio ambiente*. Lisboa: Instituto Piaget, 1997.
- Franke, A. E. *Questionamento da cobrança como instrumento de gestão dos recursos hídricos*. Trabalho apresentado ao Singsreh, em Gramado, RS, 1998.
- Gordon, H. S. The Economic Theory of Common-Property Resource: the Fishery. *Journal of Political Economy*, abr./1954.
- Granziera, M.I.M. *Direito das águas — disciplina jurídica das águas doces*. São Paulo: Atlas, 2001.
- Gray, L. C. Rent Under the Assumption of Exhaustibility. *Quarterly Journal of Economics*, n. 28, 1914.
- Hardin, G. The Tragedy of Commons. *Science*, v. 162, 1968.
- Hartmann, P. *A cobrança pelo uso da água como instrumento na política ambiental: estudo comparativo e avaliação econômica dos modelos de cobrança pelo uso de água bruta propostos e implementados no Brasil*. Este livro será brevemente lançado, editado pela Assembleia Legislativa do RS com a colaboração (na tradução do original alemão) da Fundação Konrad Adenauer.
- Hotelling, H. The Economics of Exhaustible Resources. *Journal of Political Economy*, abr./1931.
- Kolstad, C. D. *Environmental Economics*. Nova York: Oxford University Press, 2000.
- McKinney, M. L.; Schoch, R. M.; Yonavjak, L. *Environmental Science: Systems and Solutions*. 4. ed. Sudbury, MA: Jones and Bartlett Publishers, 2007.
- Mendes Thame, A. C. (org.). *A cobrança pelo uso da água*. São Paulo: Iqual, 2000.
- Mishan, E. J. *Introduction to Normative Economics*. New York: Oxford University Press, 1981.
- Motta, R. S. da; Young, C. E. F. Projeto instrumentos econômicos para a gestão ambiental — Relatório final. Rio de Janeiro: Ipea, 1997.
- Nicolazo, J. L. *Les Agences de l'Eau*. Paris: Ed. Johanet, 1989.
- Pearce, D. W. *Environmental Economics*. London: Longman, 1976.
- Pereira, J. S.; Lanna, A. E. L.; Cánepa, E. M. Desenvolvimento de um sistema de apoio à cobrança pelo uso da água: aplicação à bacia do Rio dos Sinos, RS. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH)*, v. 4, n. 1, jan./mar. 1999.
- Rhin-Meuse Informations (jornal do Comitê e da Agência Rhin-Meuse): número especial de set.-out./89.
- Rhin-Meuse Informations. Número especial de dez./89-jan./90.
- Ricardo, D. *Princípios de economia política e tributação*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1983.
- Sachs, I. (org.). *Political Economy of Environment — Problems of Method*. Paris: Mouton, 1972. Nesta obra estão os três artigos que compõem a polêmica Kapp-Beckermann.
- Tietenberg, T. *Environmental and Natural Resource Economics*. 3. ed. Nova York: Harper Collins, 1992.
- Tundisi, J. G. *Água no século XXI — enfrentando a escassez*. São Carlos, SP: RiMA, IIE, 2003.
- Vesilind, P. A.; Peirce, J. J. *Environmental Pollution and Control*. 2. ed. Ann Arbor: Ann Arbor Science Publishers, 1983.

■ CAPÍTULO 5 ■

## Mensurando a sustentabilidade<sup>1</sup>

■ ■ ■

**Paulo Gonzaga Mibielli de Carvalho**

*Núcleo de Meio Ambiente do IBGE e ENCE*

**Frederico Cavadas Barcellos**

*Núcleo de Meio Ambiente do IBGE*

*Em Deus eu acredito, mas para o resto preciso de estatísticas.*

W. E. DEMING

Pretendemos neste capítulo apresentar diversas maneiras de mensurar a sustentabilidade por meio de indicadores e índices, mesmo sabendo que, pelo atual estado da arte, a sustentabilidade é imensurável. Portanto, o que vamos mostrar são medidas parciais e aproximativas da sustentabilidade, mas que mesmo assim são úteis tanto para estudo e pesquisa quanto para o planejamento e implementação de políticas e ainda para a tomada de decisões concernentes ao desenvolvimento sustentável nas esferas pública e privada. Não abordaremos aqui as Contas Econômico-Ambientais, que são objeto de um capítulo específico neste livro (veja Young, neste volume).

Mas por que a sustentabilidade é imensurável? Em primeiro lugar porque não existe uma definição universalmente aceita sobre sustentabilidade que possa ser aplicada a todas as situações e que não seja excessivamente genérica e pouco precisa. Em segundo lugar, as estatísticas disponíveis sobre esse tema ainda são insuficientes para dar conta desse objeto, mesmo adotando-se definições mais restritas do que seja sustentabilidade. Um bom exemplo disso são as estatísticas sobre desmatamento no Brasil. Só existem séries estatísticas sobre esse tema no país, e mesmo assim com problemas,\* para a Amazônia. Para o resto do país pouco existe a respeito.

Este texto se divide em seis partes. Na primeira temos uma discussão sobre o que é sustentabilidade. Em seguida discutimos o que é desenvolvimento sustentável, e depois o que são estatísticas e indicadores, destacando as propriedades desejáveis dos indicadores.

### Nota

<sup>1</sup> O autor agradece a Daniela Loguercio Cánepa pelo auxílio em várias etapas do trabalho.

\* Há descontinuidade na série de desmatamento. Ver a respeito IBGE (2008) cuja fonte é o INPE.



Na quarta parte é discutido o que é um índice e serão apresentados os principais índices usados para mensurar a sustentabilidade. Na quinta parte apresentamos os principais marcos ordenadores utilizados para apresentação dos indicadores, destacando o modelo “Pressão-Estado-Resposta” (PER). À guisa de conclusão, apresentamos uma curta nota sobre indicadores que estão sendo ou serão desenvolvidos.

### 5.1. O que é sustentabilidade

*O que não é bem definido certamente não será bem mensurado.*  
OECD

Sustentável é o que pode ser mantido. Em ecologia pode-se dizer que todo ecossistema tem algum grau de sustentabilidade ou resiliência, que *grosso modo* pode ser entendido como a capacidade do ecossistema de enfrentar perturbações externas sem comprometer suas funções.\*

Pelo lado da economia, sem voltar muito atrás, a preocupação com a sustentabilidade surge da discussão de como sustentar o crescimento no longo prazo, dado que a função de produção além do capital incorpora agora também os recursos naturais.<sup>2</sup> Nessa abordagem é adotada a hipótese usual de substituição perfeita entre os fatores produtivos. Para Solow, um economista neoclássico, para haver justiça e equidade entre as gerações, o consumo *per capita* deveria ser constante ou crescente ao longo prazo\*\* — premissa que ficou conhecida como o “critério de Solow”. Para isso ser possível é necessário que o estoque de capital total seja mantido constante.<sup>3</sup> O conceito de capital abrangeria tanto o capital natural exaurível quanto o capital reprodutível.<sup>4\*\*\*</sup>

Os textos de Solow iniciaram o que pode ser considerado a “controvérsia do capital” da economia ecológica. De um lado ficaram os defensores da “sustentabilidade fraca”, segundo a qual não interessava como era feita a distribuição entre capital natural exaurível e o reprodutível, o importante era que o capital total permanecesse constante. Ou seja, substituir uma floresta por uma indústria não seria um problema, desde que ambos tivessem o mesmo valor, pois, a princípio, se estaria substituindo um tipo de capital por outro. Está implícito aqui que não haveria maiores dificuldades em mensurar monetariamente o estoque dos diferentes tipos de capital.

Do outro lado ficaram os defensores da “sustentabilidade forte”, como Daly, que defendem que o capital natural é complementar e não substituível pelo capital reprodutível. O capital natural, para se assegurar a sustentabilidade, deveria ser mantido constante, no todo ou em pelo menos uma parte do mesmo, o chamado capital natural crítico.

Antes de prosseguirmos é importante esclarecer alguns conceitos. Comumente os recursos naturais são apresentados como sendo de dois tipos, os renováveis e os não renováveis. Essa divisão, embora correta, nos induz a pensar que nossa preocupação deva

ser apenas com os recursos não-renováveis, o que é incorreto, pois ambos são *exauríveis*. Tanto o petróleo vai um dia ser exaurido, pois não é produzido na nossa escala de tempo e sim apenas extraído da natureza, quanto a água doce pode acabar, se seu consumo se der a taxas maiores que a da sua reposição pela natureza. Para ambos os casos é fundamental saber quanto o volume do fluxo (extração de petróleo e de água) compromete o nível dos estoques e também saber qual seria o estoque mínimo desejável ou imprescindível (ver Rodrigues, neste volume).

Segundo Ekins (1992) e Ekins *et al.* (2002) existem quatro tipos de *capital*: manufaturado, humano, social/organizacional e natural. O estoque de cada um gera um fluxo de “serviços” que serve de insumo para o processo produtivo e está associado a algum tipo de sustentabilidade. *Capital reprodutível* pode ser considerado genericamente como “todas as formas de capital, manufaturado, humano ou natural, passíveis de reprodução”.\*

Segundo Berkes e Folke (1994), citado em England (2006), o *capital natural* abrangeria recursos não renováveis extraídos de ecossistemas, recursos renováveis produzidos e mantidos por ecossistemas e serviços ambientais. Segundo Ekins *et al.* (2002) são quatro as funções do capital natural: prover matérias-primas para a produção, absorver os resíduos gerados pela produção e pelo consumo; prover as funções básicas que tornam possível a vida na terra (ex.: estabilidade do clima e produção de oxigênio) e geração de serviços de amenidades (ex.: beleza das paisagens). O *capital natural crítico* pode ser definido como a parte do ambiente natural que desempenha funções importantes e insubstituíveis (ex.: função de regulação do clima).<sup>5</sup>

Para a economia ecológica, a sustentabilidade do capital natural é de especial importância, pois é ela que garante a existência de vida humana na Terra. Portanto, o desdobramento natural dessa discussão seria definir os níveis de capital natural crítico (ex.: níveis de qualidade do ar e da água, ou do acúmulo de gases na atmosfera) e a partir daí os fluxos necessários a sua manutenção (ex.: emissões de CO<sub>2</sub>). Dessa forma, os indicadores mostrariam se estamos ou não nos aproximando desse nível crítico. Mas, antes de entrarmos na discussão sobre indicadores, iremos discutir o conceito de desenvolvimento sustentável, dado que o mesmo serve de base para a construção de muitos indicadores.

### 5.2. O que é desenvolvimento sustentável

*“Desenvolvimento sustentável” é um enigma à espera de seu Édipo.*  
JOSÉ ELI DA VEIGA

A definição mais usual de desenvolvimento sustentável (DS) é a do Relatório Brundtland, segundo o qual “o desenvolvimento sustentável é aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem a suas próprias necessidades”.<sup>6</sup> Como bem assinalaram Nobre e Amazonas (2002), essa definição tem tido grande aceitação porque é muito genérica, permitindo, portanto, as mais variadas leituras. Por exemplo, não estão definidas o que sejam as necessidades da atual geração, que com certeza são diferenciadas por país, região, classe social, religião etc. Quanto às pró-

\* Segundo Brand (2009) p. 606, “resiliência ecológica é definida como a capacidade de um ecossistema resistir às perturbações e mesmo assim manter seu estado específico”.

\*\* Utilizando um pouco de “economês” a preocupação de Solow era com a otimização da acumulação de capital levando em conta a equidade entre gerações.

\*\*\* O livro de Nobre e Amazonas *Desenvolvimento sustentável: a institucionalização de um conceito* faz uma discussão abrangente sobre o conceito de desenvolvimento sustentável, incluindo a discussão sobre o capital natural. Esse tema também é abordado por Mueller (2007).

\* A definição aqui utilizada é a tradicional, que é mais restrita à dimensão ecológica. Para uma discussão sobre o conceito de capital natural crítico ver Brand (2009).

ximas gerações, como elas ainda estão por vir, só podemos fazer conjecturas sobre quais seriam suas necessidades.

Não se pode negar, no entanto, que essa definição de DS toca em dois pontos importantes: é fundamental para a sustentabilidade atender às necessidades (mínimas?) da população e isso não pode ser feito à custa da próxima geração. Portanto, existem limites ao desenvolvimento/crescimento.

Frequentemente se aborda o tema desenvolvimento sustentável definindo suas dimensões/elementos, que podem ser inúmeras, mas que normalmente se restringem a três — econômica, social e ambiental — (os chamados “três pilares”) ou então quatro — acrescentando a institucional. O enfoque de dimensões foi adotado no Relatório Brundtland.

Portanto, temos uma definição importante, mas muito genérica, e temos suas “partes” que são as dimensões, mas não temos um conceito de bases sólidas na teoria, tal como, por exemplo, o conceito de ecossistema ou de Produto Interno Bruto (PIB). Esse, sem dúvida, é um problema, mas pelo menos o DS está em boa companhia, pois o desenvolvimento humano, e, portanto, o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH), também é muito questionado pelos mesmos motivos<sup>7</sup> e nem por isso o IDH perdeu popularidade, muito pelo contrário está sendo cada vez mais utilizado. Sem dúvida, indicadores sintéticos (índices) têm forte apelo para a população e para os planejadores de políticas públicas. Esse tema (limitações do IDH) será abordado em nosso próximo item.

### 5.3. O que são estatísticas e indicadores

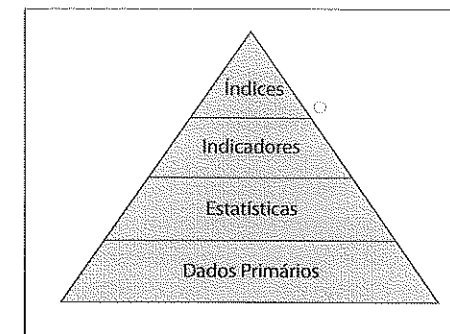
*Há três espécies de mentiras: mentiras, mentiras disfarçadas e as estatísticas.*

MARK TWAIN

Nesta seção apresentaremos as noções de estatísticas e indicadores exemplificando com informações ambientais ou relativas à sustentabilidade. Os principais índices de sustentabilidade serão apresentados na seção seguinte.

A melhor maneira de introduzir esse tema é pela abordagem da pirâmide (Figura 5.1). Na base dessa pirâmide temos um oceano de informações (dados primários), do qual virá um subconjunto, as estatísticas. Os indicadores são um subconjunto das estatísticas e caminhamos assim até chegarmos em um índice(s) sintético(s),\* que pode ser entendido como uma agregação de indicadores.

Vamos explicar os níveis da pirâmide por meio de um exemplo. Suponha que uma pessoa seja assaltada. Dificilmente ela vai guardar essa informação para si, pois todo mundo gosta de contar uma história de assalto. Se ela só contar para os amigos, pouca gente ficará sabendo. Já se sair no jornal, a informação atingirá um público maior, mas continuará sendo apenas uma informação. Para essa informação se tornar uma estatística, a pessoa terá de registrar seu assalto em uma delegacia. Como os governos estaduais têm atualmente órgãos dedicados à produção de estatísticas na área de segurança pública, esse registro administrativo será coletado, criticado, com vistas a verificar inconsistências, depois agregado a outras informações do gênero, e só então se tornará uma estatística. Essa



Fonte: Adaptado de Hammond et al. (1995) apud Bellen (2001).

Figura 5.1 Pirâmide de Informações.

metamorfose, da informação bruta para a estatística, não ocorre espontaneamente, existem pessoas trabalhando nisso e um sistema montado para tal. O que significa, por exemplo, ter um formulário padrão para todas as delegacias, treinamento dos policiais para o preenchimento do formulário, o que envolve a redação de um manual de instruções onde os delitos estão claramente definidos, a partir da literatura técnica pertinente. Além disso, necessita-se de uma equipe de especialistas que faça a crítica e agregue essas informações e depois analise seus resultados, construindo assim uma série estatística. A lógica será a mesma se a informação for coletada diretamente pelo órgão de estatística junto às empresas (ex.: produção industrial) ou em domicílios (ex.: emprego e renda).

O grande funil da pirâmide e o grande desafio da sociedade e dos órgãos produtores de estatística é a transformação de informações dispersas em questionários e registros administrativos. Por isso, é importante lembrar, que nem todo número com o nome de estatística — o que lhe dá um “status científico” — é de fato uma estatística e, em sendo, que seja útil para o propósito do usuário. Por exemplo, essa “estatística” pode ter uma metodologia falha.\* Outro erro comum, dessa vez do usuário, é a estatística ser útil, mas não se saber utilizá-la.\*\*

Um indicador é sempre uma estatística, pelo menos para efeito do que estamos tratando aqui, mas existem indicadores que não são estatísticas. Daremos dois exemplos. Certo som do apito de um guarda de trânsito é um indicador, para o motorista, de que deve parar seu carro (e provavelmente isso vai lhe custar caro...). Um cientista faz um estudo em uma região específica e descobre que determinado poluente na água, quando acima de certo nível, indica uma elevação da mortalidade de peixes. Note que, nesse último exemplo, o indicador pode se tornar uma estatística se duas condições forem atendidas: o experimento for repetido em outros locais e períodos de tempo e se chegarem aos mesmos resultados e, em função disso, passarem a ser coletados sistematicamente, com todos os devidos cuidados estatísticos, a informação ao longo do tempo. Assim ela deixará de ser um dado pontual e se tornará uma série estatística.

\* Quantos usuários de estatísticas se dão ao trabalho de ler as metodologias das mesmas? Acreditamos que muito poucos. Mas isso nem sempre é culpa do usuário. Muitas vezes a metodologia não está disponível (mau sinal) ou está, mas é muito difícil entendê-la, pois é recheada de termos técnicos.

\*\* No caso das estatísticas econômicas de conjuntura há livros que procuram sanar essa lacuna como Feijó et al., 2008.

\* A expressão “índice sintético”, dependendo da forma como se defina índice, pode ser considerado uma redundância. Pois, se é índice, necessariamente será sintético. Essa redundância, no entanto, deixa claro a que tipo de índice estamos nos referindo.



Feita essa ressalva seguem algumas definições usuais de indicadores tirados do livro de Bellen (2005).\*

O termo *indicador* é originário do latim *indicare*, que significa descobrir, apontar, anunciar, estimar.<sup>8</sup>

A definição de McQueen e Noak (1988) trata um indicador como uma medida que resume informações relevantes de um fenômeno particular ou um substituto dessa medida.

Para a OECD (1993), um indicador deve ser entendido como um parâmetro, ou valor derivado de parâmetros, que apontam e fornecem informações sobre o estado de um fenômeno com uma extensão significativa.<sup>9</sup>

A definição de indicador social por Jannuzzi é bem interessante e se diferencia das existentes no livro de Bellen. Basta substituir *social* por *sustentabilidade* na qualificação do indicador que teremos uma boa definição de um indicador de sustentabilidade. Portanto, a definição seria a seguinte: um indicador de sustentabilidade é uma medida em geral quantitativa dotada de significado substantivo, usada para substituir, quantificar ou operacionalizar um conceito teórico (para pesquisa acadêmica) ou programática (para formulação de políticas).<sup>10</sup>

Na prática, no entanto, a melhor definição de indicador, em nossa opinião, não é nenhuma dessas, e sim a de autoria de Rayen Quiroga, consultora da Cepal, que ela utiliza com frequência em suas palestras e cursos, mas não consta de seus textos. A definição é simples, “um indicador é a estatística que tem mais apelo”. Existem várias estatísticas sobre um determinado tema, aquela que for a mais importante — por isso é a que tem mais apelo — será promovida a indicador. Claro que podem haver “empates” e nesse caso mais de um indicador será escolhido. Por exemplo, se o tema for pobreza, os indicadores serão a percentagem da população abaixo da linha de pobreza e abaixo da linha de miséria. Se o tema for as mudanças climáticas, a principal estatística será a emissão de gases de efeito estufa.<sup>\*\*</sup> Se o tema é mercado de trabalho, o indicador é a taxa de desemprego. E assim por diante.

O indicador é a estatística que melhor avalia as condições e tendências relativas a um determinado tema. Dito assim, parece simples. Mas como identificar um bom indicador? Um bom caminho é saber das propriedades desse indicador. A literatura apresenta várias propriedades desejáveis de um indicador e todas são mais ou menos as mesmas. Vamos utilizar aqui como base as do livro de Jannuzzi (Tabela 5.1).

Resumidamente, um bom indicador é aquele em que você pode confiar, é útil e não é muito caro. Um indicador precisa tratar de um tema relevante, ter base na teoria (validade), ter uma boa cobertura estatística (em termos regionais, em termos de seus componentes etc.), ser sensível às mudanças do objeto que está sendo mensurado, ser específico para esse objeto, ser de fácil entendimento para o público especializado (inteligibilidade de sua construção) e para o público em geral (comunicação), ser periodicamente atualizável, ser

Tabela 5.1 Propriedades desejáveis de um indicador

Relevância	Inteligibilidade de sua construção
Validade	Comunicabilidade
Confiabilidade	Factibilidade para obtenção
Cobertura	Periodicidade na atualização
Sensibilidade	Desagregabilidade
Especificidade	Historicidade
Custo-efetivo	Comparabilidade

Fonte: Adaptado de Jannuzzi (2001).

desagregável nas suas partes e ter uma série histórica.\* Vamos mostrar a seguir, por meio de um exemplo, a importância de dessas propriedades.

A taxa de analfabetismo no Brasil\*\* era 10,4% em 2006. Analfabetismo sem dúvida é um tema relevante e sua estatística também. Mas o que esse número significa? A taxa é alta ou baixa? O que nos leva a outra pergunta. Alta ou baixa em relação a quê? Tendo apenas esse número nada podemos afirmar. Porém se tivermos uma série histórica podemos afirmar que o Brasil nunca teve uma taxa de analfabetismo tão baixa e, além disso, a cada ano que passa ela fica menor. Portanto, não há dúvida de que a tendência é declinante. Esse, por sinal, era o resultado esperado já que a oferta de vagas no ensino básico tem sido grande e quem é analfabeto está praticamente excluído do mercado de trabalho. Nesse contexto, o analfabetismo não poderia ser crescente. São boas notícias que só podemos descobrir porque esse indicador tem *historicidade*, é atualizado periodicamente, no caso anualmente, e é *sensível* à realidade.

Se a taxa de analfabetismo é a menor em relação à série histórica, então a situação do Brasil é muito boa nesse quesito. Doce ilusão, pois quando comparada às taxas de países vizinhos, o que se percebe é que estamos muito mal. Nossa taxa é mais do que o dobro da do Chile e mais de quatro vezes a da Argentina. E qual é a taxa que desejamos? Qual a nossa meta? É 0% sem dúvida. Portanto, estamos mal, pois não alcançamos nossa meta e, no ritmo em que vamos, iremos demorar a chegar lá. Só podemos afirmar tudo isso porque a série tem *comparabilidade* com a de outros países e, além disso, temos uma meta ou um padrão de comparação.

Quem quer combater o analfabetismo certamente irá colocar a seguinte pergunta. Quem são esses analfabetos? São, principalmente, pessoas idosas e/ou que moram no Nordeste rural. Portanto, será difícil diminuir rapidamente essa taxa... Só podemos afirmar isso porque a série tem *desagregabilidade* e boa *cobertura* regional e por faixa etária.

Essa estatística é levantada pelo IBGE que é uma instituição reconhecida pela qualidade de seu trabalho e, portanto, tem *confiabilidade* e que disponibiliza sistematicamente a metodologia de suas pesquisas no seu *site* na internet. Portanto, não há dúvidas, em

\* Gallopin (1997) faz um interessante apanhado de definições sobre o que seja um indicador. Segundo diferentes autores, indicador pode ser definido como uma variável, uma medida, uma medida estatística, uma *proxy* de uma medida, um valor, um instrumento de mensuração, um índice, um sinal.

\*\* Se o estudo for de longo prazo, o mais relevante serão as mudanças de temperatura na Terra e a concentração na atmosfera de gases de efeito estufa.

\* Estamos aqui, por questões de espaço, apresentando as propriedades de forma resumida. Maior detalhamento pode ser obtido em Jannuzzi (2001).

\*\* Percentual de pessoas com 15 anos ou mais de idade que não sabem ler e escrever pelo menos um bilhete simples, no idioma que conhecem, na população total residente da mesma faixa etária.



princípio, sobre a *inteligibilidade da construção* dessa estatística e da *factibilidade* de sua obtenção. É também um indicador de *custo efetivo*. É uma informação levantada com cobertura nacional no Censo Demográfico e na Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios (PNAD). Esses levantamentos são caros, mas é um custo que vale a pena, pois suas informações são muito utilizadas. Tanto que, apesar dos altos e baixos da economia e do orçamento público federal, esses levantamentos nunca deixaram de ser realizados por falta de recursos (mas já houve um adiamento).

Todos sabem que analfabeto é o indivíduo que não sabe ler e escrever; portanto, todos entendem a taxa que tem *comunicabilidade*. O conceito de analfabetismo também é bem estabelecido na literatura acadêmica; assim, em princípio, não há dúvida sobre sua *validade* conceitual, sendo uma boa aproximação da realidade.

Em sendo assim, podemos afirmar que não há nenhum problema com a taxa de analfabetismo? Toda estatística tem algum problema ou limitação, pois, por definição, a estatística não é a realidade e sim uma aproximação da realidade. Quanto melhor a aproximação, melhor é a estatística. A PNAD é uma pesquisa por amostragem, portanto, tem uma margem de erro. O Censo Demográfico nunca consegue ter acesso a 100% dos residentes no país (e há os brasileiros que moram no exterior que são contabilizados nos censos de outros países). Mas o maior problema é que o analfabetismo é uma variável levantada por autodeclaração do informante. Ele é quem informa se sabe ler e escrever e qual é a sua escolaridade. Mas se ele diz que sabe ler e escrever e tem uma escolaridade muito baixa, será que sabe mesmo ler e escrever? A “prova dos nove” é, por exemplo, fazê-lo ler e escrever um pequeno bilhete e analisar o resultado. O problema é que realizar esse teste é muito trabalhoso e, portanto, caro, pois exigiria a participação de profissionais da área de educação ou um treinamento muito específico para o entrevistador. Por isso a maioria dos países, inclusive o Brasil, utiliza o conceito de analfabetismo funcional, considerando analfabeto todos os que têm mais de 15 anos de idade e menos de três anos de escolaridade no ensino fundamental. Não há nada de errado com as taxas de analfabetismo, mas para se entender corretamente o que significam é preciso, no mínimo, consultar o glossário, por exemplo, da publicação Síntese dos Indicadores Sociais e consultar o questionário da PNAD, disponível no site do IBGE.<sup>11</sup> Portanto, a comunicabilidade e a validade de um indicador dependem também do usuário. Se ele não consultar a *metodologia*, pode fazer uma avaliação equivocada sobre o conteúdo do indicador.

No caso de indicadores de sustentabilidade, uma referência importante são os “Princípios de Bellagio”,<sup>\*</sup> que apresentam normas, definidas por grupo de especialistas, que devem nortear a construção desses indicadores e que estão na Tabela 5.2.<sup>12</sup> Há muito em comum entre os Princípios de Bellagio e as propriedades de um bom indicador, definidas por Jannuzzi, mas há também diferenças importantes já que os enfoques são distintos. Por isso, pode-se considerar que as duas relações, uma de propriedades e outra de princípios, se complementam. Destacamos em Bellagio a importância da existência de normas/parâmetros para se avaliar a sustentabilidade, a perspectiva holística (ver definição adiante) e a importância de ampla participação na construção dos indicadores.

Gallopin (1997) destaca que os indicadores devem ser *holísticos* representando diretamente atributos críticos relativos à sustentabilidade do sistema como um todo e não

Tabela 5.2 Princípios de Bellagio

1) Existência de um guia de visão e normas para avaliar o progresso rumo à sustentabilidade
2) Perspectiva holística
3) Presença de elementos essenciais de avaliação do progresso rumo à sustentabilidade
4) Escopo adequado
5) Foco prático
6) Transparência
7) Comunicação efetiva
8) Ampla participação
9) Avaliação constante
10) Capacidade institucional

Fonte: Hardi e Zdan (1997).

apenas elementos e interrelações desse sistema. Mas o que seriam exatamente esses indicadores? Gallopin reconhece que é necessário mais pesquisa, tanto no campo empírico quanto teórico, para serem formulados corretamente e apresenta algumas indicações. Seriam os indicadores de vulnerabilidade sistêmica e resiliência, de saúde do ecossistema e de segurança socioambiental. Sem dúvida há muito o que pesquisar e debater nessa área. O enfoque do capital, tema que será visto mais adiante neste capítulo, já é um avanço na direção de indicadores holísticos.

Existem diferentes tipos de indicadores (Tabela 5.3). Resumidamente<sup>13</sup> um indicador pode ter um valor absoluto (ex.: número de desempregados) ou relativo (ex.: taxa de desemprego), pode ser uma média de vários indicadores (indicador composto, também chamado de índice), pode ser objetivo e quantitativo (ex.: população residente no país) ou qualitativo e subjetivo (ex.: avaliação da população sobre serviços públicos); pode ser insumo/fluxo/produto (ex.: maior número de fiscais do IBAMA, portanto, aumento de autuações levando a redução no desmatamento), pode ser de esforço/resultado (ex.: gastos com vacinas contra gripe para idosos/menor incidência de gripe entre idosos); fluxo/estoque (ex.: desmatamento levando a diminuição da cobertura vegetal), eficiência/eficácia/efetividade social (ex.: atingiu-se o objetivo otimizando recursos, apenas atingiu-se o objetivo, atingiu-se um objetivo social mais amplo, respectivamente).

Deixamos por último os indicadores descritivo/normativo, pois, para esses, Jannuzzi dá duas definições. Os descritivos “apenas descrevem” características e aspectos da realidade empírica, não são “fortemente” dotados de significados valorativos, como a taxa de mortalidade infantil ou a taxa de evasão escolar.<sup>14</sup> Já os normativos incorporam de forma explícita juízos de valor ou critérios normativos como, por exemplo, a proporção de pobres e a taxa de desemprego.

Na segunda definição, Jannuzzi coloca que “a normatividade de um indicador é uma questão de grau, reservando-se o termo normativo àqueles indicadores de construção metodologicamente mais complexos e dependentes de definições conceituais mais específicas”.<sup>15</sup> As duas definições são complementares. Quanto mais complexo conceitualmente for o indicador, mais valorativo ele será e, portanto, mais normativo. Mas como, desse

\* Bellagio é o nome de uma cidade na Itália onde ocorreu a reunião de especialistas em indicadores ambientais.



ponto de vista, é uma questão de grau, a diferenciação de um indicador descritivo de um normativo nem sempre é muito fácil de ser feita.

Já Gallopin (1997) considera que, em última instância, todos os indicadores são normativos, pois foram selecionados para serem utilizados na tomada de decisões e nas políticas públicas. Portanto, todos estão embutidos de um juízo de valor de forma direta como, por exemplo, os indicadores qualitativos — ou não, como no caso de índices de concentração de poluentes, estatística que só ganha sentido ao ser comparada a um padrão/norma de qualidade do ar.

É possível também entendermos um indicador normativo de uma outra forma, como sendo aquele que faz referência a alguma norma/padrão. Por exemplo, o número de vezes que o ar em uma determinada região ultrapassou o padrão de poluição do ar fixado pela legislação ambiental, seria um indicador normativo, segundo essa definição.

**Tabela 5.3** Classificações usuais de indicadores

Absoluto/relativo
Simples/composto
Quantitativo/qualitativo
Objetivo/subjetivo
Insumo/fluxo/produto
Esforço/resultado
Fluxo/estoque
Eficiência/eficácia/efetividade social
Descritivo/normativo

Fonte: Adaptado de Jannuzzi, 2001.

#### 5.4. O que são índices

*Vivemos numa era de números. Em muitas áreas a tomada de decisões é crescentemente impulsionada por estatísticas. (tradução dos autores)*

Yale Center of Environmental Law and Policy

Também não há consenso na literatura sobre a definição do que seja um índice e, para complicar, no senso comum, inclusive de pesquisadores, índice e indicador seriam sinônimos.<sup>16</sup> Esse último entendimento, por exemplo, é muito comum entre os economistas, em especial os que trabalham em conjuntura econômica. O índice frequentemente é definido como um indicador composto, portanto, construído a partir de uma média de indicadores<sup>17</sup> ou como um indicador sintético<sup>18</sup> ou ainda de alto nível de agregação e complexidade.<sup>19</sup> Para efeito desse texto, vamos considerar que essas definições são equivalentes, dado que não há uma grande distância entre elas. Embora seja, até certo ponto, uma redundância, usaremos aqui a expressão índice sintético como sinônimo de índice.

Existem prós e contras no que se refere à construção de índices. Se a realidade é complexa, envolvendo múltiplas variáveis e dimensões, é necessário algum tipo de “sintetização” ou simplificação para tornar o problema inteligível para a população, para os polí-

ticos e para os fazedores de políticas públicas. Já dizia o Velho Guerreiro “Quem não se comunica se trumbica”. Por isso, mesmo índices sintéticos são muito populares, exceto para uma parte da comunidade acadêmica que prefere trabalhar com dados desagregados. Mas esse último grupo tem um bom argumento, pois corre-se o risco de se simplificar demais caindo no simplismo, o que pode levar a entendimentos e políticas equivocadas. Eles dizem que “de nada adianta a mensagem ser clara se ela for equivocada”. A resposta, do outro lado, viria de pronto “de que adianta esses pesquisadores serem rigorosos e precisos se ninguém entende o que dizem seus números?” Em suma, essa é uma discussão que vai durar muito tempo.\* Nardo *et al.* (2005) resume esse debate (Tabela 5.4).

No campo da economia ecológica, Simon (2003) defende que indicadores isolados e/ou parciais dão uma visão muito fragmentada da realidade ao menosprezarem as ligações entre as diferentes dimensões da sustentabilidade. Além disso, indicadores parciais tendem a gerar políticas parciais, que se preocupam com a parte e não com o todo. Por outro lado, índices sintéticos (dependendo do índice, é claro) tenderiam a ser mais holísticos. Os marcos ordenadores, que serão apresentados mais adiante neste capítulo, são uma tentativa de organizar esses indicadores parciais, minimizando a fragmentação.

**Tabela 5.4** Prós e contras dos indicadores compostos

Prós	Contras
Resumem temas complexos ou multidimensionais dando suporte aos tomadores de decisão	Podem passar mensagens equivocadas se o índice for mal construído ou mal interpretado
Mais fáceis de interpretar do que tentar encontrar as tendências de cada indicador separadamente	Podem ser um convite a conclusões simplistas
Facilitam a feitura de <i>rankings</i> de países em temas complexos onde um ponto de referência é importante	Podem ser usados erradamente como apoio a políticas públicas se o processo de construção do índice não for transparente
Permitem acompanhar o progresso dos países ao longo do tempo em relação a temas complexos	A seleção de indicadores e seus pesos podem ser objeto de questionamento político
Reduzem o conjunto de indicadores ou incluem mais informação a um conjunto limitado já existente	Podem encobrir sérias falhas em algumas dimensões e aumentar a dificuldade de identificar a ação reparadora apropriada
Colocam no centro das discussões temas relativos ao progresso e performance do país	Podem levar a políticas públicas inapropriadas se ignoradas as dimensões da performance que são difíceis de mensurar
Facilitam a comunicação com o público em geral (cidadãos, mídia etc.), sendo uma forma de se prestar contas do trabalho realizado	

Fonte: Nardo *et al.* (2005).

Há críticas fundamentadas a alguns dos mais populares índices. Ryten (2000) e Guimarães e Jannuzzi (2004) criticam o Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) que con-

\* Vale aqui, mais uma vez, a velha regra. Muitos erros no entendimento e utilização de índices seriam sanados com a simples leitura atenta da metodologia de construção dos mesmos.



sideram simplista demais, sem fundamento teórico, com ponderação arbitrária, combinando variáveis de naturezas distintas. Sobre esse último ponto verifica-se que o PIB é variável fluxo\* e pode variar muito de ano para ano enquanto o número de alfabetizados e a população, que compõem a taxa de alfabetização, são variáveis estoque e tendem a ter pequena variação anual. Além disso, as variáveis são correlacionadas e nesse sentido com certa redundância, pois renda (PIB) tende a andar junto com escolaridade e expectativa de vida ao nascer.

O IDH foi elaborado pelo programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) inspirado nas ideias do economista Amartya Sen, ganhador do prêmio Nobel. Esse pesquisador inicialmente rejeitou o índice por considerá-lo muito simplista, mas depois reviu sua posição reconhecendo ser necessária uma medida sucinta de desenvolvimento, que não fosse unicamente o PIB *per capita*.<sup>20</sup> O IDH é um índice produzido pelo PNUD/ONU e consiste basicamente\*\* em uma média de três indicadores: Renda (PIB *per capita*), Longevidade (esperança de vida ao nascer) e Educação (média ponderada entre taxa de alfabetização [peso 2] e taxa de matrícula bruta [peso 1]), os quais são normalizados para ficarem numa escala de 0 a 1.\*\* Em um certo sentido o IDH sofre do mesmo problema do PIB. Ambas são medidas muito agregadas† e toda medida agregada, parafraseando Levenstein,<sup>††</sup> mostra o principal, mas esconde o essencial.

Bohringer e Jochen (2007) são muito críticos ao fazerem uma avaliação dos 11 índices de sustentabilidade mais utilizados.<sup>†††</sup> Com relação aos procedimentos de normalização,‡ ponderação e agregação nenhum dos índices “passa pelo teste”. Segundo esses autores “A normalização e ponderação dos indicadores, [...], revela alto grau de arbitrariedade, [...]. Quanto à agregação não há regras científicas que garantam a consistência e significância dos índices compostos”.<sup>21</sup> Não concordamos com o pessimismo desses autores pois o pesquisador cuidadoso sabe que dados agregados e indicadores síntese são um bom ponto de partida, mas nunca um ponto de chegada. É importante ser pragmático, é melhor um índice imperfeito (e que conheçamos as limitações) que seja útil do que um índice perfeito que não existe.<sup>††††</sup>

\* As variáveis fluxo têm dimensão temporal, as variáveis estoque não. Por exemplo, pode-se dizer nesse instante qual é o volume de água existente em uma caixa de água sem precisar relacionar com alguma unidade de medida temporal. Mas o fluxo de água (entradas e saídas) só é possível ser mensurado associado a uma dimensão temporal: minuto, hora, mês. Outro exemplo: patrimônio é uma variável estoque e renda uma variável fluxo. Renda e patrimônio estão relacionados, mas são de dimensões diferentes.

\*\* Por já ser um tema muito explorado não iremos nos alongar sobre o IDH além do mínimo necessário. Para maiores informações ver <http://www.pnud.org.br/idh>. Para um histórico crítico do IDH ver Mancero (2001).

\*\*\* O PIB *per capita*, que é medido em dólares ppc (paridade de poder de compra), sofre uma transformação logarítmica antes de ser convertido na escala entre 0 e 1. Com o uso da transformação logarítmica, o acréscimo de renda em um país pobre tem proporcionalmente maior impacto no indicador que o mesmo aumento em um país rico.

† Um dos autores desse artigo teve aula com Mário Possas na pós-graduação do Instituto de Economia (UIPR) e esse professor, em quase toda aula, repetia, como um mantra, “todo número agregado é mentiroso”.

†† Segundo Aaron Levenstein, economista norte-americano, as estatísticas são como os biquínis, o que eles revelam é sugestivo, mas o que eles escondem é vital.

††† Esses índices são: *Living Planet Index*, *Ecological Footprint* (Pegada Ecológica), *City Development Index*, *Human Development Index* (Índice de Desenvolvimento Humano — IDH), *Environmental Sustainable Index*, *Environmental Performance Index*, *Environmental Vulnerability Index*, *Index of Sustainable Economic Welfare — Genuine Progress Indicator* (Índice de Progresso Genuíno), *Well-being Assessment*, *Genuine Saving*, *Green Net National Product* e *SEEA*. A título de comparação, as ferramentas mais importantes para avaliação da sustentabilidade, segundo levantamento feito por Bellen (2005) entre pesquisadores, foram: *Ecological Footprint*, *Dashboard of Sustainability*, *Barometer of Sustainability*, *Human Development Index* e modelo PER e suas variantes.

‡ Normalização de grandezas é colocá-las na mesma unidade de medida de modo a tornar possível sua comparação bem como sua utilização em procedimentos matemáticos. No IDH, por exemplo, os três indicadores são normalizados (transformados) para uma escala de 0 a 1. Dessa forma é possível compará-los e calcular a média.

††† O economista José Marcio Camargo (PUC-RI), um pragmático, costuma sempre repetir que “uma estatística ruim é sempre melhor que nenhuma estatística”.

Entre os índices de sustentabilidade mais conhecidos estão a Pegada Ecológica (PE), o Índice de Sustentabilidade Ambiental (*Environmental Sustainability Index* — ESI) e o Índice de Progresso Genuíno (IPG),<sup>22</sup> selecionamos esses índices e o IDH para apresentarmos neste capítulo, pois consideramos que esses são os mais conhecidos (IDH e Índice de Sustentabilidade Ambiental) e/ou com maior afinidade com a economia ecológica (Pegada Ecológica e Índice de Progresso Genuíno). O IDH não é estritamente um índice de sustentabilidade ambiental, pois não inclui a dimensão ambiental, entretanto, frequentemente na literatura é apresentado em conjunto com outros índices mais claramente ambientais. A PE e o IPG, de forma aproximada, procuram mensurar a sustentabilidade forte. A PE por considerar a capacidade de suporte e o IPG por levar em conta a degradação e a depleção dos recursos naturais.

A Pegada Ecológica, desenvolvida pelos pesquisadores Wackernagel e Rees (1996), é muito conhecida entre ambientalistas e em menor medida entre pesquisadores — na *Ecological Economics* saíram, até 2008, 18 artigos diretamente ligados ao tema\* — e organismos internacionais. A PE popularizou o “conceito de pegada”, pois hoje já se fala em “Pegada de Carbono”, “Pegada de Energia” e “Pegada de Água”. A PE pode ser considerada um índice pelo alto nível de agregação, não sendo uma média de indicadores. A PE mensura o consumo da população\*\* que vive numa determinada região e o transforma na unidade de medida “terra bioprodutiva”. Esse total é confrontado com a oferta disponível nessa mesma região de terra bioprodutiva. Se a demanda por terras (consumo da população) for superior a oferta, que é a situação mais comum, isso caracterizaria uma situação de desequilíbrio, pois a população estaria consumindo acima da capacidade de suporte da região. Isso significa que se está utilizando terras de outras regiões ou que se está sobreutilizando a terra existente; isso é constatado, por exemplo, quando se faz essa conta levando-se em consideração toda a área do planeta Terra. O desejável é que a oferta de terras bioprodutivas seja superior à demanda.

A transformação do consumo em terras bioprodutivas é feita de várias formas. Exemplificaremos com o consumo de alimentos. Uma população consome uma determinada quantidade de carne bovina por ano e que corresponde a uma determinada quantidade de bovinos. Esse montante por sua vez requer a uma determinada área bioprodutiva que é necessária à criação desses bovinos, que varia em função da produtividade da pecuária (quilos de carne por km<sup>2</sup>). Portanto, transformamos quilos de carne em área bioprodutiva (km<sup>2</sup>). No caso de produtos industriais essa transformação é feita via consumo de energia. Por exemplo, um automóvel requer determinada quantidade de energia para ser produzido,\*\*\* que resulta em uma determinada quantidade de emissões de CO<sub>2</sub> e que, por sua vez, para serem neutralizadas, precisam de uma determinada área de florestas. A principal crítica à PE é que se limita a abordar uma dimensão ambiental (terras bioprodutivas) que é um aspecto da sustentabilidade.†

O Índice de Sustentabilidade Ambiental (*Environmental Sustainability Index* — ESI) foi desenvolvido pela *Yale Center of Environmental Law and Policy* para o Fórum Econômi-

\* Há muitos artigos pró e contra a PE na *Ecological Economics*. As referências básicas são: Wackernagel e Rees (1996), Chamber, N. et al. (2007) e [www.footprintstandards.org](http://www.footprintstandards.org). Para uma amostra recente desse debate ver Fiala (2008) e Kitzes et al. (2008).

\*\* O consumo é dividido em várias categorias: produtos da agricultura, da pecuária, da pesca, de madeira, construções e demais produtos (medidos pelo consumo de energia).

\*\*\* A pegada ecológica, nesse caso, leva em conta a energia utilizada durante todas as fases do ciclo de vida do produto, incluindo produção, transporte, uso e disposição final.

† Para uma introdução às questões metodológicas que envolvem o cálculo da Pegada Ecológica ver Kitzes et al. 2008, para uma aplicação da PE no Brasil ver Cervi (2008).

**Tabela 5.5** Acréscimos e deduções feitas ao Consumo Familiar ajustado pela distribuição de renda para se chegar ao Índice de Progresso Genuíno

Acréscimos (+)
Valor do trabalho doméstico e familiar não remunerado
Educação universitária
Trabalho voluntário
Serviços prestados por bens de consumo duráveis
Serviços prestados por estradas e ruas
Investimento líquido (*)
Valor dos empréstimos líquidos do país (*)
Deduções (-)
Valor do custo do crime
Valor da perda de tempo de lazer
Valor do custo do desemprego e subemprego
Valor das compras de bens de consumo duráveis
Valor dos deslocamentos pendulares entre casa e trabalho
Valor dos gastos das famílias com a finalidade de diminuir a poluição
Valor do custo dos acidentes automobilísticos
Valor do custo da poluição da água, do ar e sonora
Valor das perdas de zonas úmidas
Valor das perdas de terras produtivas
Valor das perdas de cobertura florestal primária e dos danos causados pela construção das vias de acesso à floresta
Valor do custo da depleção de recursos energéticos não renováveis
Valor dos danos causados pelas emissões de CO <sub>2</sub>
Valor do custo da depleção da camada de ozônio

Fonte: ONG *Redefining Progress*.<sup>26</sup>

(\*) Dependendo do resultado líquido (saldo), essas variáveis podem assumir valores negativos.

é muito mais rico em termos de informações, porém esse caminho leva inevitavelmente a duas questões: Que indicadores selecionar? Como não ficar perdido (“afogado em números”) com essa quantidade de informações? Para isso existem os marcos ordenadores/estruturas\* (*frameworks*) que organizam esses indicadores e que procuram destacar como esses se integram e/ou se interrelacionam. Essas estruturas também orientam a coleta de informações, ajudam na interpretação e na comunicação. Um marco ordenador pode ser entendido como uma proposta de se organizar um conjunto de indicadores em categorias, ou pode estar relacionado a uma concepção teórica, específica ao tema estudado, facilitando desse modo a interpretação dos resultados apresentados.<sup>27</sup>

\* Quiroga (2005) faz distinção entre marcos ordenadores e marcos referenciais. Como nem sempre é claro a diferença entre ambos, optamos por utilizar a apenas a denominação marco ordenador.

Essas estruturas organizam sempre com um determinado propósito, portanto, induzindo uma determinada leitura. Isso ajuda muito o pesquisador, mas também envia o olhar e, por isso mesmo, é importante conhecer diferentes marcos ordenadores. Nesse sentido, pode-se fazer analogia com um filme. As mesmas cenas filmadas dadas a editores de imagens (montadores) diferentes podem gerar dois filmes diferentes, às vezes, muito diferentes. Por exemplo, digamos que o filme seja sobre uma eleição para prefeito em que o candidato CHF perde a eleição. Se a cena do candidato CHF sentando na cadeira de prefeito aparece antes da votação significa uma coisa (certeza da vitória), se essa cena aparece depois da eleição a interpretação é outra (um sonho, um delírio).

Veremos agora como surgiram na esfera pública os indicadores ambientais/de desenvolvimento sustentável e como, nesse movimento, apareceram também os marcos ordenadores. As Contas Econômico-ecológicas (contabilidade ambiental) são também um marco ordenador, mas não será visto aqui pois, como já foi dito, é tema de outro capítulo. Existem basicamente quatro tipos de marcos ordenadores sobre meio ambiente e desenvolvimento sustentável:<sup>28</sup> marco ordenador simples de componentes ambientais (ex.: indicadores de recursos hídricos, do solo, do ar etc.) organizados segundo o modelo Pressão — Estado — Resposta (PER), marco ordenador de desenvolvimento sustentável (ex.: modelo temático), marco ordenador do capital natural (ex.: contabilidade ambiental) e marco ordenador sistêmico da relação natureza-sociedade (ex.: modelo do grupo Balaton).\*

Os indicadores ambientais começaram a ser desenvolvidos por vários países europeus, pelo Canadá e pela Nova Zelândia nos anos 1980, fruto da preocupação ambiental crescente por parte desses países. O grande marco, no entanto, foi a assinatura pelos representantes de 179 países, da Agenda 21, um dos principais documentos da segunda conferência da ONU sobre meio ambiente — Conferência sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento — realizada no Rio de Janeiro em 1992, também conhecida como ECO-92. Nesse documento, no capítulo 40, afirma-se a necessidade de se desenvolver indicadores de desenvolvimento sustentável por parte dos países signatários. Como consequência da ECO-92 foi criada, na ONU, a Comissão de Desenvolvimento Sustentável, que tem entre suas atribuições desenvolver os Indicadores de Desenvolvimento Sustentável. Inicialmente, no chamado “livro azul” (UN 1996) foram definidos 134 indicadores apresentados no marco ordenador/modelo Pressão — Estado — Resposta (PER). Posteriormente,<sup>29</sup> o número de indicadores foi reduzido para 59 e passou-se a utilizar o marco ordenador/modelo temático.

O Modelo PER<sup>30</sup> é o marco ordenador\*\* mais utilizado para apresentação de estatísticas e indicadores das áreas ambiental e de desenvolvimento sustentável. Esse modelo foi formulado pelo *Statistics Canada*<sup>31</sup> e posteriormente adotado pela OECD,\*\* que regularmente publica seus indicadores nesse formato.<sup>32</sup> Está fundamentado em um marco conceitual que aborda os problemas ambientais segundo uma relação de causalidade. Os indicadores ambientais desenvolvidos pelo modelo PER buscam responder a três questões básicas: O que está acontecendo com o ambiente? (Estado) Por que isso ocorre? (Pressão) O que a sociedade está fazendo a respeito? (Resposta).

\* Esse modelo, apesar de bem interessante, não é muito difundido, e por esse motivo não será abordado aqui. Para mais informações, ver Bossel (1999).

\*\* A denominação “modelo PER” é a mais utilizada na literatura e, portanto, é a utilizada nesse trabalho. Entretanto, o mais preciso seria “marco ordenador PER” ou “estrutura/esquema PER”.

\*\*\* A *Organization for Economic Co-operation and Development* (OECD) é uma organização internacional de grande prestígio, composta basicamente por países desenvolvidos cujo principal objetivo é a realização de estudos sobre políticas públicas, sobretudo de seus países-membros.

Para se entender o modelo PER basta se colocar na posição de um médico que examina uma pessoa doente e acompanhar seus procedimentos. A primeira iniciativa do médico é tirar a temperatura do paciente, para saber seu *estado*. Com base nessa e em outras informações, o médico faz um diagnóstico acerca do que levou a pessoa ao atual estado (*pressão*). Em função disso, prescreve uma terapia (*resposta*). Note que o ponto de partida é o estado.

O modelo PER é o mais utilizado na América Latina e tem como referência a Divisão de Estatísticas das Nações Unidas. Nesse marco “o meio ambiente está constituído por uma série de componentes que podem ser organizados e distinguidos segundo critérios distintos”.<sup>33\*</sup>

Segundo o modelo PER, as estatísticas e indicadores relativos a cada tema são divididos em três categorias:<sup>34</sup>

**PRESSÃO:** Esses indicadores apresentam as pressões que as atividades humanas exercem sobre o meio ambiente. Ex.: Emissões de poluentes provenientes de fábricas e de veículos automotores.

**ESTADO:** São os indicadores que expressam as condições do meio ambiente, que resultam das pressões tanto em termos quantitativos quanto qualitativos. O objetivo final da política é melhorar esses indicadores. Ex.: Índices de qualidade do ar.

**RESPOSTA:** Os indicadores de resposta mostram as ações da sociedade que atenuam ou previnem impactos ambientais negativos, corrigem danos causados ao meio ambiente, preservam os recursos naturais ou contribuem para melhoria da qualidade de vida da população. São as medidas tomadas para diminuir ou anular as pressões ambientais para com isso melhorar o estado do meio ambiente. Ex.: Fiscalização e controle de emissões de poluentes provenientes de fábricas e veículos automotores, que pode ser mensurado na forma de número de multas, vistorias, autuações, licenças emitidas, alteração na legislação ambiental, reformulação dos órgãos fiscalizadores etc.

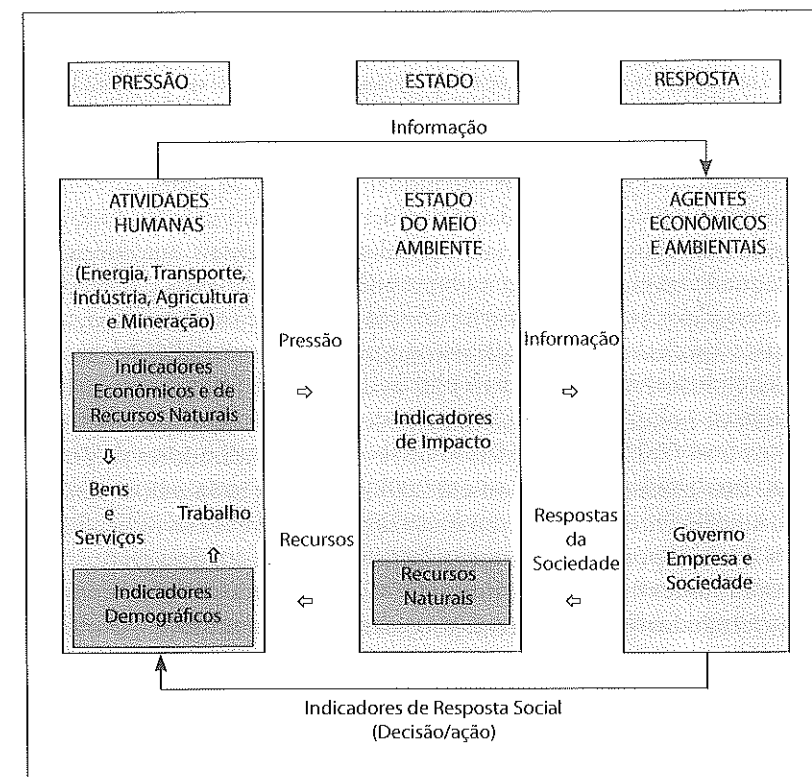
Existem três variantes dos modelos PER que são: FER, PEIR e FPIER. A FER substitui a pressão pela força motriz (F). Força motriz representa o que está por trás das pressões; são as atividades humanas que provocam impacto sobre o meio ambiente. Ex.: A atividade industrial produz a emissão de poluentes. Podem também expressar processos mais amplos como crescimento demográfico e urbanização.

O modelo PEIR inclui o impacto (I) no PER e é utilizado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente — PNUMA (ex: relatório GeoBrasil). O modelo FPIER nada mais é do que a inclusão da força motriz (F) e do impacto (I) no PER. Impacto são os indicadores que medem as consequências da degradação ambiental sobre o homem e em seu entorno. Ex.: Incidência de doenças respiratórias associadas à poluição do ar.

A grande vantagem do modelo PER e suas variantes é apresentar uma visão conjunta dos vários componentes de um problema ambiental, o que facilita o diagnóstico do pro-

blema e a elaboração da respectiva política pública, pois vai além da mera constatação da degradação ambiental, revelando seu impacto, suas causas, o que está por trás dessas causas e as ações que estão sendo tomadas para melhorar esse quadro. A moldura apresentada na Figura 5.2 apresenta os três principais componentes do modelo.

Críticas de duas naturezas são feitas ao modelo PER. Uma é conceitual e a outra é relativa ao seu uso na política pública. No primeiro grupo estão as colocações de Quiroga (2001), Gallopin (1997) e Bossel (1999) de que o modelo induz a leitura da existência de uma relação de causalidade linear, simplificando excessivamente uma situação complexa que envolve causalidades múltiplas e interação de fenômenos sociais, econômicos e ambientais, negligenciando a natureza sistêmica e a dinâmica do sistema com seus *feedbacks*. A adoção do modelo PER acabaria, portanto, estimulando a adoção de políticas corretivas, de curto prazo. Esse modelo também não estabelece metas de sustentabilidade a serem alcançadas e, como foi concebido originalmente para tratar de indicadores ambientais, nem sempre seria adaptável para indicadores de desenvolvimento sustentável (IDS) onde a complexidade é maior. No IDS, dependendo do tema estudado, um indicador pode ser ao mesmo tempo de pressão, estado ou resposta. Por exemplo, o desemprego é uma pressão quando o tema é pobreza, mas é estado se o tema é emprego.



Fonte: Modificado de OCDE, 1993.

Figura 5.2 Moldura Conceitual para Indicadores Ambientais (Modelo Pressão-Estado-Resposta).

\* Não cabe aqui aprofundar essa discussão conceitual, mas cabe assinalar que o Modelo PER tem como ponto de partida um marco referencial de componentes ambientais, mas não se restringe a ele pois incorpora dimensões, por exemplo, econômicas, sociais e institucionais. Nesse sentido pode ser considerado também como inserido no marco referencial de desenvolvimento sustentável.

Mas a crítica que acabou tendo mais peso foi a da própria Comissão de Desenvolvimento Sustentável (CDS) da ONU que abandonou o modelo PER em 1999 com o argumento de que o mesmo não enfatizava os temas centrais das políticas públicas.<sup>35</sup> A opção da ONU foi adotada, em grande medida, por motivos de ordem prática. Os órgãos públicos dos diferentes países não se organizam em torno de “pressão”, “estado” ou “resposta” e sim em função de áreas ou temas como educação, trabalho, meio ambiente etc.

A CDS passou então a adotar o enfoque temático em que as quatro grandes dimensões do desenvolvimento sustentável (econômica, social, ambiental e institucional) são divididas em temas, subtemas e esses últimos em indicadores. Essa abordagem é a utilizada no Brasil pelo IBGE na apresentação dos Indicadores de Desenvolvimento Sustentável.<sup>36\*</sup> Portanto, garantido-se a sustentabilidade econômica, social, ambiental e institucional automaticamente estaria garantido o desenvolvimento sustentável.

Essa abordagem, que remete ao relatório Brundtland,<sup>37</sup> é uma extensão do enfoque dos “três pilares” — econômico, social e ambiental — que seriam a base do desenvolvimento sustentável. Essa abordagem é muito utilizada em trabalhos sobre responsabilidade socioambiental das empresas (ver a respeito, VINHA, neste volume). O desenvolvimento sustentável seria a interseção das dimensões econômica, social e ambiental. Um problema desse enfoque é que fica implícito que haveria áreas fora da área de interseção. Portanto, existiria, por exemplo, uma área da dimensão econômica que seria independente da social e da ambiental. Nada mais distante da economia ecológica...

O modelo PER, no entanto, continua sendo adotado pela OECD e entendemos que, apesar das críticas feitas ao mesmo, ele tem mais qualidades do que restrições. Causalidade linear é um bom ponto de partida para se analisar um problema ambiental. Metas de sustentabilidade podem ser incorporadas ao modelo sem nenhum problema. Não concordamos que o modelo necessariamente induza a adoção de ações corretivas. Ações de caráter preventivo podem ser incluídas. Consideramos que o modelo PER é adequado e abrangente para uma abordagem inicial de problemas ambientais. Sua adoção não impede que em um segundo momento sejam incorporadas outras variáveis e se trabalhe com um modelo mais complexo. Não há dúvida de que para um pesquisador o modelo PER é muito mais útil que o modelo temático, que não sugere nenhuma relação de causalidade entre os indicadores. Consideramos o modelo PER mais adequado do que o temático inclusive para formulação de políticas públicas, exatamente por explicitar causalidades.

Em 2005, a ONU iniciou um processo de revisão dos indicadores de desenvolvimento sustentável. Esse processo culminou em 2007 com uma nova edição dos *Guidelines*.<sup>38</sup> Manteve-se o modelo temático, mas com outra divisão de temas e os indicadores, seguindo uma prática já adotada por países europeus, foram divididos em dois grupos: um conjunto maior de 96 indicadores e um subconjunto de 50, considerados os mais importantes (*core set*). Os temas escolhidos foram: pobreza; governança; saúde; educação; demografia; desastres naturais; ar; terra; oceanos, rios e costas; água doce; biodiversidade; desenvolvimento econômico; parcerias econômicas globais e padrões de produção e consumo.

Alguns exemplos de indicadores, segundo suas respectivas dimensões. Social: taxa de crescimento da população, índice Gini de distribuição da renda, expectativa de vida ao

nascer, taxa de alfabetização e coeficiente de mortalidade por homicídios. Ambiental: consumo industrial de substâncias destruidoras da camada de ozônio, queimadas, espécies ameaçadas de extinção e destinação final do lixo. Econômica: PIB *per capita*, participação de fontes renováveis na oferta de energia e reciclagem; Institucional: ratificação de acordos internacionais e gasto público com proteção ao meio ambiente.

Essa divisão temática é uma das inúmeras possíveis.\* Segundo um levantamento feito pela ONU<sup>39</sup> os três temas mais frequentes entre os países que produzem indicadores de desenvolvimento sustentável (principalmente da OECD) são: gestão dos recursos naturais, energia e mudanças climáticas e produção e consumo sustentáveis. A escolha dos temas está muito associada às necessidades de cada país e, mais especificamente, à sua política de desenvolvimento sustentável. Portanto, os temas e indicadores tendem a estar fortemente associados à política pública e não a algum referencial teórico/conceitual. Uma das desvantagens desse enfoque é que, mudando a política pública, mudam os indicadores, o que já ocorreu, por exemplo, três vezes na Inglaterra. No Brasil, paradoxalmente, os indicadores surgiram de forma independente de uma política pública sobre desenvolvimento sustentável. Nesse caso, até certo ponto, a oferta de estatísticas foi à frente da demanda.

Um novo marco ordenador que está muito em evidência atualmente é o modelo do capital, que é adotado por alguns países para apresentação dos indicadores de desenvolvimento sustentável, com destaque para o Canadá.<sup>40</sup> Esse enfoque adota a seguinte definição de desenvolvimento sustentável:

*Desenvolvimento sustentável é aquele que assegura que a riqueza nacional per capita seja não declinante por meio de reposição ou conservação das fontes dessa riqueza, que são o capital produzido, humano, social e natural.*

UN, EC, IMF, OECD, WB, 2003, p. 4  
(tradução dos autores)

Esse enfoque é o adotado pela ONU na elaboração do Sistema de Contas Econômico — Ambientais — SICEA (SEEA, em inglês),\*\* embora se restringindo basicamente ao capital natural.\*\*\* A ONU<sup>41</sup> já considera um quinto tipo de capital, o capital financeiro (ver o capítulo 6 para mais detalhes metodológicos sobre contabilidade ambiental).

Não há dúvida de que a definição de sustentabilidade adotada é bastante consistente conceitualmente, não é vaga como a definição clássica do relatório Brundtland e tem muita afinidade com a economia ecológica, ver discussão no início deste capítulo. O capital financeiro seria constituído pelas ações, obrigações e depósitos bancários, o capital produzido por máquinas, prédios, telecomunicações e outros tipos de infraestruturas. Já o capital natural prende-se aos recursos naturais, terra e ecossistemas. O capital humano refere-se à escolaridade e saúde da força de trabalho. E, por último, o capital social seria as instituições e redes sociais.<sup>42</sup>

\* Por exemplo, no Brasil, entre os gestores ambientais, é muito comum a adoção de uma classificação que utiliza cores segundo a temática ambiental: a agenda azul, se refere a recursos hídricos (oceanos, mares, rios e zonas costeiras); a verde é a relativa a florestas, a marrom se restringe aos problemas urbanos (ex.: poluição industrial, esgoto lixo etc.).

\*\* O SEEA adota o enfoque de capital na prática, mas não formalmente. Oficialmente é dito que o SEEA é “particularmente útil” para os que adotam o enfoque do capital ou “têm muito a contribuir” com respeito à mensuração do capital natural.

\*\*\* O capital produzido é incluído no SICEA na conta de ativos como recursos naturais cultivados e na conta de gestão de recursos e proteção ambiental como investimento ambiental.

\* Vale ressaltar que na edição de 2004 do IDS, embora o modelo temático continue sendo adotado, é apresentada uma tabela, no anexo, em que cada indicador é classificado segundo a tipologia do modelo PER.



O problema é “apenas” como medir o capital, assunto que na economia já gerou muita controvérsia, ver as discussões da “controvérsia de Cambridge”.<sup>43</sup> Os adeptos dessa corrente reconhecem três importantes limitações no que tange à mensuração: nem sempre é fácil identificar e, portanto, medir as formas como o capital contribui para o bem-estar e para a sustentabilidade; nem sempre essa contribuição à sustentabilidade é mensurável em termos monetários; para os estoques de capitais que são críticos não é possível utilizar unidades monetárias, pois não seria correto agregar capital crítico com não crítico, porque informações essenciais sobre sustentabilidade são perdidas com essa agregação.<sup>44</sup> Além disso, ao se agregar o capital crítico ao não crítico, implicitamente, está-se aceitando o princípio da sustentabilidade fraca. Por causa desses problemas, alguns indicadores de capital são apresentados em unidades físicas.

Os indicadores propostos são tanto de fluxo quanto de estoque e um subconjunto dos mais importantes estão no Anexo I. A maioria dos indicadores seria passível de mensuração utilizando metodologias destacadas na literatura acadêmica e órgãos produtores de estatísticas. Para alguns já existem efetivamente metodologias estabelecidas (ex.: Emissões de gases de efeito estufa), mas para outros ainda não (ex.: Total do capital humano real *per capita*). Há lacunas reconhecidas: não foram incluídos indicadores de eficiência ou distribuição, não foram incluídos indicadores de capital social, não foi incluído um indicador agregado de riqueza econômica.

Em suma o enfoque do capital é um esforço na direção correta, mas ainda há muitos problemas a superar. Sem dúvida essa abordagem vai se desenvolver na medida em que mais países passarem a produzir Contas Ambientais.\*

Marcos ordenadores não faltam.<sup>45</sup> Mas como não ficar “afogado em números” e conseguir minimamente avaliar se a sociedade está ou não na direção de maior sustentabilidade? Com um indicador síntese é fácil solucionar esse problema, mas com dezenas de indicadores, uns melhorando e outros piorando, fica difícil chegar a uma conclusão. A questão é como, de alguma forma, *sintetizar as informações*, mas sem utilizar indicadores sínteses? Existem basicamente duas alternativas, que não são excludentes.\*\* A primeira é reduzir o número de indicadores. A ONU e a OECD adotam esse procedimento e trabalham com dois conjuntos de indicadores, um maior e outro menor. Esse último, que é um subconjunto do grupo maior, reuniria os principais indicadores. O Eurostat (órgão de estatística da comunidade europeia) divide seus indicadores em quatro níveis, como em uma pirâmide. No topo fica um número pequeno de indicadores, que são os relacionados aos principais objetivos, logo abaixo vem um conjunto maior com os relativos às prioridades de desenvolvimento sustentável. Seguem-se conjuntos referentes às variáveis explanatórias e por último os indicadores de variáveis de contexto.<sup>46</sup>

A segunda alternativa é apresentá-los de forma que se possa ter uma ideia de conjunto. Há várias maneiras de fazer isso. Uma delas é apresentá-los em poucas páginas como um resumo, o principal gráfico para cada indicador. Por exemplo, em uma mesma página podem estar lado a lado todos os gráficos sobre água. Esse procedimento é adotado pelo

IDS do Brasil (IBGE) e da Suécia. Outra forma é colocar uma marcação em cada indicador. Por exemplo, se a situação está melhorando, temos um sinal verde, se está estável, sinal amarelo, se está ruim, sinal vermelho e sinal branco quando não há dados suficientes para avaliar. Esse sistema é adotado nos IDSs da Agência Ambiental Europeia, Inglaterra e Argentina, dentre outros. Um procedimento similar e visualmente muito sugestivo é apresentar os indicadores divididos em grupos segundo a tendência de sua evolução. Esse caminho é adotado pela ONG Sustainable Seattle.

Outro problema é *como relacionar indicadores*, o que é fundamental dentro de uma visão holística. Esse ponto é importante, pois temos a tendência de ver o indicador de forma isolada. A utilização de marcos ordenadores diminui esse problema, mas dois procedimentos adicionais podem ser feitos. Um é montar uma matriz com os indicadores, mostrando como esses se relacionam (ex.: IDS da Suécia e do Brasil). Outro é no IDS, ao final da análise de cada indicador, mencionar a que outros está relacionado. Esses procedimentos são adotados nos IDSs da Suécia e do Brasil.

### 5.6. À guisa de conclusão: Para onde vamos — uma curta nota

*Um bom indicador nos alerta para um problema antes que ele se torne grave e nos ajuda a descobrir o que precisa ser feito para solucioná-lo.*

SANDRINE SIMON  
(tradução dos autores)

Em termos de marcos ordenadores, muito em função da difusão das Contas Ambientais, pode-se dizer que vamos em direção ao enfoque do capital, que tende a ganhar cada vez mais peso no futuro. Em termos de indicadores, vários estão sendo desenvolvidos e outros serão desenvolvidos. Segundo o relatório da Eurostat 2007, no primeiro grupo estariam, por exemplo: geração de resíduos perigosos por setor de atividade, desempenho dos alunos com baixa capacidade de ler e escrever, qualificação em tecnologias da informação, população residente em domicílios afetados por poluição sonora e população acima do peso por faixa etária. No segundo grupo estariam dentre outros: indicador deecoinovações, consumo de produtos com selo verde, bem-estar infantil, lixo radioativo, índice de biodiversidade, proporção dos subsídios que são nocivos ao meio ambiente e contribuição dos mecanismos de desenvolvimento limpo à redução de emissões dos países em desenvolvimento.

É um desafio mensurar a sustentabilidade. Mas muitos pesquisadores já aceitaram esse desafio e por conta disso hoje temos grande oferta de estatísticas, indicadores, índices, marcos ordenadores e também as Contas Ambientais. Infelizmente, nem tudo está disponível para o Brasil. Portanto, pesquisadores e os órgãos produtores de estatística terão muito trabalho pela frente tanto na produção de novas estatísticas quanto no uso criterioso das informações já existentes, muitas das quais pouco conhecidas.

Cabe ainda registrar que recentemente, por encomenda do governo francês, foram publicadas as conclusões com as recomendações da Comissão Stiglitz-Sen-Fitoussi propondo que o desenvolvimento sustentável seja monitorado pelo uso de um conjunto de indicadores que inclua, além do PIB, qualidade de vida dos habitantes (incluindo medidas subjetivas de felicidade), influência política e governança, insegurança, insegurança econômica e condições ambientais. Essa, provavelmente, passará ser uma importante referência na elaboração de indicadores de desenvolvimento sustentável.

\* Está previsto para 2012 uma nova versão do manual das Contas Ambientais, que irá incorporar o *feedback* dos países que somente agora estão trabalhando nessa área.

\*\* Scandar Ncto (2006) faz uma abordagem interessante a esse “dilema clássico”, como diz Gallopin, de índice síntese *versus* sistema de indicadores. Apresenta suas informações em uma figura em forma de pirâmide, ficando no topo o índice síntese, situando-se abaixo os indicadores segundo seu nível de agregação. Portanto, olhando-se a pirâmide se tem uma visão do todo e não só do índice sintético.

### Quadro 5.1. Indicadores na prática — dois exemplos

*Na prática a teoria é outra. (AUTOR DESCONHECIDO)*

Um pesquisador precisa de indicadores de sustentabilidade, mas por onde ele deve começar? A primeira coisa a fazer é ler a respeito. Damos nossa contribuição, nesse sentido, mais adiante nesse capítulo onde apresentamos uma bibliografia comentada. O segundo passo é definir o objeto em termos de tema, recorte geográfico e temporal. Em seguida, o pesquisador deve procurar onde estão disponíveis os dados de que necessita.

Vamos aqui trabalhar com duas situações: indicadores de sustentabilidade no recorte municipal utilizando o modelo PER e indicadores de sustentabilidade no recorte de unidades da federação utilizando o modelo temático. Nos dois casos não há restrições de temas.

Começaremos pelo trabalho do Modelo PER no recorte municipal. O primeiro problema aqui é onde encontrar estatísticas municipais. Há grande oferta de estatísticas nacionais e para unidades da federação, mas é comparativamente pequena a disponibilidade de estatísticas municipais. Entretanto, elas existem e vamos mencionar algumas delas: PIB, Produção Agrícola Municipal, Pesquisa de Gestão Municipal (MUNIC), informações cadastrais de empresas, saneamento básico (segundo a empresa fornecedora do serviço), todas as estatísticas do IBGE, saúde (Datasus) e emprego (sistema RAIS/Caged do Ministério do Trabalho). O Censo Demográfico e a Contagem da População do IBGE têm muitas informações para o âmbito municipal; as principais estão no portal cidades@ do IBGE (<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>). Além disso, há muitos registros administrativos locais que, dependendo da sua qualidade, podem ser utilizados como estatísticas, como, por exemplo, muitas aplicadas pela prefeitura.

No caso, utilizaremos as informações do Suplemento de Meio Ambiente da Pesquisa de Informações Básicas Municipais (MUNIC) de 2002 do IBGE — disponível em [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/perfilmunic/meio\\_ambiente\\_2002/default.shtm](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/perfilmunic/meio_ambiente_2002/default.shtm). A MUNIC é uma pesquisa anual que levanta informações junto às prefeituras quanto a sua estruturação, políticas e também dados sobre o município (ex.: número de cinemas, de clubes). O Suplemento de Meio Ambiente levantou informações sobre como as prefeituras se estruturavam na área de meio ambiente (ex.: se existe secretaria de meio ambiente), legislação ambiental municipal, origem dos recursos para a área ambiental. Mas o que é extremamente útil para o modelo PER é o levantamento feito dos problemas ambientais do município, suas causas e das ações da prefeitura. Por exemplo, com os dados da pesquisa pode-se verificar, dentre os municípios que registraram poluição do ar, (Estado) aqueles cuja causa apontada foi queimadas (Pressão), quais adotam políticas de combate a queimadas (Resposta). No recorte Brasil, dos municípios que assinalaram poluição do ar provocada por queimadas, apenas 33,1% adotam políticas de combate a queimadas (Carvalho *et al.*, 2008). No caso de contaminação do solo causado por fertilizantes e agrotóxicos apenas 6,1% das prefeituras que têm esse problema fazem alguma coisa a respeito. Se o pesquisador desejar informações específicas da pesquisa para um número restrito de municípios é mais fácil consultar direto a base de dados disponível em [http://www.ibge.gov.br/munic\\_meio\\_ambiente\\_2002/index.htm](http://www.ibge.gov.br/munic_meio_ambiente_2002/index.htm). Nesse caso, a consulta será de um município por vez.

No caso do uso do modelo temático com dados por unidade da federação, o trabalho fica muito facilitado, pois pode-se facilmente fazer tabulações das informações dos Indicadores de Desenvolvimento Sustentável (IDS) do IBGE via *site* dessa instituição, no SIDRA. Vejamos os principais passos: Vá para o local do IDS no SIDRA <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/pesquisas/ids/default.asp?o=10&i=P>. Digamos que o tema seja terra e o subtema desflorestamento da Amazônia Legal. Basta clicar nesse tema que chegamos a <http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?z=p&o=10&i=P&c=896>. Quatro opções serão apresentadas no topo da página: montar quadro (opção *default*), obter *ranking*, gerar gráfico e gerar cartograma. As demais etapas são autoexplicativas, ou seja: você chega onde quer chegar, sem errar muito. Atenção para um detalhe, os quadros e séries são salvos no formato CSV (opção *default*) não existindo a opção XLS. Portanto, se você deseja trabalhar em Excel, terá que abrir esse arquivo pelo Excel e depois salvá-lo como Excel.

### 5.7. Guia de leitura

Para uma *introdução* ao tema indicadores temos dois bons livros em português — Jannuzzi (2001) e Bellen (2005) — sendo o primeiro sobre indicadores sociais e o segundo sobre indicadores de sustentabilidade. A primeira, e mais importante, parte do livro de Jannuzzi pode ser encontrada também em Jannuzzi (2005). Quem desejar uma introdução sucinta ao tema deve ler o artigo Siche *et al.* (2007) ou de Stevens (2005), que abrange também o tema dos marcos ordenadores. Em português uma boa referência de utilização do Modelo PER é o Manual do GEO Cidades — PNUMA 2004. Em espanhol temos os trabalhos de Rayen Quiroga (2001 e 2005) para a Cepal. Os dois últimos trabalhos citados de Quiroga fazem um balanço da produção de estatísticas ambientais e indicadores de desenvolvimento sustentável na América Latina, mas na primeira parte é feita uma boa introdução a esses temas. Sobre sustentabilidade e desenvolvimento sustentável a literatura é quase infinita. Recomenda-se Nobre e Amazonas (2002), Mueller (2007) e Veiga (2005).

Em termos da *experiência de diferentes países e organizações* na produção de indicadores de sustentabilidade, o passo inicial é conhecer o caso brasileiro, através do último IDS (IBGE, 2008). O segundo passo é conhecer a experiência da ONU, da OECD e do ILAC.\* No caso da ONU há muito material, com destaque para as metodologias, no *site* da Divisão de Desenvolvimento Sustentável [http://www.un.org/esa/dsd/dsd\\_aofw\\_ind/ind\\_index.shtml](http://www.un.org/esa/dsd/dsd_aofw_ind/ind_index.shtml). Há também informações interessantes na divisão de estatísticas em <http://unstats.un.org/unsd/environment/default.htm>. O *site* da OECD é muito rico em informações sobre desenvolvimento sustentável; ver a respeito [http://www.oecd.org/topic/0,2686,en\\_2649\\_37425\\_1\\_1\\_1\\_1\\_37425,00.html](http://www.oecd.org/topic/0,2686,en_2649_37425_1_1_1_1_37425,00.html). Para os que não dominam a língua inglesa, uma boa notícia. Está disponível em português a edição de 1998 dos indicadores ambientais da OECD (OECD, 2002), que é uma boa introdução ao modelo PER. Ver <http://browse.oecdbookshop.org/oecd/pdfs/browseit/979803UE.PDF>. A publicação do ILAC MMA (2008) está disponível em <http://unesdoc.unesco.org/images/0015/001595/159541POR.pdf>. Uma publicação recente sobre o assunto é o “Compêndio de Indicadores de Sustentabilidade de Nações” organizado por Anne Louette, disponível em [www.compendiosustentabilidade.com.br](http://www.compendiosustentabilidade.com.br).

Outra referência importante é o International Institute for Sustainable Development (IISD) <http://www.iisd.org/> que tem um *portal* sobre desenvolvimento sustentável, com muita informação, por exemplo, sobre *indicadores locais* (comunitários) de desenvolvimento sustentável. Sobre esse último tema, que infelizmente não teremos como abordar aqui, duas referências importantes são as ONGs Sustainable Seattle, <http://www.sustainableseattle.org>, e Redefining Progress, [www.redefiningprogress.org](http://www.redefiningprogress.org).

Sobre o IDH, o indicador sintético mais conhecido, há muito material na internet por exemplo, em publicações do *site* da Cepal [www.eclac.org](http://www.eclac.org) e principalmente no *site* da UNDP — Brasil, onde se pode baixar o programa Atlas de Desenvolvimento Humano Municipal com dados do IDH por município brasileiro — [www.pnud.org.br/idh](http://www.pnud.org.br/idh)

Os interessados em *discussões conceituais* no campo da economia ecológica têm uma boa e didática introdução nos verbetes sobre indicadores ambientais de Jokobsen *et al.* e indicadores de desenvolvimento sustentável de Bartelmus na Encyclopedia of Earth, <http://www.eoearth.org/by/topic>, e sobre indicadores de sustentabilidade de Simon na Internet

\* A Iniciativa Latino-Americana e Caribenha para o Desenvolvimento Sustentável (ILAC) da UNESCO, PNUMA e MMA reúne, em sua publicação, 42 indicadores, 12 dos quais também fazem parte do conjunto de indicadores das Metas do Milênio.



Encyclopedia of Ecological Economics, [http://www.ecoeco.org/education\\_encyclopedia.php](http://www.ecoeco.org/education_encyclopedia.php). Esses temas podem ser aprofundados no livro *Sustainable Development Indicators in Ecological Economics (Current Issues in Ecological Economics Series)* — Philip Lawn (editor) e Edward Elgar Publishing (2006). Há vários artigos sobre indicadores na revista *Ecological Economics*, muitos estão citados na bibliografia deste artigo. Para os interessados em discussões conceituais, mas sem vinculação específica com a economia ecológica, uma boa introdução é Moldan e Belharz (1997). O livro precisa ser atualizado, mas ainda é bem abrangente e, o melhor de tudo, pode ser acessado pela internet em <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope58/contents.html>.

### Referências bibliográficas

- Bellen, H. *Indicadores de Sustentabilidade — uma análise comparativa*. Editora FGV, 2005.
- Bergh, J. *Abolishing GDP*. Tinbergen Institute Discussion Paper TI 2007 — 019/3. Disponível em <http://www.tinbergen.nl/discussionpapers/07019.pdf>, acesso em 25 de maio de 2009.
- Berkes, F.; Folke, C. Investing in cultural capital for sustainable use of natural capital. In: Janson *et al.* (org.). *Investing in Natural Capital*. Island Press, 1994.
- Böhringer, C.; Jochem, P. Measuring the immeasurable — a survey of sustainability indices. *Ecological Economics* 63, 2007.
- Bosel, H. Indicators for Sustainable Development: Theory, Method, Applications — A Report to the Balaton Group — International Institute for Sustainable Development (IISD). Disponível em <http://www.ulb.ac.be/ceese/STAFF/Tom/bosel.pdf>, acesso em 30 de março de 2009.
- Brand, F. Critical natural capital revisited: ecological resilience and sustainable development. *Ecological Economics*, 68, 2009.
- Carvalho, P.; Barcellos, F.; Green, A.; Oliveira, S. (2008) Indicadores para a avaliação da gestão ambiental municipal com base no modelo Pressão — Estado — Resposta. Disponível em [http://www.abep.nepo.unicamp.br/encontro2008/docspdf/ABEP2008\\_1403.pdf](http://www.abep.nepo.unicamp.br/encontro2008/docspdf/ABEP2008_1403.pdf), acesso em 20 de março de 2009.
- Cervi, J. L. *Pegada ecológica do município do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro: Encc, 2008.
- Chamber, N. *et al.* *Sharing Nature's Interest — Ecological Footprint as an Indicator of Sustainability*. London: Earthscan, 2007.
- CMNAD (Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento). *Nosso futuro comum*. Ed. Fundação Getúlio Vargas, 1988.
- Cohen, A.; Harcourt, G. Whatever Happened to the Cambridge Capital Theory Controversies? *Journal of Economic Perspectives*, v. 17, n. 1, inverno 2003. Disponível para assinantes em <http://www.jstor.org/stable/pdfplus/3216846.pdf>, acesso em 23 de março de 2008.
- Costanza, R.; Cumberland, J.; Daly, H., e Goodland, R. (1997) *An Introduction to Ecological Economics*. St. Lucie Press e ISEE. Disponível em [http://www.eoearth.org/article/An\\_Introduction\\_to\\_Ecological\\_Economics\\_%28book%29](http://www.eoearth.org/article/An_Introduction_to_Ecological_Economics_%28book%29), acesso em 18 de março de 2009.
- Daly, H.; Cobb, J. *For The Common Good*. 2. ed. revista e ampliada. Beacon Press, 1994.
- Ekins, P. A Four-Capital Model of Wealth Creation in Ekins. In: P. Max-Neef, M. (org.). *Real-life Economics: Understanding Wealth Creation*. Routledge, 1992.
- Ekins, P. *et al.* A Framework for the Practical Application of the Concepts of Critical Natural Capital and Strong Sustainability. *Ecological Economics*, 44, 2002.
- England, R. Measurement of the Natural Capital Stock: Conceptual Foundations and Preliminary Empirics in Lawn. In: P. (org.). *Sustainable Development Indicators in Ecological Economics*. Edward Elgar, 2006.
- Eurostat. *Measuring Progress Towards a more Sustainable Europe — 2007 Monitoring Report of the EU Sustainable Development Strategy*. Disponível em [http://www.insee.fr/fr/publications-ct-services/dossiers\\_web/dev\\_durable/eurostat\\_report2007.pdf](http://www.insee.fr/fr/publications-ct-services/dossiers_web/dev_durable/eurostat_report2007.pdf), acesso em 30 de março de 2009.
- Feijó, C.; Valente, E.; Lima, P.; Araújo, M.; Carvalho, P. *Para entender a conjuntura econômica*. Editora Manole, 2008.
- Fiala, N. Measuring Sustainability: Why the Ecological Footprint is Bad Economics and Bad Environmental Science. *Ecological Economics*, 67, 2008.
- Friend, A.; Rapport, D. *Towards a Comprehensive Framework for Environmental Statistics: A Stress-Response Approach*. Statistics Canada, 1979.
- Gallopín, G. Indicators and Their Use: Information for Decision-Making. In: Moldan, B. e Billharz, S. (org.). *Sustainable Indicators — Report on the Project on Indicators of Sustainable Development SCOPE 58*. Wiley, Chichester. Disponível em <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope58/ch01-introd.html>, acesso em 28 de março de 2009.
- Guimarães, J.; Jannuzzi, P. Indicadores sintéticos no processo de formulação e avaliação de políticas públicas: Limites e legitimidades. *Anais do XIV encontro nacional de estudos populacionais — ABEP*. Disponível também no endereço [http://www.abep.nepo.unicamp.br/site\\_eventos\\_abep/PDF/ABEP2004\\_296.pdf](http://www.abep.nepo.unicamp.br/site_eventos_abep/PDF/ABEP2004_296.pdf)
- Hardi, P.; Zdan, T. *Assessing Sustainable Development: Principles in Practice*. IISD <http://www.iisd.org/pdf/bellagio.pdf>, acesso em 11 de março de 2009.
- IBGE. *Indicadores de desenvolvimento sustentável Brasil 2002. Estudos e pesquisas em geociências*. N. 2, 191 p. Disponível em <ftp://geofip.ibge.gov.br/documentos/recursosnaturais/ids/ids2002.pdf>, acesso em 20 de março de 2009. Rio de Janeiro: IBGE, 1997.
- IBGE. *Perfil dos municípios brasileiros — Meio ambiente 2002. Pesquisa de Informações Básicas Municipais*. Disponível em [http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/perfilmunic/meio\\_ambiente\\_2002/meio\\_ambiente2002.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/perfilmunic/meio_ambiente_2002/meio_ambiente2002.pdf), acesso em 26 de março de 2009.
- IBGE. *Indicadores de desenvolvimento sustentável*. Disponível em <ftp://geofip.ibge.gov.br/documentos/recursosnaturais/ids/ids2008.pdf>, acesso em 20 de março de 2009.
- Jannuzzi, P. *Indicadores sociais no Brasil — Conceitos, fontes de dados e aplicações*. Alínea editora, 2001.
- \_\_\_\_\_. Indicadores para diagnóstico, monitoramento e avaliação de programas sociais no Brasil. *Revista do Serviço Público*, 56, (2) abril / junho 2005.
- Khanna, N. (2000) Measuring Environmental Quality: an Index of Pollution. *Ecological Economics*, v. 35, n. 2, nov. 2002.
- Kitzes, J. *et al.* A Research Agenda for Improving National Ecological Footprints Accounts. *Ecological Economics*. No prelo.
- Mancero, X. (2001) La Medición del Desarrollo Humano: Elementos de um Debate. *Serie Estudios Estadísticos y Prospectivos 11 Cepal-Elac*. Disponível em <http://www.eclac.cl/deype/mecovi/docs/IALLER5/26.pdf>, acesso em 31 de março de 2009.
- Quiroga, R. M. (2001) Indicadores de Sostenibilidad Ambiental y de Desarrollo Sostenible: Estado del Arte y Perspectivas. *Serie Manuales*, N. 16, Santiago de Chile, Cepal 116 p. Disponível em [http://www.eclac.cl/publicaciones/xml/8/9708/lcl1607c\\_ind.pdf](http://www.eclac.cl/publicaciones/xml/8/9708/lcl1607c_ind.pdf), acesso em 7 de abril de 2008.
- \_\_\_\_\_. Estadísticas del Medio Ambiente en América Latina y el Caribe Avances y Perspectivas. *Serie Manuales*. Agosto 2005, Santiago de Chile, CEPAL 139 p. Disponível em <http://www.eclac.cl/publicaciones/xml/3/22873/lcl2348c.pdf>, acesso em 7 de abril de 2008.
- McQueen, D.; Noak, H. Health promotion indicators: current status, issues and problems. *Health Promotion*, n. 3, 1988.
- Ministério do Meio Ambiente. *Iniciativa latino-americana e caribenha para o desenvolvimento sustentável — Indicadores de acompanhamento*. Disponível em <http://unesdoc.unesco.org/images/0015/001595/159541POR.pdf>, acesso em 9 de abril de 2009.
- Moldan, B.; Billharz, S. (org.) *Sustainable Indicators — Report on the Project on Indicators of Sustainable Development SCOPE 58*. Wiley, Chichester. Disponível em <http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/scope58/contents.html>, acesso em 28 de março de 2009.
- Mueller, C. *Os economistas e as relações entre sistema econômico e o meio ambiente*. Editora UnB, 2007.
- Nardo, M. *et al.* *Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodological and User Guide*. OECD Statistical Working. Paper disponível em [http://www.oilis.oecd.org/oilis/2005doc.nsf/LinkTo/NT00002E4E/\\$FILE/JT00188147.PDF](http://www.oilis.oecd.org/oilis/2005doc.nsf/LinkTo/NT00002E4E/$FILE/JT00188147.PDF), acesso em 10 de março de 2009.
- Nobre, M. e Amazonas, M. *Desenvolvimento sustentável: A institucionalização de um conceito*. Edições IBAMA, 2002.
- NRTEE. Environment and Sustainable Indicators for Canada. *National Round Table on the Environment and the Economy*. Disponível em <http://www.nrtee-trnee.com/eng/publications/sustainable-development-indicators/sustainable-development-indicators.pdf>, acesso em 25 de março de 2008.
- OECD. Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews — a Synthesis Report by the Group on the State of the Environment. *Environmental Monographs*, n. 83. Paris: OECD, 1993.
- OECD. Rumo ao Desenvolvimento Sustentável. *Indicadores Ambientais Série Cadernos de Referência Ambiental — NEAMA-CRA*. Disponível em <http://browse.oecdbookshop.org/oecd/pdfs/browseit/979803UE.PDF>, acesso em 26 de março de 2009.
- OECD. *OECD Environmental Indicators — Development, Measurement and Use. Reference Paper*. Disponível em <http://www.oecd.org/dataoecd/7/47/24993546.pdf> acesso em 11 de março de 2009.
- PNUMA. *Metodologia para Elaboração dos Relatórios GEO Cidades — Manual de aplicação*. Versão 2. Trabalho coordenado por Nadalutti, A., La Rovere, E., Crespo, S. PNMA/Consócio Parceria, 21, 2004.





- Pearce, D.; Atkinson, G. Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development: an Indicator of "Weak Sustainability". *Ecological Economics*, 8, 1993.
- Ryten, J. *The Human Development Index and Beyond: Which are the Prerequisites for a Consistent Design of Development Indicators - Should there be a Human Development Index?* Paper presented at the IAOS 2000 Conference on Statistics, Development and Human Rights. Montreux, 4-6 September. Disponível em [http://www.portal-stat.admin.ch/iaos2000/ryten\\_final\\_paper.doc](http://www.portal-stat.admin.ch/iaos2000/ryten_final_paper.doc), acesso em 10 de março de 2009.
- Scandar Neto, W. (2006) *Síntese que organiza o olhar: uma proposta para construção e representação de indicadores de desenvolvimento sustentável e sua aplicação para os municípios fluminenses*. Dissertação de mestrado defendida na Ence. Disponível em [http://www.ence.ibge.gov.br/pos\\_graduacao/mestrado/dissertacoes/pdf/2006/wadif\\_jo%C3%A3o\\_scandar\\_neto\\_TC.pdf](http://www.ence.ibge.gov.br/pos_graduacao/mestrado/dissertacoes/pdf/2006/wadif_jo%C3%A3o_scandar_neto_TC.pdf), acesso em 18 de março de 2008.
- Scandar Neto, W.; Jannuzzi, P.; Silva, P. Sistemas de Indicadores ou Indicadores Sintéticos: do que precisam os gestores de programas sociais? *Anais do XVI Encontro Nacional de Estudos Populacionais* — ABEP. Disponível também no endereço [http://www.abep.nepo.unicamp.br/encontro2008/docsPDF/ABEP2008\\_1511.pdf](http://www.abep.nepo.unicamp.br/encontro2008/docsPDF/ABEP2008_1511.pdf)
- Siche, R.; Agostinho, F.; Ortega, E.; Romeiro, A. Índices versus indicadores: Precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. *Ambiente e sociedade*, v. 10, n. 2, jul.-dez. de 2007. Disponível em <http://www.scielo.br/pdf/asoc/v10n2/a09v10n2.pdf>, acesso em 10 de dezembro de 2007.
- Simon, S. Sustainability Indicators. *Internet Encyclopaedia of Ecological Economics* — International Society for Ecological Economics. Disponível em <http://www.ecoeco.org/pdf/sustindicator.pdf>, acesso em 2 de abril de 2009.
- Stevens, C. Measuring Sustainable Development. *Statistics Brief*, n. 10. OECD. Disponível em <http://www.oecd.org/dataoecd/60/41/35407580.pdf>, acesso em 6 de abril de 2009.
- Talberth, J.; Cobb, C.; Slattery, N. *The Genuine Progress Indicator 2006 - A Tool for Sustainable Development Refining Progress*. Disponível em <http://www.rprogress.org/publications/2007/GPI%202006.pdf>, acesso em 16 de março de 2008.
- Solow, R. *Intergenerational Equity and Exhaustible Resources*. Disponível em [http://stephenschneider.stanford.edu/Publications/PDF\\_Papers/Solow1974a.pdf](http://stephenschneider.stanford.edu/Publications/PDF_Papers/Solow1974a.pdf), acesso em 25 de fevereiro de 2009.
- UN, EC, IMF, OECD, WB. *Integrated Environmental and Economic Accounting 2003 — Handbook of National Accounting*. Final draft circulated for information prior to official editing. Disponível em <http://unstats.un.org/unsd/envAccounting/seea2003.pdf>, acesso em 23 de março de 2008.
- UN. *Indicators of Sustainable Development Framework and Methodologies*. Disponível em <http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/indisd/english/english.htm>, acesso em 20 de março de 2009.
- UN. *Indicators of Sustainable Development Guidelines and Methodologies*. Disponível em <http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/indisd/mg2001.pdf>, acesso em 20 de março de 2009. Também disponível em [http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/isdms2001/table\\_4.htm](http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/isdms2001/table_4.htm)
- UN. *Indicators of Sustainable Development Guidelines and Methodologies*. Terceira edição disponível em <http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/guidelines.pdf>, acesso em 20 de março de 2009.
- UN. *Report on the Aggregation of Indicators of Sustainable Development*. Commission on Sustainable Development — Division for Sustainable Development — Department of Economic and Social Affairs. Disponível em <http://www.un.org/esa/sustdev/csd/csd9-aisd-bp.pdf>, acesso em 16 de março de 2009.
- Veiga, J. E. *Desenvolvimento sustentável — desafio do século XXI*. Garamond Universitária, 2005.
- Wackernagel, M.; Rees, W. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth*. New Society Publishers, Gabriola Island, 1996.

## ANEXO 1

*Indicadores de Desenvolvimento Sustentável  
IDS - IBGE-2008  
Dimensões e Temas*

### Dimensão Ambiental

Atmosfera  
Terra  
Água Doce  
Oceanos, mares e áreas costeiras  
Biodiversidade  
Saneamento

### Dimensão Social

População  
Trabalho e Rendimento  
Saúde  
Educação  
Habitação  
Segurança

### Dimensão Econômica

Quadro Econômico  
Padrões de produção e Consumo

### Dimensão Institucional

Quadro institucional  
Capacidade Institucional

## ANEXO 2

Pequeno conjunto de indicadores de desenvolvimento sustentável segundo marco ordenador capital

Domínio do indicador	Indicadores de estoque	Indicadores de fluxo
Bem-estar fundamental	Expectativa de vida ajustada pela saúde	Índice de mudanças na mortalidade e morbidade segundo idade
	Porcentagem da população com escolaridade acima do segundo grau	Matrículas em estabelecimentos educacionais acima do segundo grau
	Desvios da temperatura em relação ao padrão normal	Emissões de gases estufa
	Concentração de ozônio e partículas finas na superfície	Emissões de poluentes que produzem <i>smog</i>
	Oferta de água ajustada pela qualidade	Carga de nutrientes em corpos de água
	Fragmentação de habitats naturais	Conversão de habitats naturais para outros usos
Bem-estar econômico	Ativos financeiros estrangeiros reais líquidos <i>per capita</i>	Investimento real <i>per capita</i> em ativos financeiros estrangeiros
	Capital produzido real <i>per capita</i>	Investimento real <i>per capita</i> em capital produzido
	Capital humano real <i>per capita</i>	Investimento em capital humano real <i>per capita</i>
	Capital natural real <i>per capita</i>	Depleção líquida real do capital natural <i>per capita</i>
	Reservas de recursos energéticos	Depleção de recursos energéticos
	Reservas de recursos minerais	Depleção de recursos minerais
	Estoques de recursos madeireiros	Depleção de recursos madeireiros
	Estoques de recursos marinhos	Depleção de recursos marinhos

Fonte: UN, 2009.

## ANEXO 3

Material suplementar para aprendizagem

**Termos utilizados neste capítulo:**

Sustentabilidade  
 Sustentabilidade Forte  
 Sustentabilidade Fraca  
 Desenvolvimento Sustentável  
 Estatísticas  
 Indicadores  
 Índices  
 Índice de Desenvolvimento Humano (IDH)  
 Pegada Ecológica  
 Índice de Sustentabilidade Ambiental  
 Índice de Progresso Genuíno  
 Marco Ordenador  
 Modelo PER  
 Modelo Temático  
 Modelo do Capital  
 Indicadores de Desenvolvimento Sustentável



## Exercícios

- 1) Vá no *site* do IBGE, no Sidra, em Indicadores de Desenvolvimento Sustentável e baixe a série de desflorestamento na Amazônia. Responda então às seguintes perguntas: a) O desmatamento no Brasil está nos últimos anos aumentando ou diminuindo? b) A tendência dos últimos anos é a mesma desde o início da série? c) A tendência recente é a mesma em todas as unidades da federação?
- 2) Baixe a publicação Indicadores de Desenvolvimento Sustentável do *site* do IBGE e coloque um sinal (vermelho, amarelo, verde ou branco) indicando o sentido da evolução de cada indicador do IDS — Brasil ao longo de toda a sua série. Quantos sinais vermelhos você assinalou? Repita a operação levando em conta apenas os últimos cinco anos de cada série. O número de sinais vermelhos aumentou ou diminuiu? Note que esse exercício só pode ser realizado usando-se indicadores para os quais existam séries temporais de mais de cinco anos.
- 3) Vá na base de dados do Suplemento de Meio Ambiente da Munic no Estado do Rio de Janeiro, selecione os municípios de Petrópolis (região serrana) e Angra dos Reis (costeiro). Responda às seguintes perguntas: a) Existe recurso hídrico poluído nesses municípios? Em caso afirmativo quais as causas? Dica: a resposta está na base de dados no item condições do meio ambiente/recursos naturais (ar, água e solo) foram afetados. b) A prefeitura tem algum tipo de estrutura ambiental? (ex.: secretaria de meio ambiente) Dica: a resposta está em quadro institucional/estrutura administrativa de meio ambiente. c) A prefeitura tem algum instrumento de gestão ambiental, programa ou ação de combate às causas desse problema? Dica: a resposta está em instrumentos de gestão ambiental. O trabalho de Carvalho *et al.*, 2008 será útil, pois tem um quadro que associa, na Munic, as causas dos problemas ambientais às políticas específicas para combatê-las. d) Levando em conta as condições ambientais para o recurso água e a estrutura e ação da prefeitura, qual dos municípios você considera que está em pior situação?
- 4) Vá no *site* do PNUD e baixe o Atlas de Desenvolvimento Humano Municipal, instale no seu computador e responda às seguintes questões: a) Faça o *ranking* dos cinco municípios com maior IDH em 1990 e 2001. Os municípios são os mesmos nos dois anos? Se houve mudança no *ranking*, qual foi a causa em termos dos indicadores que compõem o índice? b) Faça o mesmo para os cinco municípios com pior IDH; c) Faça um gráfico de dispersão com as variáveis IDH — renda e IDH — educação em 1990 e 2001 por unidade da federação. Interpole uma reta e calcule o coeficiente de correlação em cada um dos dois gráficos. O coeficiente de correlação aumentou ou diminuiu de 1990 para 2001? Quais unidades da federação estão em 1990 e 2001 muito distantes da reta (*outliners*)? Não se preocupe que o programa é amigável e calcula *ranking*, correlação etc.

Sustentável do IBGE, para saber que estatísticas já existem. Você pode também elaborar indicadores desde que sejam consistentes e exequíveis. Os indicadores mudariam se a família morasse numa casa?

- 2) Apresente indicadores de felicidade para uma família utilizando o Modelo Temático. Dica: Se tem dúvidas de que a felicidade seja mensurável, consulte os dados da pesquisa World Values Survey em <http://www.worldvaluessurvey.org/> e conheça a experiência do Butão, um país budista da Ásia, que criou um índice para medir a Felicidade Nacional Bruta, ver <http://www.grossnationalhappiness.com/>. Se todas as famílias consumirem mais, será melhor para os indivíduos e pior para a coletividade?
- 3) Consulte a relação de indicadores constante do IDS do IBGE. Quais que você consideraria os três mais importantes? Consulte a relação dos indicadores da OECD. Quais que você consideraria os três mais importantes? Justifique suas escolhas.

## Notas

- <sup>1</sup> Agradecemos as críticas e sugestões de Peter May, Paulo Jannuzzi e Eloisa Castro e a Pedro Gonzaga pela ajuda na pesquisa bibliográfica.
- <sup>2</sup> Solow, 1973.
- <sup>3</sup> Pearce e Atkinson, 1995.
- <sup>4</sup> Nobre e Amazonas, 2002.
- <sup>5</sup> Nobre e Amazonas, 2002, p. 132.
- <sup>6</sup> CMMAD, 1988, p. 46.
- <sup>7</sup> Ryten, 2000.
- <sup>8</sup> Hammond *et al.*, 199.
- <sup>9</sup> Bellen, 2005, p. 41 e 42.
- <sup>10</sup> Adaptado de Jannuzzi, 2001, p. 15.
- <sup>11</sup> [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br).
- <sup>12</sup> Para mais informações sobre os Princípios de Bellagio e estudos de caso referenciados a esses princípios ver Hardi e Zdan (1997).
- <sup>13</sup> Novamente não detalharemos esse ponto aqui e remetemos o leitor a Jannuzzi (2001).
- <sup>14</sup> Jannuzzi, 2001, p. 21.
- <sup>15</sup> Jannuzzi, p. 21.
- <sup>16</sup> Esse é o entendimento também de Siche *et al.*, 2007.
- <sup>17</sup> OECD, 2003.
- <sup>18</sup> Khanna, 2000.
- <sup>19</sup> Gallopin, 1997.
- <sup>20</sup> Esse relato está em <http://www.pnud.org.br/idh/>, acesso em 11 de março de 2009.
- <sup>21</sup> Bohringer e Jochen, 2007, p. 7.
- <sup>22</sup> Para uma introdução a outros índices de sustentabilidade ver além de Bellen (2005), UN (2001) e Scandar Neto (2006).
- <sup>23</sup> Para mais informações, ver <http://www.yale.edu/esi/> e <http://www.yale.edu/esi/ESI2005.pdf>.
- <sup>24</sup> Daly e Cobb, 1994.
- <sup>25</sup> Talberth, Cobb e Slatery, 2006.
- <sup>26</sup> Talberth, Cobb e Slatery, 2006.
- <sup>27</sup> Scandar Neto, 2006.
- <sup>28</sup> Quiroga, 2004.
- <sup>29</sup> UN, 2001.
- <sup>30</sup> Essa parte do texto (modelo PER) é baseada num artigo que escrevemos com Green e Oliveira (Carvalho, Barcellos, Green e Oliveira 2008).
- <sup>31</sup> Friend e Rapport, 1979.
- <sup>32</sup> Ver, por exemplo, OECD, 2003.
- <sup>33</sup> Quiroga, 2004, p. 56.
- <sup>34</sup> Essa parte do texto se baseia em Bellen (2005).

## Questões para reflexão

- 1) Apresente indicadores de consumo sustentável no Modelo PER. Esses indicadores deverão ser para uma família que mora em um apartamento. Dica: Pesquise uma definição de consumo sustentável e consulte os Indicadores de Desenvolvimento

<sup>35</sup> UN, 2001.<sup>36</sup> IBGE, 2002.<sup>37</sup> CMNAD, 1988.<sup>38</sup> UN, 2007.<sup>39</sup> UN, 2009.<sup>40</sup> NRTEE, 2003.<sup>41</sup> UN, 2009.<sup>42</sup> UN, 2009.<sup>43</sup> Para um balanço da controvérsia de Cambridge ver Cohen e Harcourt (2003).<sup>44</sup> UN, 2009.<sup>45</sup> Para uma introdução a outros marcos ordenadores que não serão aqui abordados, ver Quiroga (2005) e Scandar Neto (2006).<sup>46</sup> Eurostat, 2007.

## Contabilidade ambiental nacional: fundamentos teóricos e aplicação empírica no Brasil

■ ■ ■

Carlos Eduardo Frickmann Young

*Instituto de Economia da UFRJ*

### 6.1. Introdução

O centro de preocupação das Contas Nacionais é a atividade econômica. A produção é contabilizada tanto pelo lado “real”, por meio do balanço entre insumos e o fluxo de bens e serviços produzidos e que possuem um destino final, quanto pelo lado “monetário”, que explicita a geração da renda e suas formas de apropriação. O valor do PIB depende, portanto, do que se conceitua como “fronteira de produção”, ou o conjunto de atividades consideradas produtivas, pois uma atividade só pode gerar produto/renda se estiver compreendida dentro dessa fronteira. As atividades que estão excluídas dessa classificação, portanto, não são consideradas como produtivas, e sua variação não afeta a medida dos agregados das Contas Nacionais.

### 6.2. A fronteira de produção

Historicamente, percebe-se que a definição de fronteira de produção tem variado consideravelmente, tornando-se cada vez mais abrangente com o passar do tempo. Na visão dos fisiocratas do século XVIII, a fronteira de produção ficava restrita à produção agrícola, pois somente a terra acrescentaria novos recursos ao processo produtivo (na medida em que uma certa quantidade de sementes transformava-se, após algum tempo, em uma quantidade maior de sementes ou outros produtos vegetais). As atividades manufatureiras e de serviços não eram consideradas produtivas, pois, de acordo com essa concepção, apenas transformavam matérias-primas previamente existentes, sem acrescentar fisicamente nada ao sistema.

Uma mudança significativa ocorreu com os economistas clássicos do início do século XIX que, enfatizando o caráter social da produção (deixando de observá-lo como um processo meramente físico), passaram também a considerar as atividades industriais como



produtivas. Nova extensão do conceito de atividade produtiva ocorreu após a revolução marginalista de meados do século XIX, incorporando as atividades de serviços.

Seguindo esse espírito, o conceito de fronteira de produção atualmente adotado pelo Sistema de Contas Nacionais (SCN) — sistema gerenciado e difundido pela ONU para assegurar comparabilidade entre os agregados medidos por país — é bastante amplo, cobrindo todos os bens e serviços que se encontram em uma das situações abaixo:<sup>1</sup>

- Bens e serviços que são destinados a outras unidades econômicas, independentemente da forma de pagamento (se pagos em dinheiro ou não);
- Bens que são retidos pelo produtor para seu próprio uso, mas que poderiam se destinar ao mercado; e
- Serviços produzidos para uso próprio através de processos de produção nos quais os fatores de produção empregados são remunerados pelo produtor.

O cálculo da renda também obedece às mesmas convenções adotadas para a determinação da fronteira de produção, pois a renda é o resultado da atividade produtiva que se expressa no conjunto de remunerações primárias apropriadas pelos agentes envolvidos na produção. Porém, a despeito de assumir valores idênticos aos do produto, o conceito de renda possui outro significado: a diferença entre a renda gerada e o montante gasto em consumo em um período indica a variação da riqueza ou acumulação de ativos produzidos em uma economia nesse período. Portanto, a renda deve-se referir exclusivamente às receitas obtidas pela produção de novos bens e serviços, excluindo as receitas obtidas por troca ou transferência de ativos já existentes. Isso porque quando se vende um bem “de segunda mão” não se está gerando riqueza, apenas trocando a propriedade de bens já existentes.

Esse princípio norteia as relações entre produção, riqueza e renda nas Contas Nacionais: a produção é a única fonte de variação da riqueza, e essa variação da riqueza, disponível para consumo ou acumulação, é a renda. Não pode haver geração de renda sem haver produção, e vice-versa. Receitas obtidas de forma outra que não a produção não podem ser consideradas como renda, porque são obtidas desfazendo-se de ativos já produzidos.

Por exemplo, a produção de máquinas e equipamentos novos gera renda. Contudo, a receita auferida pela venda de uma máquina herdada do período anterior não significa acréscimo de riqueza para a economia, mas simplesmente uma troca de ativos preexistentes entre dois agentes, o vendedor preferindo preservar sua riqueza sob forma líquida (moeda) e o comprador optando por preservá-la sob forma não líquida (a máquina). Caso a troca tenha sido efetuada por valores distorcidos, distantes do preço “justo” de mercado, qualquer acréscimo de riqueza percebido pelo agente beneficiado na troca corresponde exatamente a uma perda de patrimônio do outro.

De acordo com o exposto acima, os estoques de bens acumulados ao final de um determinado período contábil só podem ser considerados como adição de riqueza à economia como um todo quando tratados em termos de variações líquidas em relação ao período anterior. Assim, se ocorre uma variação negativa nos estoques, é porque houve uma perda de riqueza, diminuindo a renda do período em questão. Pela mesma razão considera-se a renda líquida melhor indicador da variação da riqueza do que a renda bruta, pois essa última considera como aumento efetivo do estoque de capital os investimentos que se destinam apenas a repor o capital fixo depreciado no período.

### 6.3. A questão dos recursos naturais nas contas nacionais

Existe, contudo, um conjunto de recursos que são utilizados como insumos dentro da fronteira de produção, mas que não podem ser produzidos dentro dela. Esses recursos são classificados como ativos não produzidos, podendo ser tangíveis ou intangíveis. Os recursos naturais encontram-se nessa categoria: uma vez que sua geração não é fruto de atividades produtivas, a variação de seus estoques não pode afetar a renda convencionalmente calculada. Por esse motivo, as Contas Nacionais ignoram a exaustão ou degradação dos recursos naturais, muito embora esses processos possam ter importância econômica para o país em questão.

Cria-se, assim, um viés no tratamento dos recursos naturais: o cálculo do PIB só considera os ganhos que se obtêm na exploração desses recursos, gerando uma falsa sinalização quanto a sua utilização. Quanto mais exauridas as reservas de recursos naturais (por exemplo, a exaustão das minas de um recurso mineral ou a extração de madeira em florestas nativas sem aplicação de técnicas de manejo sustentável), maior será o crescimento do produto. Mas, dessa forma, não são levadas em conta as perdas de ativos não produzidos decorrentes do processo de exaustão (a diminuição das reservas naturais dos recursos em questão, reduzindo sua disponibilidade para uso futuro). O mesmo ocorre com a perda de qualidade de recursos naturais causada pela poluição do ar e da água, ou pelo acúmulo de resíduos sólidos: os danos aos ecossistemas não são contabilizados. Além disso, os custos de mitigação decorrentes de problemas ocasionados pela degradação dos recursos naturais são vistos como acréscimos do nível de atividades, como é o caso das despesas ocasionadas para despoluir e descontaminar o meio ambiente.

Em outras palavras, a arquitetura adotada pelo SCN deu ênfase à determinação do nível corrente de atividades, mas não apresentou soluções satisfatórias para lidar com a possível exaustão ou contínua degradação dos recursos naturais no longo prazo. Pode ser que, em parte, isso se deva à maior preocupação na época da formulação dos primeiros modelos de Contas Nacionais em garantir níveis de atividade próximos ao pleno emprego por meio de mecanismos de política econômica de curto prazo. A capacidade de a economia manter o mesmo ritmo de atividades relacionadas à utilização de recursos naturais em períodos futuros ou a perda de qualidade de vida ocasionada pelas emissões de poluentes poderiam, nesse contexto, não ser as questões prioritárias. O SCN faz referência à depreciação de capital produzido pelo homem, entendendo que a sua substituição representará um custo para a sociedade manter as atividades produtivas em pleno funcionamento, mas as perdas do “capital natural” (ver Introdução) não são contabilizadas.

Nas últimas décadas, porém, a maior conscientização da importância dos recursos naturais para o desenvolvimento sustentável tem levado a questionamentos crescentes quanto aos procedimentos convencionais de Contas Nacionais porque, quando a sustentabilidade das atividades econômicas baseadas na exploração de recursos naturais e a capacidade da absorção de resíduos são colocados em questão, percebem-se as inconsistências nos atuais procedimentos do SCN. A sustentabilidade entendida como a capacidade de explorar os recursos no presente sem comprometer os níveis futuros de atividade,<sup>2</sup> envolve uma perspectiva de tempo bem mais ampla do que o SCN está apto a lidar. Com o intuito de introduzir essa nova dimensão no cálculo do produto, um número cada vez maior de estudos tem sido produzido propondo correções no tratamento dispensado aos recursos

naturais dentro do SCN. Esses estudos são conhecidos como contribuições à construção de Contas Ambientais, e serão brevemente descritos na seções seguintes.

#### 6.4. Propostas de ajuste: as contas ambientais

Ainda não existem formas consensuais sobre o tratamento a ser dispensado aos recursos naturais e sobre a forma de inseri-los dentro do SCN, embora grandes avanços tenham sido alcançados recentemente. Os objetivos das propostas variam consideravelmente, oscilando desde a construção de contas periféricas (“contas satélites”), que mantêm inalterado o cálculo convencional do PIB, até a formulação completa de um novo sistema de agregação de informações que não se restrinja apenas às transações de natureza econômica.

Esta seção mostra as principais conclusões e controvérsias surgidas nesse debate. As seções seguintes apresentam as duas formulações principais que surgiram após essa etapa preliminar de discussão, constituindo a base metodológica para experiências práticas de mensuração. Essas formulações são o Sistema Integrado de Contas Econômicas e Ambientais (SICEA), elaborado pelo Escritório de Estatísticas das Nações Unidas (UNSO) e a Matriz de Contas Nacionais incluindo Contas Ambientais (NAMEA), trabalho iniciado pelo Instituto de Estatísticas holandês e posteriormente adotado pelo Escritório Estatístico da União Europeia (EUROSTAT). Ambos são sistemas integrados que buscam uniformizar os procedimentos necessários para obter-se estatísticas ambientais integradas com medidas convencionais de desempenho econômico e, apesar de algumas importantes diferenças entre ambos, não são incompatíveis entre si: como será visto mais adiante, a NAMEA pode ser pensada como parte de um sistema maior de informações nos moldes do SICEA.

##### 6.4.1. Classificação dos recursos naturais

O primeiro problema para incorporar variáveis ambientais nas Contas Nacionais diz respeito às formas de classificação de recursos naturais. Apesar da diversidade de maneiras pelas quais pode-se agrupar os recursos naturais, é bastante usual a prática de separá-los em duas grandes categorias: recursos exauríveis e recursos de fluxo.<sup>3</sup>

Os recursos exauríveis são aqueles cuja exploração pela atividade humana leva necessariamente à redução de sua disponibilidade futura, como é o caso dos recursos minerais e florestais. A disponibilidade futura varia inversamente com o ritmo de exploração dos recursos; logo, o enquadramento de um recurso como exaurível pressupõe a possibilidade de sua escassez futura. A preocupação deve ser com as variações ao longo do tempo nos estoques desses recursos e com a perda de riqueza decorrente de sua não disponibilidade para as gerações futuras. Este problema já era tratado pela microeconomia há bastante tempo<sup>4</sup> e o debate sobre Contas Ambientais acrescentou a dimensão macroeconômica a esse problema: uma economia não pode ter uma trajetória sustentável se for baseada apenas na exaustão de recursos naturais finitos.

Já os recursos de fluxo são aqueles — como o ar e a água — que podem ter suas condições originais restauradas pela ação natural ou humana. A utilização desses recursos não reduz os seus estoques, ao menos no curto prazo. No entanto, podem ocorrer degradação, contaminação ou outras formas de perda de qualidade que acabam gerando perdas na capacidade produtiva e na qualidade de vida dos indivíduos das comunidades afetadas. Essa questão já é abordada na microeconomia por meio do conceito de *externalidade*, ou os custos sociais que não são incorridos pelo agente responsável pelo dano e que por isso resultam em situações onde a coletividade perde mais do que o ganho individual auferido pelo causador do problema, sugerindo a necessidade de intervenção do poder público por meio de mecanismos de Comando-e-Controlle ou a autorregulação via instrumentos de mercado para que sejam internalizados (ver capítulo sobre economia da poluição).

A classificação em recursos de fluxo ou exauríveis não é isenta de ambiguidades. Os recursos de fluxo são geralmente identificados com os recursos renováveis, e os exauríveis são associados aos não renováveis. Mas existem casos que escapam a essa regra. Essa dúvida é clara nos casos do petróleo, considerado exaurível porque sua formação leva tempo superior a milhares de anos, e das florestas que, apesar de renováveis, podem ser consideradas exauríveis, pois não se recuperam, caso sejam destruídas as condições ecológicas que garantem sua regeneração natural.<sup>4</sup>

O solo é outro recurso natural de difícil classificação nos termos propostos. Por um lado, pode ser classificado como recurso de fluxo porque a sua utilização corrente não impede sua utilização futura. Porém, o solo possui determinadas características naturais que podem ser permanentemente comprometidas como consequência de seu mau uso, tais como a perda de fertilidade devido à erosão ou exaustão por cultivo contínuo. Do mesmo modo, as águas superficiais são tratadas como recursos de fluxo, embora as reservas de água potável sejam recursos cada vez mais escassos.

Outra forma de diferenciar os recursos naturais está baseada na existência ou não de mercados organizados de compra e venda. Esses mercados restringem-se apenas aos recursos exauríveis, praticamente inexistindo para os recursos de fluxo, sobre os quais os direitos de propriedade são ainda mal definidos (ver capítulo sobre gestão de recursos hídricos). Os efeitos da degradação desses recursos sobre as atividades econômicas são indiretos e muitas vezes perceptíveis somente no longo prazo. As técnicas de imputação de valor passam a ter importância vital no estudo desses recursos, pois a principal questão que se tenta responder é quais seriam os preços de mercado que os recursos de fluxo assumiriam caso mudanças institucionais fossem adotadas definindo direitos de propriedade sobre seu uso (ver capítulo sobre valoração econômica ambiental, especialmente com respeito à criação de mercados para serviços ecossistêmicos).

A exploração dos recursos exauríveis, ao contrário, visa geralmente a sua venda no mercado. Os efeitos da exaustão sobre os níveis correntes de produto e renda são diretos e os preços de mercado funcionam como primeira aproximação para sua valoração. No entanto, essa exploração traz uma redução imediata na disponibilidade das reservas, diminuindo a capacidade futura de produção e geração de renda. A questão crucial está em saber como os níveis correntes de renda podem variar em termos de intensidade, velocidade e direção, dada uma expectativa de decréscimo futuro na capacidade de produção.

<sup>4</sup> A análise microeconômica de recursos naturais exauríveis destaca-se com o trabalho de Harold Hotelling (1895-1973), economista norte-americano que, nas décadas de 1920 e 1930, analisou os impactos que a escassez crescente de recursos minerais — notadamente petróleo — traria para o lucro da indústria como um todo. Os resultados do seu trabalho sugeriram uma trajetória de extração de tais recursos que incorporasse informação sobre as reservas conhecidas e a taxa de remuneração de capital no mercado. Esses resultados enquanto fundamento para um dos conceitos de contabilidade ambiental serão discutidos mais adiante.



Ainda que se opte por esses procedimentos, o enquadramento dos recursos naturais em exauríveis ou de fluxo não fica isento de arbitrariedades, podendo variar de acordo com a classificação adotada por estudo.

#### 6.4.2. Formas de contabilização e valoração

A classificação dos recursos naturais é importante porque as formas de correção do PIB nas Contas Ambientais decorrentes da degradação dos recursos de fluxo são distintas das propostas de ajuste devido ao esgotamento de recursos exauríveis.

As primeiras sugestões para um sistema de contabilidade ambiental propunham contas em unidades físicas, sem que valores monetários fossem associados. Haveria contas específicas inventariando os fluxos ou estoques relacionados à qualidade ou quantidade para cada recurso. Porém, por não serem apresentados em um denominador comum (papel desempenhado pelos preços nos sistemas convencionais de contabilidade), não é possível agregar os resultados dessas contas ou relacioná-los às contas convencionais para afetar a medida do PIB.\* Por esse motivo, as propostas de contas ambientais em unidades físicas acabam sendo vistas como uma etapa intermediária, cujos resultados têm menor impacto do que as contas monetizadas, mas que são necessárias para a construção dessas últimas.

Dentre as sugestões apresentadas visando ajustar as Contas Nacionais por meio da valoração da degradação dos recursos ambientais, três propostas se destacam. Um primeiro caminho sugere que sejam excluídos da demanda final todos os custos que a economia incorreu a fim de se precaver contra a poluição ou degradação decorrente do uso dos recursos de fluxo. São chamadas de despesas defensivas, e referem-se aos gastos que são convencionalmente classificados como consumo pessoal ou formação de capital, mas que não refletem melhorias nas condições de vida ou de produção da economia. Por isso, essas despesas deveriam ser tratadas como um tipo específico de consumo intermediário, referente ao consumo ambiental envolvido na produção. O objetivo dessa proposta é impedir que o conjunto das atividades decorrentes da degradação ambiental, tais como despesas médicas ou instalação de equipamentos antipoluentes, seja visto como acréscimos de riqueza à economia.<sup>5</sup>

A valoração das despesas defensivas seria, então, definida pelos gastos que a economia efetivamente incorreu para se preservar da degradação ambiental. Trata-se de gastos já realizados e que devem ser reclassificados; por isso, os próprios preços observados no mercado podem ser utilizados para a valoração das despesas defensivas. O resultado desse ajuste seria a diminuição da demanda final da economia e, conseqüentemente, do produto. A principal crítica a esse procedimento está na arbitrariedade da definição do que é considerado despesa defensiva. Por exemplo, poderia se argumentar que os gastos com alimentação são despesas defensivas contra a fome, ou insumos necessários para a manutenção da força de trabalho. No limite, todo consumo pessoal ligado ao que cada indivíduo considera sua subsistência poderia ser excluído da demanda final.

Outra forma possível de ajuste seria retirar do produto as despesas que seriam necessárias para evitar a degradação ou restaurar e substituir os elementos degradados do meio ambiente no período de referência. São chamadas despesas ambientais e referem-se ao montante que a economia deveria dispendir para evitar a degradação, mantendo o meio ambiente intacto ou plenamente restaurado.<sup>6</sup> Por serem gastos potenciais, que deveriam ter sido realizados, mas que não ocorreram, eles se diferenciam das despesas defensivas, que são gastos efetivos. O sentido do ajuste proposto, contudo, é o mesmo: diminuição do produto.

A valoração das despesas ambientais se daria pela estimativa de gastos que seriam necessários para manter o meio ambiente de volta às suas condições de equilíbrio. Essa estimativa diz respeito ao custo de recuperar os elementos degradados durante um período, baseada em padrões técnicos de tolerância determinados pelas agências de fiscalização ambiental.\*

Todavia, essa abordagem também tem pontos de fragilidade derivados da premissa de que o valor das perdas ambientais é definido a partir de limites técnicos de tolerância. A definição desses critérios não é trivial, pois o conhecimento sobre a extensão total dos impactos ambientais é ainda bastante incompleto e a definição dos critérios acaba sendo resultado de um processo de negociação entre instituições e usuários, o que lhe outorga uma dimensão política. Além disso, os métodos de avaliação estão fortemente vinculados ao estado presente das técnicas antipoluição e os resultados dessa abordagem não indicam o estado do meio ambiente, mas sim o desenvolvimento tecnológico: se uma nova técnica antipoluição se tornar disponível a custo mais baixo, reduz-se a diferença entre o produto convencionalmente medido e o ajustado para considerar a perda ambiental, sem que a situação ambiental sofra qualquer alteração.<sup>7</sup>

Uma terceira maneira de tratar o uso dos recursos ambientais dentro das Contas Nacionais é por meio do tratamento dos custos e benefícios sociais prestados pelo meio ambiente como agente econômico, cujas transações com os demais agentes seriam valoradas e consolidadas em uma conta específica.<sup>8</sup> Como as contas dos demais agentes da economia, a conta de meio ambiente seria dividida em duas partes. A crédito seriam computados os subsídios que o meio ambiente presta a determinados agentes que se beneficiam do uso gratuito dos recursos de fluxo. O montante que deveria ser gasto pelo usuário em termos de recuperação dos recursos corresponde ao serviço prestado pelo meio ambiente e que deveria ser acrescido ao produto (imputado) como produção ambiental. A débito seriam lançados os custos impostos aos demais agentes econômicos que tiveram vedado o acesso aos recursos devido à sua degradação ocasionada por terceiros, e que são denominadas perdas ambientais. As perdas ambientais, por serem externalidades negativas que acarretam em perdas de bem-estar dos agentes, seriam subtraídas do produto sob forma de consumo ambiental. O saldo entre serviços e perdas ambientais representaria o benefício líquido da utilização dos recursos naturais, e seria incorporado à produção ambiental.

No caso dos recursos de fluxo, que não dispõem de preços de mercado, deveriam ser usadas técnicas de valoração de forma a mensurar a disposição a pagar ou aceitar pela

\* Unidades de energia constituem uma alternativa de denominador comum, coerente com as premissas de entropia termodinâmica como resultado do fluxo de matéria e energia no processo econômico, elaborado por Nicholas Georgescu-Roegen e seus seguidores, tais como Herman Daly. O ecólogo Howard Odum desenvolveu todo um sistema de contabilidade macroenergético, fundamentado na conversibilidade de unidades de energia ao PIB convencional, ao nível de um país. Contudo, persistem os problemas de "valorar" recursos ambientais em unidades de energia, com a desvantagem adicional de que perde-se a conexão direta por meio do sistema de preços com a unidade síntese da economia, o PIB.

\* A disponibilidade de trabalhos nessa linha é maior e aplicações foram feitas por Daly e Cobb (1989) para os EUA e por Tongeren *et al.* (1991) para o México. Este último foi um dos estudos de caso realizado com assistência técnica do Escritório de Estatísticas das Nações Unidas (UNSO, na sigla em inglês) que constituíram a base da proposta metodológica do SICEA, detalhada mais adiante.



eliminação das perdas ambientais. Os serviços ambientais seriam, dessa forma, calculados pela disposição a pagar pelo tratamento do recurso e as perdas estimadas pela disposição a pagar dos agentes pelo consumo daqueles recursos. Uma taxa de desconto intertemporal deveria ser introduzida para o caso de a perda ambiental não ocorrer no presente, mas ser esperada no futuro.

As críticas a esta terceira abordagem de contabilidade ambiental dependem do contraste entre a teoria microeconômica que fundamenta a análise de custo-benefício e a macroeconomia sob cujo fundamento se agrega as contas nacionais. A fundamentação teórica da análise custo-benefício está na aplicação da teoria neoclássica do bem-estar à utilização dos recursos naturais. O ponto de utilização ótima seria determinado igualando-se o serviço ambiental marginal à perda ambiental marginal, ou seja, quando o benefício marginal da utilização adicional de um determinado recurso for nulo. Contudo, as Contas Nacionais não visam medir bem-estar, mas o nível de atividade da economia.

A diferença entre essas duas visões é profunda, pois a questão da determinação do nível de produto é inexistente na análise custo-benefício: seguindo a tradição neoclássica, o produto é sempre determinado no limite do pleno emprego, e o problema é maximizar o bem-estar social derivado do seu uso. Isso contraria o princípio keynesiano da demanda efetiva, que justifica teoricamente a preocupação em medir o nível de atividade no curto prazo. Portanto, essa proposta parte de fundamentos teóricos (teoria neoclássica do bem-estar) incoerentes com os das Contas Nacionais (teoria keynesiana da demanda efetiva).\*

Outra crítica a essa visão está na capacidade de os indivíduos da geração presente estarem aptos a avaliar os impactos que a degradação dos recursos ambientais pode ocasionar tanto no seu bem-estar quanto no das gerações futuras. Uma crítica subjacente está ligada a distorções que a valoração pela disposição a pagar pode gerar em situações onde a distribuição de renda é muito concentrada. Nesses casos, as preferências das classes pobres poderiam ser omitidas porque sua capacidade individual de pagar é bastante reduzida, apesar de serem a maioria da população.<sup>9</sup>

O Quadro 6.1 sintetiza as propostas de contabilização dos custos ambientais e as respectivas técnicas de valoração dos impactos decorrentes do uso de recursos de fluxo.

**Quadro 6.1**

*Propostas de contabilização dos custos ambientais e valoração do uso de recursos de fluxo*

Técnica de valoração	Forma de contabilização dos custos ambientais
Gasto efetivo decorrente da mitigação da degradação	(Menos) Despesas Defensivas
Gasto necessário para evitar a degradação	(Menos) Despesas Ambientais
Disposição a pagar ou aceitar dos indivíduos pela eliminação da degradação	(Mais) Benefício Ambiental Líquido

Fonte: Young (1992).

\* Os problemas inerentes à estimação de uma Função Social de Bem-estar, que leva à incoerência entre as análises micro e macroeconômica, são analisados por Arrow, cujo "Teorema de Impossibilidade" demonstra as dificuldades conceituais associadas à agregação de preferências individuais para bens públicos.

Em suma, todos os procedimentos sugeridos apresentam problemas metodológicos que são ainda agravados pela precária disponibilidade de informações estatísticas e conhecimento da extensão dos impactos ambientais. Ainda há muito que avançar tanto na melhor forma de se proceder o ajuste nas Contas Nacionais quanto na elaboração de técnicas de valoração dos recursos. Mesmo as metodologias adotadas como modelo para os escritórios estatísticos nacionais, apresentadas a seguir, não são isentas de problemas e vieses, dada a necessidade de adotar hipóteses apriorísticas de como funcionam as relações entre economia e meio ambiente.

## 6.5. NAMEA

A Matriz de Contas Nacionais incluindo Contas Ambientais (NAMEA, a partir de sua denominação em inglês) é um sistema que integra informações estatísticas de recursos ambientais, associando fluxos de emissões e outros impactos ambientais com as atividades econômicas que os geraram. A origem da NAMEA está ligada ao trabalho desenvolvido pelo órgão estatístico oficial holandês (CBS), cujo trabalho-piloto foi concluído em 1993, e a partir de então é produzida uma nova compilação anualmente.<sup>10</sup>

A estrutura é relativamente complexa, partindo de uma matriz de Contas Nacionais e criando novas contas para o meio ambiente. Essas novas contas apresentam informações sobre questões relacionadas ao meio ambiente e são expressas em unidades físicas, não sendo, por isso, passíveis de agregação às variáveis econômicas normalmente expressas em valores monetários. Além disso, são destacadas as transações econômicas que são parte das Contas Nacionais convencionais e que têm importância ambiental (como, por exemplo, serviços de limpeza urbana, produção de catalisadores e filtros, coleta e incineração de lixo etc.). É criada uma conta para identificar a geração por setor produtivo de cada tipo de efluente selecionado.

No caso da NAMEA holandesa foram destacados 11 tipos de resíduos diferentes, denominados "substâncias": dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), metano (CH<sub>4</sub>), clorofluorcarbonetos (CFCs) e halions, óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), amônia (NH<sub>3</sub>), fósforo (P), nitrogênio (N), resíduos sólidos e efluentes líquidos, além da extração de gás natural e petróleo — nesse caso, a preocupação é com o esgotamento das reservas naturais desses recursos, que são importantes fontes de receita para a economia holandesa.

Por outro lado, é apresentada a contribuição de cada atividade para o agravamento de problemas ambientais selecionados, denominados "temas ambientais". No caso holandês foram escolhidos como temas ambientais a geração de gases de efeito estufa, a depleção da camada de ozônio, a acidificação do solo, a eutroficação da água, geração de lixo e esgoto, e consumo de combustíveis fósseis. São também explicitadas a cobrança de impostos e as taxas associadas às questões ambientais, como o imposto sobre o consumo de combustíveis fósseis, introduzido para reduzir emissões de CO<sub>2</sub>.

As informações são consolidadas seguindo-se a convenção das Contas Nacionais que considera nas colunas a oferta de bens e serviços, e seu impacto para a geração de poluentes, agravamento dos temas ambientais selecionados e depleção das reservas de recursos naturais. Nas linhas os mesmos impactos são examinados pela perspectiva do uso dos bens e serviços (como consumo intermediário ou final, investimento e exportação). Porém, a



ausência de um denominador comum impede a agregação das variáveis ambientais presentes entre si com as variáveis econômicas. O Quadro 6.2 apresenta um esquema simplificado que resume os principais aspectos do modelo.<sup>11</sup>

Quadro 6.2

Esquema simplificado de Matriz de Contas Nacionais incluindo Contas Ambientais

	Consumo intermediário	Consumo final e investimento	Exportações	"Substâncias"	Temas ambientais	Exaustão de reservas naturais
Consumo intermediário	Contas Nacionais convencionais (unidades monetárias)			Emissão de poluentes causados pela produção de bens e serviços (unidades físicas)	Contribuição da produção para o agravamento de temas ambientais (unidades físicas)	Consumo de gás e petróleo causado pela produção de bens e serviços (unidades físicas)
Valor adicionado						
Importações						
"Substâncias"	Emissão de poluentes causados pelo uso de bens e serviços (unidades físicas)					
Temas ambientais	Contribuição do uso de bens e serviços para o agravamento de temas ambientais (unidades físicas)					
Exaustão de reservas naturais	Consumo de gás e petróleo causado pelo uso de bens e serviços (unidades físicas)					

## 6.6. SICEA

O Sistema Integrado de Contas Econômicas e Ambientais (SICEA), trabalho do UNSO, foi elaborado com o intuito de compatibilizar as contas ambientais com a nova versão do SNA.<sup>12</sup> O SICEA é baseado em contas satélites, isto é, busca expandir a capacidade informativa das Contas Nacionais sem alterar a coerência básica da estimativa do PIB e demais agregados macroeconômicos. Os objetivos do SICEA são:

1. identificar as transações econômicas relacionadas com recursos naturais que já estão presentes na estrutura convencional das Contas Nacionais, em particular as despesas defensivas;
2. relacionar as variáveis ambientais, expressas em unidades físicas, com as variáveis econômicas, expressas em valores monetários; e
3. apresentar indicadores de produto, renda e riqueza que contabilizem as perdas resultantes da degradação ou exaustão dos recursos naturais, a partir da valoração monetária desses recursos.

Os objetivos 1 e 2 são perfeitamente compatíveis com a proposta da NAMEA, que por isso pode ser considerada uma etapa intermediária para a elaboração do SICEA. A grande diferença é que este último avança na proposição de atribuir valores monetários às perdas ambientais. O Quadro 6.3 apresenta a estrutura básica proposta.

O SICEA também está baseado na matriz de Contas Nacionais convencionais (representada pela área sombreada do Quadro 6.3), mas incorporando a degradação e exaustão dos recursos naturais por meio da inclusão das variações de duas novas categorias de ativos no conceito de formação de capital. A primeira dessas novas categorias é denominada ativos econômicos não produzidos e refere-se aos recursos naturais exauríveis que

Quadro 6.3

Esquema simplificado do Sistema Integrado de Contas Econômicas e Ambientais (SICEA)

	Atividades econômicas					
	Contas de fluxos			Contas de ativos		
	Produção	Resto do mundo	Consumo final	Econômicos		Ambientais
				Produzidos	Não produzidos	Não produzidos
Estoques de abertura				$K_0.p_0$	$K_0.p_e$	$K_0.p_a$
Oferta econômica	P	M				
Usos econômicos	Ci	X	C	I		
Depreciação	Depr			Depr		
PIL	Yn			In		
Usos ambientais					$I.p_e$	
Depleção de recursos exauríveis	Ci.depl				$-Dpl.p_e$	
PIL Ambientalmente Ajustado - 1	Yn1			I Eco		
Custos de degradação	Ci.degr					$-Dgr.p_a$
PIL Ambientalmente Ajustado - 2	Yn2			I Eco		$-Dgr.p_a$
Reavaliações				Rev <sub>pp</sub>	Rev <sub>pe</sub>	Rev <sub>pa</sub>
Estoques de encerramento				$K_1.p_p$	$K_1.p_e$	$K_1.p_a$

Fonte: Adaptado de Bartelmus (1994) e Serôa da Motta (1995).

são usualmente comercializáveis e, portanto, estão diretamente relacionados à atividade econômica. Este seria o caso dos recursos minerais, da madeira obtida das florestas nativas e os recursos pesqueiros.

O segundo grupo são os ativos ambientais não produzidos, que se caracterizam por não serem normalmente comercializáveis, embora tenham papel crucial para o bem-estar da sociedade e para o nível de atividade econômica. Engloba recursos exauríveis que não são diretamente comercializáveis, como a qualidade do ar e da água, que pode ser afetada consideravelmente pela emissão de poluentes.

Essa diferenciação permite a obtenção de duas medidas ambientalmente ajustadas de produto. A primeira dessas medidas é obtida subtraindo do Produto Interno Líquido (PIL) da perda de valor dos ativos não produzidos econômicos por causa da extração corrente, representando assim a mudança na capacidade produtiva total durante o período considerado. A variação dos ativos produzidos já é captada pelo PIL, pois nessa medida subtrai-se do investimento bruto a depreciação do capital fixo produzido por atividades humanas.

A novidade aqui refere-se à variação dos ativos não produzidos, que é obtida pela diferença entre o aumento do valor desses recursos por causas naturais, denominado por  $I.p_e$  — por exemplo, a capacidade natural de crescimento de uma floresta ou de um cardume pesqueiro —, e o consumo das reservas naturais desses recursos (*depleção*) representado por  $Dpl.p_e$ . Dessa forma, caso haja uma extração maior do que a capacidade natural de recomposição do recurso, haverá uma perda no total dos ativos econômicos (I Eco), através da seguinte expressão:<sup>\*</sup>

$$I \text{ Eco} = (I - \text{Depr}) + (I.p_e - \text{Dpl}.p_e)$$

A variável síntese do produto é denominada PIL Ambientalmente Ajustado 1 ( $Yn1$ ) e corresponde à seguinte expressão:

$$Yn1 = C + I \text{ Eco} + (X - M)$$

Observe que o valor dos ativos é obtido pela multiplicação de unidades físicas pelo preço médio do ativo durante o período (representado por  $p_e$ ). Por isso, o estoque final do recurso ( $K1.p_e$ ) pode ser obtido subtraindo-se a depleção ( $Dpl.p_e$ ) e adicionando-se o “investimento natural” ( $I.p_e$ ) ao estoque inicial do recurso ( $K_0.p_e$ ), mais um termo de ajuste que considera as variações de preço dos recursos entre os períodos e reavaliações de suas quantidades físicas ( $Revpe$ ). Esse último termo é introduzido porque o valor das reservas pode variar por problemas técnicos de medição ou mudança de preços, mas ambas as situações não são resultado direto de maior ou menor pressão causada por extração.

Existe ainda grande controvérsia sobre a forma mais adequada de valorar as reservas de recursos exauríveis, em particular, em relação à expectativa de preços futuros e taxa de desconto mais adequada (ver seção 6.6.1). O objetivo dos autores do SICEA foi de tornar sua estrutura contábil compatível com diversas formas de valorar os recursos. Por isso,

\* A estrutura original do SICEA também exclui dessa medida a depleção das reservas de recursos exauríveis que não encontram preços de mercado. Para efeito de simplificação, essa situação não foi considerada neste exercício.

os estudos-piloto feitos usando o SICEA (para México e Papua-Nova Guiné) apresentam resultados de acordo com distintos procedimentos de valoração, como no estudo de caso feito para o México.

### 6.6.1. Controvérsias sobre a valoração dos recursos exauríveis

A existência de preços de mercado não resolve inteiramente o problema de estimar os custos da depleção de recursos exauríveis. Qual é a perda causada pelo esgotamento crescente da reserva de um recurso natural? Como vimos, a teoria econômica diz que o preço de um ativo mineral deve ser igual ao valor presente das receitas líquidas esperadas do uso mais eficiente do recurso:

$$V_t = \sum_{\tau=0}^{n-1} \frac{1}{(1+d)^\tau} \cdot p_\tau \cdot q_\tau$$

Onde:

$V_t$  é o valor presente do ativo no tempo inicial  $t$ ;

$n$  é o período de extração esperado no tempo  $t$ ;

$d$  é a taxa de desconto;

$p_\tau$  é o *rent* unitário esperado (diferença entre receitas e custos por unidade de recurso, já incluído o lucro) no período futuro  $\tau$ ; e

$q_\tau$  é a quantidade de recurso que se espera extrair no período  $\tau$ .

Nessa equação percebe-se a necessidade de lidar com a incerteza sobre os valores futuros de custos e preços dos recursos naturais e essa questão é pouco frequente nos modelos teóricos que tratam do tema. Dois métodos se destacaram como propostas de valoração de recursos exauríveis: o método do *preço líquido* e o método do *custo de uso*.

O método do *preço líquido* foi originalmente empregado por Repetto *et al.* (1989) para valorar a perda de recursos naturais na Indonésia. Sua abordagem considera que a variação do valor do recurso natural em um determinado período contábil deve ser obtida multiplicando-se o preço do recurso, líquido dos custos de extração, pela variação do seu estoque, obtida pela diferença entre os estoques inicial e final,<sup>13</sup> conforme a equação a seguir:

$$V_t = \sum_{\tau=0}^{n-1} \frac{1}{(1+d)^\tau} \cdot [(1+d)^\tau \cdot p_t] \cdot q_\tau = S_0 \cdot p_0$$

$S_t$  é o estoque inicial do recurso (em unidades físicas), que deverá estar completamente exaurido ao final do último período. A perda ambiental é então estimada pela diferença no valor dos estoques entre os dois períodos:

$$DEP_t = -\Delta V_t = S_{t-1} \cdot p_{t-1} - S_t \cdot p_t$$

Essa metodologia foi alvo de várias críticas, das quais duas se destacam. Em primeiro lugar, esse método pressupõe que o *rent* deva crescer de acordo com a regra de Hotelling, ou seja, quanto maior a escassez maior o seu valor. Contudo, não há nenhum elemento teórico que garanta que essa regra seja cumprida no mundo real, e diversos estudos empíricos mostram que os preços dos recursos minerais estão longe de obedecer tal comportamento. A outra crítica refere-se ao tratamento de descobertas e reavaliações das reservas, que são bastante frequentes no setor mineral. Como a dimensão dessas reavaliações pode ser muitas vezes superior à quantidade de minério extraída em um ano, tanto em termos positivos quanto negativos, a medida ajustada de produto é suscetível a enormes oscilações, muito maiores que o produto convencionalmente medido pelo setor, mas que não têm nada a ver com ritmo efetivo de extração do recurso.

A segunda abordagem para a valoração de recursos exauríveis, a do *custo de uso*, foi proposta por El Serafy (1989). Ele critica o método do preço líquido porque este considera como consumo de capital todo o *rent* obtido a partir da extração de recursos exauríveis, eliminando qualquer vantagem para um país, ou região, que tenha vastos depósitos naturais.

A ideia subjacente é de que o esgotamento do recurso, considerado uma perda de ativo natural, pode ser compensado se parte do rendimento obtido com a extração se destinar à aquisição de outros ativos, tais como bens de capital novos que aumentem o estoque de capital fixo da economia; assim, o investimento na economia compensa a perda de ativos naturais. Em vez de tentar manter intacto o estoque de recursos naturais, o que esta abordagem propõe é manter constante o valor total dos ativos produzidos e não produzidos, por intermédio da formação de capital fixo capaz de gerar um fluxo constante de renda mesmo após a exaustão das reservas. Essa é a tese da chamada “sustentabilidade fraca”, em que um ativo natural pode ser substituído por outro com o objetivo de manter o mesmo nível de bem-estar econômico.

A parcela da receita obtida pela venda do minério que deve ser reinvestida para garantir a constância do estoque de capital é o “custo de uso” — resgatando o conceito proposto por Keynes na *Teoria Geral*. Como os valores que o custo de uso pode assumir oscilam entre zero (quando se considera que as reservas são muito superiores ao nível corrente de extração) ou o *rent* na sua totalidade (quando a extração resulta no imediato esgotamento das reservas), o ajuste é sempre no sentido de diminuir ou, no máximo, manter o mesmo nível do produto convencional, nunca podendo excedê-lo.

Em termos formais, a proposta de El Serafy equivale a assumir que os níveis de extração *rent* permanecem constantes na equação a seguir:

$$\text{(equação 6.1)} \quad V_t = p_t \cdot q_t \cdot \sum_{\tau=0}^{n-1} \frac{1}{(1+d)^\tau}$$

O custo da depleção é dado pelo valor descontado da perda esperada de receitas líquidas quando o recurso estiver exaurido (após *n* períodos de tempo):

$$DEP_t = -\Delta V_t = p_t \cdot q_t \cdot \frac{1}{(1+d)^n}$$

Percebe-se que o método do *custo de uso* é bastante sensível à taxa de desconto adotada (*d*) e ao tempo estimado para a exaustão do recurso (*n*). Quanto maiores os valores para essas variáveis, menor será o custo de uso. A metodologia assim proposta reflete a escassez do recurso, uma vez que a redução do produto só passa a ser significativa caso as atuais taxas de extração criem o risco de exaustão. Essa é uma vantagem sobre o método do preço líquido, que reduz todo o *rent* obtido pela extração de um recurso exaurível, independente da disponibilidade do recurso.

Além disso, o método do preço líquido pode ser considerado um caso particular do método do custo de uso se o período de exaustão ou a taxa de desconto for zero. O primeiro caso (*n=0*) indica que a extração representa a imediata exaustão do recurso. O segundo caso (*d=0*) é consistente com o argumento da “equidade intergeracional”, que questiona o uso de taxas de desconto que reduzem os valores presentes de custos e benefícios futuros.

## 6.7. Contas Ambientais para o Brasil

O objetivo desta seção é exemplificar os conceitos apresentados anteriormente por meio de algumas estimativas preliminares para um sistema de Contas Ambientais no Brasil. Várias são as dificuldades para a elaboração de exercícios nesse tema.

Em primeiro lugar, o Brasil ainda não dispõe de um sistema de estatísticas ambientais organizado. Na ausência de dados obtidos a partir de coleta de campo, aproximações são utilizadas combinando informações sociais e econômicas com parâmetros técnicos de emissão obtidos a partir da literatura internacional. Por fim, cabe dizer que a depreciação do capital fixo (ou seja, dos ativos produzidos) também não é calculada para o Brasil, inexistindo medidas de produto e renda líquidos. Por isso, os resultados que são apresentados nesta seção são resultado de um trabalho acadêmico de pesquisa e não de estatísticas oficiais. Como esse estudos não cobrem todos os recursos naturais e uma enorme quantidade de hipóteses simplificadoras e aproximações são adotadas, apenas três tipos de recurso serão aqui analisados:

- a depleção de recursos minerais;
- a emissão de poluentes industriais; e
- a perda de recursos madeireiros por causa do desmatamento na Amazônia.

### 6.7.1. Depleção de recursos minerais

As atividades de extração mineral estiveram presentes desde o início da formação econômica do Brasil. Dentre os momentos de maior destaque, o ciclo do ouro dos séculos XVII e XVIII teve enorme importância histórica no período colonial. Cabe lembrar que foi exatamente um problema de exaustão de reservas naturais, no caso o esgotamento das minas de ouro e a consequente estagnação econômica das Minas Gerais, que acabou sendo o estopim para deflagrar a Inconfidência Mineira, o mais importante movimento de independência do século XVIII.

Vários outros exemplos podem ser apresentados mostrando o ciclo de euforia-decadência das atividades de mineração, como no caso do declínio do garimpo de ouro de Serra Pelada, no Pará, após alguns anos de intensa prospecção. Isso evidencia que, apesar de ser um fato muitas vezes esquecido pelos responsáveis por políticas públicas, as reservas de recursos

minerais não são infinitas, e caso não haja um esforço de criação de atividades alternativas, a região onde a mineração está estabelecida entra rapidamente em declínio econômico.

Seguindo os procedimentos descritos anteriormente, esta subseção busca valorar as perdas causadas pela extração de oito recursos minerais selecionados: chumbo, cromo, estanho, ferro, manganês, ouro, petróleo e tungstênio. Esses minérios foram escolhidos porque têm importância econômica significativa e porque as quantidades anuais extraídas apresentam magnitude próxima aos das suas reservas (extração anual de pelo menos 1% da reserva conhecida do recurso), indicando que são recursos escassos. Pelo motivo oposto, minérios relativamente abundantes — ou seja, cujas reservas são consideravelmente superiores às quantidades extraídas — não foram considerados (caso, por exemplo, da maioria dos minerais não metálicos).

A Tabela 6.1 apresenta as quantidades extraídas e as reservas dos oito recursos minerais considerados para o ano de 1995. A Tabela 6.2 indica a evolução recente do período de exaustão de cada recurso (o nível de reservas dividido pela quantidade extraída, ou seja, o número de anos que se espera que as reservas durem caso a extração seja mantida nos níveis correntes).

Note que a maioria das reservas entre 1990 e 1995 cresceu, apesar de a extração ter aumentado para quase todos os minérios, refletindo o esforço contínuo de prospecção de novas jazidas. Essas descobertas fazem com que o período de exaustão aumente (caso do chumbo no período 1990/1995), mas se o aumento da extração for proporcionalmente maior, o período de exaustão acaba sendo reduzido (caso do minério do ferro, o principal produto mineral brasileiro, que tem seu período de exaustão reduzido sistematicamente desde a década de 1970). Existe ainda a possibilidade de o período de exaustão aumentar mesmo que a reserva diminua, desde que a extração caia ainda mais (caso recente do tungstênio).

O valor adicionado da extração mineral é convencionalmente calculado pela diferença entre a receita da venda do minério e o consumo intermediário necessário à sua extração. Contudo, como já discutido antes, parte desse valor mascara uma perda de ativos que não é

**Tabela 6.1** Quantidade extraída e reserva base\* dos minérios selecionados, 1990/1995

	1990		1995	
	Extração	Reserva Base	Extração	Reserva Base
Chumbo (t)	303.029	19.153.966	320.598	57.159.406
Cromo (t)	709.671	18.636.392	1.107.491	23.834.049
Estanho (m <sup>3</sup> )	18.472.238	484.561.910	15.086.308	373.948.455
Ferro (t)	213.078.805	18.985.274.376	248.571.125	20.327.034.353
Manganês (t)	3.675.368	193.002.869	4.076.910	184.169.950
Ouro (t)	19.150.715	868.859.909	44.619.352	1.895.118.787
Petróleo (m <sup>3</sup> )	36.588.367	439.733.000	40.018.481	766.847.000
Tungstênio (t)	110.460	3.147.781	36.208	2.571.090

Fonte: Young et al. (2000).

\* Reserva base é a soma das reservas medida e indicada, segundo os conceitos do Departamento Nacional de Pesquisa Mineral (DNPM).

**Tabela 6.2** Períodos de exaustão dos minérios selecionados (reserva/quantidade extraída), 1975/1995

	1975	1980	1985	1990	1995
Chumbo	62	67	63	63	178
Cromo	10	17	16	26	22
Estanho	15	12	9	26	25
Ferro	166	113	105	89	82
Manganês	42	40	41	53	45
Ouro	31	295	66	45	42
Petróleo	12	20	11	12	19
Tungstênio	3	7	5	28	71

Fonte: Young et al. (2000).

captada pelas Contas Nacionais. Para se calcular o custo de uso correspondente a essa perda, deve-se primeiro estimar o *rent* subtraindo-se do valor adicionado o pagamento aos fatores de produção envolvidos na extração: salários e encargos sociais, e o retorno “normal” do capital. Esse retorno normal do capital representa o custo de oportunidade dos ativos produzidos investidos na extração (qual seria o retorno anual do investimento em capital fixo necessário para a extração caso fosse realizado em outro setor que não o minerador).

No capítulo sobre valoração econômica ambiental, comentamos que há divergências quanto ao melhor método para estimar o custo de uso. Por isso a Tabela 6.3 apresenta as estimativas de produto ajustado para valores distintos de taxa de desconto: 0% (que é equivalente a considerar que o *rent* unitário cresce de acordo com a taxa de desconto, ou seja, método do preço líquido corrigido pelo SICEA), 5% e 10%. No primeiro caso, todo o *rent* deveria ser subtraído do produto ambientalmente ajustado, enquanto que nos outros casos apenas a parcela calculada.

Percebe-se claramente o efeito da taxa de desconto: quanto maior, menor é a diferença entre o produto convencionalmente medido e o ajustado. Assim, o produto ajustado pelo

**Tabela 6.3** Produto ajustado da extração dos oito minérios selecionados, 1990/1995 (R\$ de 1995)

Ano	Produto convencional	Rent	Produto ajustado Método do preço líquido	Produto ajustado Taxa de desconto 5%	Produto ajustado Taxa de desconto 10%
1990	3.576.479.007	1.835.417.245	1.741.061.762	3.067.116.253	3.444.999.821
1991	3.594.354.052	1.737.413.880	1.856.940.172	3.006.582.678	3.453.219.572
1992	3.179.946.904	1.490.309.864	1.689.637.040	2.847.006.813	3.129.795.840
1993	2.953.931.407	1.313.375.528	1.640.555.879	2.745.926.036	2.952.696.261
1994	3.215.948.173	1.446.994.384	1.768.953.789	2.813.734.651	3.181.936.405
1995	3.122.779.254	1.298.146.981	1.824.632.273	2.847.016.647	3.106.737.635
1996	3.429.183.141	1.416.775.952	2.012.407.189	3.148.928.911	3.413.540.435

Fonte: Young et al. (2000).



método do preço líquido corrigido (taxa de desconto 0%) é o que apresenta menores valores, enquanto os valores estimados com a taxa de desconto de 10% são bastante próximos dos valores convencionalmente estimados.

Caso seja necessário optar-se por apenas uma dessas séries, é inevitável que ocorra uma escolha arbitrária em função da taxa de desconto e do comportamento futuro de preços que forem considerados mais adequados para a economia. Essa necessidade muito maior de decisões arbitrárias é uma diferença profunda entre as Contas Ambientais e as Contas Nacionais, e que tem levado os órgãos estatísticos oficiais a agir com extrema cautela sobre o assunto, limitando-se a apresentar apenas séries em unidades físicas mesmo quando os recursos naturais analisados têm preço de mercado (como no caso dos recursos minerais).

### 6.7.2. Poluição industrial

Apesar de ser um problema de consequências cada vez mais graves, ainda não existe levantamento sistemático das emissões de poluentes industriais no Brasil. Alguns trabalhos isolados de levantamento já foram realizados, como o inventário de emissões realizado pelo Programa Nacional de Controle da Poluição em 1988; contudo, não houve continuidade que garantisse a elaboração de séries históricas. Na ausência de informações observadas diretamente nos estabelecimentos industriais, a única forma de se conseguir estimativas para as emissões brasileiras é por meio de procedimentos indiretos nos quais parâmetros técnicos de emissão são associados a variáveis de produção ou emprego.

Os resultados aqui apresentados foram obtidos dessa forma, a partir de coeficientes elaborados pelo *Industrial Pollution Projection System* (IPPS), que associam a emissão de poluentes ao valor da produção de cada atividade.\* Os coeficientes do IPPS foram estimados pelo Banco Mundial a partir de dados originalmente coletados nos Estados Unidos, e também permitem estimar quais os custos correntes necessários para que a emissão seja evitada. Esses parâmetros foram combinados com dados de Contas Nacionais do IBGE sobre a produção industrial do Brasil, gerando estimativas setoriais de emissão de poluentes.

Deve-se, portanto, ter claro que os números apresentados são aproximações com fins ilustrativos das técnicas de contabilidade ambiental, que não necessariamente refletem com acuidade a realidade da indústria brasileira. Os parâmetros considerados são: carga orgânica (DBO) e sólidos suspensos totais (SST) para poluentes da água, e dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>), dióxido de nitrogênio (NO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO), compostos orgânicos voláteis (COV) e material particulado (MP) total para poluentes do ar. A Tabela 6.4 apresenta as estimativas de emissão total para a indústria brasileira no período 1990/1995.

O IPPS apresenta coeficientes de custos de controle para apenas um conjunto limitado de parâmetros: carga orgânica, para poluentes da água; e SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, compostos orgânicos voláteis e material particulado para emissões aéreas. Os resultados são apresentados na Tabela 6.5.

De acordo com a proposta do SICEA, para se alcançar o produto ambientalmente ajustado 2 (Yn2), o valor adicionado das atividades industriais deveria ser reduzido dos custos

Tabela 6.4 Emissão de poluentes industriais, toneladas, Brasil 1985/1996

	1985	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
<b>Poluentes da água</b>								
DBO	50.818	56.744	57.489	54.675	56.195	58.201	60.810	64.090
SST	1.285.431	1.302.242	1.306.242	1.284.761	1.369.327	1.449.598	1.420.260	1.467.116
<b>Poluentes do ar</b>								
SO <sub>2</sub>	482.227	506.204	505.131	486.140	516.264	545.679	551.373	573.062
NO <sub>2</sub>	259.826	276.215	274.930	266.200	279.964	294.864	298.060	308.612
CO	432.106	451.903	453.742	437.764	466.352	497.059	494.652	515.919
COV	178.742	188.448	187.156	180.359	192.313	203.831	205.585	212.723
MP	131.098	136.421	136.551	133.625	140.884	147.332	151.889	156.816

Fonte: Young et al. (2000).

Tabela 6.5 Custos de controle das emissões de poluentes industriais (R\$ mil de 1995), Brasil 1985/1996\*

Parâmetro	1985	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996
<b>Poluentes da água</b>	144.410	148.579	149.230	146.413	155.934	164.745	163.164	168.449
<b>Poluentes do ar</b>								
SO <sub>2</sub>	118.169	126.073	125.777	121.576	128.788	135.571	138.800	144.160
NO <sub>2</sub>	105.891	118.387	118.554	116.665	120.727	125.762	131.878	133.178
COV	92.760	96.262	96.184	93.427	100.710	107.094	108.270	112.136
MP	11.085	11.386	11.395	11.148	11.866	12.526	12.762	13.132
Total	472.315	500.686	501.139	489.230	518.025	545.697	554.874	571.054

Fonte: Young et al. (2000).

de degradação, que são estimados pelos gastos necessários para controle da emissão (abordagem das despesas ambientais). A Tabela 6.5 apresenta os valores do produto das atividades industriais antes e depois de eliminados os custos de degradação para o ano de 1995.

Como já foi dito, nesse cálculo não é subtraída a depreciação do capital fixo pois não existem estimativas oficiais para o Brasil. Observe que a diferença entre o produto convencional e o ambientalmente ajustado varia muito de setor para setor: os custos de degradação estão fortemente concentrados em poucos setores (siderurgia, minerais não metálicos, petroquímica, têxtil e alguns ramos da indústria alimentar). Deve-se lembrar que os quase R\$600 milhões de custos anuais de degradação que deveriam ser deduzidos do produto industrial são uma subestimativa, pois nem todos os parâmetros de poluição foram considerados, e os gastos de capital necessários para a remoção dos poluentes também estão excluídos.

\* Esses coeficientes também estão disponíveis para estimativas de emissão calculadas a partir do valor adicionado ou pessoal ocupado de cada setor econômico. A metodologia do IPPS é descrita em Hettige et al. (1994).

\* Assumindo uma taxa de câmbio de R\$/US\$ = 1,00.

Tabela 6.6 Custos de degradação e PIB industrial, 1995 (R\$ mil de 1995)\*

Setor	Valor adicionado convencional (A)	Custos de degradação (B)	Produto ambientalmente ajustado (A) - (B)	Proporção custos de degradação/V.A. (B)/(A)
Fabricação de minerais não metálicos	6.563.800	45.177	6.518.623	0,69%
Siderurgia	5.524.376	154.050	5.370.326	2,79%
Metalurgia dos não ferrosos	2.765.741	33.229	2.732.512	1,20%
Fabricação de outros produtos metalúrgicos	7.400.364	5.741	7.394.623	0,08%
Fabricação e manutenção de máquinas e tratores	12.267.226	7.999	12.259.227	0,07%
Fabricação de aparelhos e equipamentos de material elétrico	4.165.194	3.320	4.161.874	0,08%
Fabricação de aparelhos e equipamentos de material eletrônico	6.001.624	1.497	6.000.127	0,02%
Fabricação de automóveis, caminhões e ônibus	5.470.633	10.213	5.460.420	0,19%
Fabricação de outros veículos, peças e acessórios	6.510.904	5.630	6.505.274	0,09%
Serrarias e fabricação de artigos de madeira e mobiliário	5.113.974	5.404	5.108.570	0,11%
Indústria de papel e gráfica	6.372.467	13.774	6.358.693	0,22%
Indústria da borracha	2.143.078	6.461	2.136.617	0,30%
Fabricação de elementos químicos não petroquímicos	4.740.270	19.305	4.720.965	0,41%
Refino de petróleo e indústria petroquímica	15.709.212	58.760	15.650.452	0,37%
Fabricação de produtos químicos diversos	4.526.300	30.763	4.495.537	0,68%
Fabricação de produtos farmacêuticos e de perfumaria	4.411.612	15.309	4.396.303	0,35%
Indústria de transformação de material plástico	3.366.713	586	3.366.127	0,02%
Indústria têxtil	4.859.713	40.924	4.818.789	0,84%
Fabricação de artigos do vestuário e acessórios	3.435.105	178	3.434.927	0,01%
Fabricação de calçados e de artigos de couro e peles	1.880.150	1.215	1.878.935	0,06%
Beneficiamento de produtos de origem vegetal, inclusive fumo	4.202.478	9.677	4.192.801	0,23%

(continua)

\* Assumindo uma taxa de câmbio de R\$/US\$ = 1,00.

(continuação)

Setor	Valor adicionado convencional (A)	Custos de degradação (B)	Produto ambientalmente ajustado (A) - (B)	Proporção custos de degradação/V.A. (B)/(A)
Abate e preparação de carnes	3.398.415	38.084	3.360.331	1,12%
Resfriamento e preparação do leite e laticínios	1.567.014	1.994	1.565.020	0,13%
Indústria do açúcar	1.057.185	6.176	1.051.009	0,58%
Fabricação e refino de óleos vegetais e de gorduras para alimentação	1.697.767	11.735	1.686.032	0,69%
Outras indústrias alimentares e de bebidas	6.911.807	17.098	6.894.709	0,25%
Indústrias diversas	3.269.278	10.575	3.258.703	0,32%
Total	135.332.400	554.874	134.777.526	0,41%

Fonte: Young et al. (2000).

### 6.7.3. Recursos madeireiros e desmatamento na Amazônia

O desmatamento é um dos problemas ambientais mais sérios enfrentados pelo Brasil. Várias causas podem ser apontadas para o desencadeamento desse problema — políticas públicas que favorecem a migração para áreas de floresta, a construção de estradas, a indefinição de direitos de propriedade etc. —, mas em última instância todas acabam resultando na conversão da floresta em áreas de uso agropecuário (embora, após algum tempo, vastas extensões de terra desmatada acabem sendo abandonadas devido à pouca adequação de grande parte dessas áreas para cultivos ou pastagens duradouros).

Por causa disso, as florestas nativas da Mata Atlântica foram destruídas em sua quase totalidade (mais de 92% das áreas originais de floresta foram perdidas), mais da metade do Cerrado já foi convertido em áreas agrícolas e mesmo a Amazônia, relativamente bem preservada até a metade do século XX, já apresenta uma proporção considerável de áreas desmatadas. A fim de melhor monitorar esse processo, o uso de imagens de satélite tem permitido estimativas anuais das áreas de floresta perdida, apesar de ser um método que ainda precise de aperfeiçoamentos e maior precisão, a Tabela 6.7 apresenta as estimativas de desmatamento na Amazônia calculadas com base nas fotos analisadas pelo Instituto Nacional de Pesquisa Espacial (INPE).

As Contas Nacionais convencionais só consideram os ganhos desse processo de conversão, a perda de ativos não produzidos resultante da destruição dos recursos florestais naturais é ignorada. Calcular o valor dessa perda é um problema de difícil solução, dada a grande diferenciação de recursos perdidos: madeira, produtos extrativistas, biodiversidade, potencial ecoturístico etc. Os estudos que tentam apresentar resultados numéricos tendem a se restringir apenas aos recursos madeireiros por apresentarem preços de mercado, subestimando o valor da perda florestal.\* A Tabela 6.8 mostra parte dos resultados

\* May (1999).

**Tabela 6.7** Desmatamento em estados amazônicos, (milhões de ha/ano)

Anos	78-88	88-89	89-90	90-91	91-92	92-94	94-95	95-96	96-97	97-98
Acre	0,064	0,090	0,050	0,040	0,040	0,048	0,124	0,044	0,036	0,057
Amapá	0,006	0,020	0,030	0,040	0,004	0,000	0,005	0,000	0,002	0,002
Amazonas	0,180	0,200	0,050	0,100	0,080	0,037	0,189	0,080	0,059	0,092
Maranhão	0,269	0,150	0,110	0,070	0,114	0,037	0,178	0,158	0,041	0,105
Mato Grosso	0,515	0,810	0,400	0,290	0,467	0,622	0,854	0,699	0,527	0,581
Pará	0,751	0,780	0,490	0,380	0,379	0,428	0,865	0,713	0,414	0,556
Rondônia	0,258	0,180	0,170	0,110	0,226	0,260	0,410	0,250	0,199	0,239
Roraima	0,026	0,090	0,020	0,040	0,028	0,024	0,016	0,024	0,018	0,016
Tocantins	0,184	0,070	0,060	0,050	0,041	0,033	0,067	0,034	0,027	0,036
Amazônia brasileira	2,253	2,390	1,380	1,120	1,379	1,490	2,708	2,001	1,323	1,684

Fonte: INPE.

de um desses estudos,\* apresentando estimativas da perda de recursos madeireiros para a Amazônia brasileira, exclusive Mato Grosso.

**Tabela 6.8** Depleção de recursos madeireiros segundo o método do preço líquido, R\$ mil de 1995, 1990/1995\*\*

Ano	Valor adicionado bruto do setor agropecuário (A)	Depleção de recursos madeireiros (B)	Produto ambientalmente ajustado (A) - (B)
1990	35.329.833	326.561	35.003.272
1995	51.492.824	494.509	50.998.315

Fonte: Serôa da Motta e Ferraz (1998).

O valor adicionado da produção agropecuária considerada na Tabela 6.8 é calculado para todo o Brasil, enquanto a depleção de recursos madeireiros foi estimada apenas para a Amazônia. Se a depleção for comparada com o PIB da agropecuária apenas para os estados nos quais foi levantada a perda de recursos madeireiros (pouco mais de 8% do PIB agropecuário brasileiro), a perda de ativos madeireiros representa cerca de 11% do PIB convencionalmente calculado, um ajuste de dimensões consideráveis.

Também tentou-se estimar a depleção pelo método do uso de custo, mas esbarrou-se em um sério problema: a escassez de espécies madeireiras de maior valor comercial não pode ser medida pelo período de exaustão considerando a floresta como um todo (ou seja, a área anualmente perdida comparada com a área total de floresta).\*\*\* Isso deriva da característica mais marcante das florestas tropicais brasileiras: sua rica biodiversidade. A

quantidade de espécies é enorme, com grande variação de densidade por região. Assim, ao contrário das florestas temperadas que são bastante homogêneas, é difícil encontrar uma representação média da composição das áreas de floresta que a cada ano vão sendo convertidas em pastagens ou cultivos.

Como usualmente apenas algumas espécies de valor comercial mais elevado são efetivamente retiradas, a escassez dessas espécies é bem maior do que o restante das espécies florestais. Por isso, agregar os estoques remanescentes de espécies madeireiras distintas em uma unidade física comum (por exemplo, por meio de medidas de área de floresta) faz tanto sentido quanto medir a escassez mineral somando as toneladas das reservas de ouro com as de minério de ferro. Como não se dispunha de dados sobre o período de exaustão de cada espécie, o resultado obtido para as estimativas do custo de uso total perdeu significado, como ressaltado pelos próprios autores.

#### 6.7.4. Estimativa preliminar de um SICEA para o Brasil

Os dados vistos podem ser apresentados sob forma de um SICEA para o Brasil. Mais uma vez cabe lembrar que esses resultados são apresentados apenas para fins ilustrativos, pois tratam-se de resultados de pesquisas acadêmicas independentes, sem compatibilização metodológica entre si e que em todos os casos subestimam os valores reais das perdas ambientais de cada atividade:

- no caso do setor mineral, considera-se apenas os custos da escassez crescente, não sendo considerados os custos de degradação e perda de *habitats* associados à extração mineral, que causam sérios problemas ambientais;
- apenas alguns poluentes foram considerados no cálculo dos custos da degradação causada pela atividade industrial; além disso as estimativas de emissão foram construídas a partir de coeficientes técnicos estimados para outro país (EUA) e associados a variáveis de produção, e não a partir de pesquisas de campo que tenham efetivamente medido essa emissão;
- a perda causada pelo desmatamento é superior aos custos da perda de recursos madeireiros; além disso, são apresentados apenas os resultados de acordo com o método do preço líquido (correspondente ao do custo de uso quando se espera que o *rent* unitário cresça de acordo com a taxa de desconto).

Portanto, diversos componentes de perdas ambientais foram omitidos do cálculo (erosão do solo, poluição causada por esgoto doméstico ou comercial, emissões causadas por qualquer tipo de meio de transporte, disposição de lixo, perda de biodiversidade etc.), e o que se apresenta na tabela é evidentemente uma grande subestimativa da perda de ativos não produzidos. Cabe ainda mencionar que não é produzida para o Brasil a estimativa de depreciação de capital fixo. Logo, a medida que se obtém não é o produto líquido, mas sim o PIB ambientalmente ajustado.

A Tabela 6.9 apresenta os resultados da exemplificação. Optou-se por apresentar a estimativa da depleção mineral a partir do método do preço líquido corrigido para torná-la compatível com a depleção dos recursos madeireiros devido aos problemas com a estimação usando o método do preço do custo de uso. O resultado mostra que a perda total de ativos não produzidos foi de pelo menos R\$2,9 bilhões em 1995, reduzindo o produto

\* Serôa da Motta e Ferraz (1998).

\*\* Assumindo uma taxa de câmbio de R\$/US\$ = 1,00.

\*\*\* Serôa da Motta e Ferraz (1998).

ambientalmente ajustado em cerca de 0,5% do PIB convencional — se fossem incluídas todas as perdas ambientais que acabaram omitidas pelo estudo, a diferença entre o produto ambientalmente ajustado e o PIB convencional seria ainda bem maior.

**Tabela 6.9** Sistema Integrado de Contas Econômicas e Ambientais — Exemplificação para Brasil, 1995 (R\$ mil de 1995)

	Contas de fluxos					Contas de Ativos				
	Total a preço de consumidor	Impostos	Importação	Produção doméstica		Econômicos		Ambientais		
				Exportação	Consumo intermediário	Consumo final	Investimento	Produzidos	Não produzidos	Não produzidos
A.Oferta de bens e serviços	1.249.039.114	74.373.434	61.314.054	1.113.351.626						
	Total a preço de consumidor		Exportação	Consumo intermediário	Consumo final	Investimento				
B.Uso de bens e serviços	1.249.039.114		49.916.654	541.533.543	513.561.741	144.027.175				
C.PIB	646.191.517									
D.Depleção de recursos exauríveis (D1+D2)	2.319.141							2.319.141		
D1.Depleção de recursos minerais	1.824.632							1.824.632		
D2.Depleção de recursos madeireiros	494.509							494.509		
E.Custos de degradação	563.574									563.574
F.PIB Ambientalmente Ajustado 1 (Y1=C-D)	643.872.376									
G.PIB Ambientalmente Ajustado 2 (Y2=F-E)	643.308.802									

## 6.8. Conclusões

Este capítulo mostrou como as definições presentes nos atuais Sistemas de Contas Nacionais ignoram a questão da sustentabilidade na utilização dos recursos naturais. As propostas de correção dessa limitação das Contas Nacionais baseiam-se em trabalhos recentes, denominados Contas Ambientais, ainda em processo experimental.

O primeiro problema para a elaboração de Contas Ambientais é a pouca disponibilidade de informações estatísticas sobre a extensão dos impactos ambientais. Qualquer estudo na área requer como premissa a elaboração de indicadores ambientais em unidades físicas. Os países desenvolvidos já avançam nesse sentido (com destaque para a proposta da NAMEA), mas a sistematização de estatísticas ambientais é algo ainda bastante distante da realidade dos países em desenvolvimento como o Brasil. Por isso, os poucos estudos empíricos nessa área acabam recorrendo a um número demasiadamente grande de aproximações e hipóteses simplificadoras, e os resultados assim obtidos devem ser olhados com extrema cautela.

Mas, ainda que a questão da falta de informações estatísticas em unidades físicas seja superada, resta a questão da valoração dessas variáveis. Os estudos de Contas Ambientais diferenciam-se consideravelmente em termos de tipo de recursos naturais analisados, nas formas de contabilização dos custos ambientais e nas técnicas de valoração empregadas. Os trabalhos voltados para os recursos de fluxo dedicam-se, em geral, a determinar quais os impactos efetivos ou potenciais que a degradação ambiental ocasiona sobre a produção ou sobre o bem-estar na geração atual. Os trabalhos sobre recursos exauríveis enfocam a possibilidade de escassez futura dos recursos como consequência de níveis elevados de exploração no presente. Não há consenso sobre quais os procedimentos teoricamente mais adequados para a correção das Contas Nacionais, e por isso os trabalhos empíricos não apresentam resultados únicos, mas sim possíveis valores que se obteriam de acordo com esse ou aquele cenário. Como foi destacado no texto, a incerteza sobre o futuro torna a definição dessas variáveis ainda mais complicada, pois elementos que só podem ser obtidos de forma subjetiva (como preços futuros do recurso e qual a taxa de desconto mais apropriada) afetam consideravelmente os resultados.

Por isso as Contas Ambientais possuem natureza *ex-ante* — ou seja, os seus resultados dependem de valores esperados para certas variáveis que só podem ser determinados subjetivamente e que, portanto, não necessariamente se realizam. Isso é diametralmente distinto da natureza *ex-post* das Contas Nacionais, que trabalha com valores observados e que, assim, podem ser medidos sem incerteza. O grande desafio é conseguir conciliar ambas em uma estrutura comum, flexível o suficiente para manter a coerência interna das Contas Nacionais e introduzir adequadamente o problema dos recursos naturais. Alguns modelos têm avançado nesse sentido, destacando-se o Sistema Integrado de Contas Econômicas e Ambientais (SICEA) proposto pela ONU.

Um aspecto adicional que deve ser frisado é que as Contas Nacionais não procuram medir bem-estar, mas sim o nível de atividade econômica; tampouco assumem que a economia está em uma trajetória ótima de crescimento. Pelo contrário, a razão de se medir o PIB é exatamente porque o nível de atividade e emprego oscilam sem uma trajetória definida de longo prazo. Isso cria uma grande inconsistência entre as Contas Nacionais e diversas propostas de ajuste que identificam no PIB uma medida agregada de bem-estar, geralmente partindo de modelos de crescimento ótimo que pressupõem que a economia esteja operando a plena capacidade, com mercados idealizados (concorrência perfeita). Essa miscelânea teórica, que ignora a fundamentação keynesiana das Contas Nacionais, torna ainda mais confuso o debate.

## Guia de leitura

Contabilidade Ambiental no Brasil: para se aprofundar nos exercícios de contabilidade ambiental nacional realizados no Brasil, deve-se procurar Serôa da Motta (1995) e Young *et al.* (2000).

Contabilidade Ambiental em outros países em desenvolvimento: o estudo de caso do World Resources Institute na Indonésia representa um clássico no método de preço líquido: Repetto *et al.*, 1989. O trabalho de Tongeren *et al.* (1991) sobre o México representa a primeira aplicação empírica da metodologia de SNA com contas satélites, elaborada pelo Escritório de Estatística da ONU.





Contas ambientais no Norte: uma experiência interessante é a aplicação do conceito de produto nacional sustentável aos EUA por Daly e Cobb (1990).

### Referências bibliográficas

- Atkinson, G.; Dubourg, R.; Hamilton, K., Munasinghe, M.; Pearce, D.; Young, C. E. F. *Measuring Sustainable Development: Macroeconomics and the Environment*. Cheltenham: Edward Elgar, 1997.
- Bartelmus, P. Contabilidade verde para o desenvolvimento sustentável. In: May, P.; Serôa da Motta, R. (eds.) *Valorando a natureza: análise econômica para o desenvolvimento sustentável*. Rio de Janeiro: Campus, 1994.
- Bartelmus, P., Stahmer, C. E., Tongeren, J. V. Integrated Environmental and Economic Accounting: Framework for SNA Satellite System. *Review of Income and Wealth*, v. 37, n. 2, p.111-148, 1991.
- Daly, H.; Cobb, J. B. *For the Common Good: Redirecting the Economy toward Community, the Environment and a Sustainable Future*. Boston: Beacon Press, 1990.
- El Serafy, S. The Proper Calculation of Income from Depletable Natural Resources. In: Ahmad, Y.; El Serafy, S.; Lutz, E. (eds.) *Environmental Accounting for Sustainable Development*. Washington, DC: World Bank, 1989.
- Hettige, H.; Martin, P.; Singh, M.; Wheeler, D. *IPPS — The Industrial Pollution Projection System*. Washington, D. C.: World Bank, 1994.
- Hueting, R.. Correcting National Income for Environmental Losses: a Practical Solution for a Theoretical Dilemma. In: Constanza, R. (ed.) *Ecological Economics: the Science and Management of Sustainability*. New York: Columbia University Press, 1991.
- Keuning, S. J.; Dalen, J. V.; De Haan, M. The Netherlands' NAMEA: Presentation, Usage and Future Extensions. *Structural Change and Economic Dynamics*, v. 10, n. 1, p. 15-37, 1999.
- Leipert, C. National Income and Economic Growth: the Conceptual Side of Defensive Expenditures. *Journal of Economic Issues*, v. 23, n. 3, p. 843-856, 1989.
- Margulis, S. Economia dos recursos naturais. In: Margulis, S. (ed.) *Meio ambiente — Aspectos técnicos e econômicos*. Rio de Janeiro: PEA/Inpes, 1990.
- May, P. Measuring Sustainability: Forest Values and Agropastoral Expansion in Brazil. In: May, P.H. (org.) *Natural Resource Valuation and Policy in Brazil. Methods and Cases*. Nova York: Columbia University Press, 1999.
- ONU. *Revised System of National Accounts: Draft Chapters and Annexes*. (Provisional ST/ESA/STAT/SER.F/2/Rev.4). Nova York: United Nations Statistical Office, 1991.
- Pearce, D. W.; Markandya, A.; Barbier, E. B. *Blueprint for a Green Economy*. Londres: Earthscan, 1989.
- \_\_\_\_\_; Atkinson, G. Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development. *Ecological Economics*, v. 8, n. 2, p. 85-103, 1993.
- Peskin, H. M. A Proposed Environmental Accounts Framework. In: Ahmad, Y.; El Serafy, S.; Lutz, E. (eds.) *Environmental Accounting for Sustainable Development*. Washington, DC: World Bank, 1989.
- Repetto, R. et al. *Wasting Assets: Natural Resources in the National Income Accounts*. Washington, DC: World Resources Institute, 1989.
- Serôa da Motta, R. (ed.). *Contabilidade ambiental: teoria, metodologia e estudos de casos no Brasil*. Rio de Janeiro: Ipea, 1995.
- \_\_\_\_\_. *Manual para valoração econômica de recursos ambientais*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 1998.
- \_\_\_\_\_. e Ferraz, C. *Estimating Timber Depreciation in the Brazilian Amazon*. Texto para discussão n. 570. Rio de Janeiro: IPEA, 1998.
- Tongeren, J. V. et al. *Integrated Environmental and Economic Accounting: a Case Study for Mexico*. Environment Working Paper n. 50. Washington, DC: World Bank, 1991.
- Victor, P.; Hanna, H. E.; Kubusi, A. How Strong is Weak Sustainability? *International Symposium on Models of Sustainable Development*. Paris, 1994.
- Young, C. E. F. *Economic Adjustment Policies and the Environment: a Case Study for Brazil*. Tese de Doutorado. Londres: Department of Economics/University College London, 1997.
- \_\_\_\_\_. Renda, recursos naturais e contabilidade nacional. In: *Contabilidade social*. Rio de Janeiro: Editora Campus, 2000.
- \_\_\_\_\_; Serôa da Motta, R. Measuring Sustainable Income from Mineral Extraction in Brazil. *Resources Policy*, v. 21, n. 2, p. 113-125, 1995.
- \_\_\_\_\_; Pereira, A. A.; Hartje, B. C. R. *Contas ambientais para o Brasil*. Rio de Janeiro: Instituto de Economia/UFRJ, 2000.

### Notas

- <sup>1</sup> ONU (1991: 28).
- <sup>2</sup> Conforme definido pela comissão Bruntland em Cnumad (1987).
- <sup>3</sup> A terminologia adotada aqui segue a proposta de Margulis (1990).
- <sup>4</sup> Margulis (1990).
- <sup>5</sup> Leipert (1989).
- <sup>6</sup> Bartelmus et al. (1991).
- <sup>7</sup> Hueting (1991).
- <sup>8</sup> Peskin (1989).
- <sup>9</sup> Mueller (1991).
- <sup>10</sup> O histórico da Namea é descrito em Keuning et al. (1999).
- <sup>11</sup> Uma visão mais completa e elaborada pode ser obtida a partir de Keuning et al. (1999).
- <sup>12</sup> Bartelmus (1994).
- <sup>13</sup> Esse procedimento foi formalizado por Young e Serôa da Motta (1995).

▪ PARTE II ▪

**POLÍTICAS  
AMBIENTAIS  
E GESTÃO  
EMPRESARIAL**

# Política ambiental<sup>1</sup>

■ ■ ■

**Maria Cecília Junqueira Lustosa**

*Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade da UFAL*

**Eugenio Miguel Cánepa**

*Fundação CIENTEC*

**Carlos Eduardo Frickmann Young**

*Instituto de Economia da UFRJ*

## 7.1. Introdução

A política ambiental é o conjunto de metas e instrumentos que visam reduzir os impactos negativos da ação antrópica — aquelas resultantes da ação humana — sobre o meio ambiente. Como toda política, possui justificativa para sua existência, fundamentação teórica, metas, instrumentos e prevê penalidades para aqueles que não cumprem as normas estabelecidas. Interfere nas atividades dos agentes econômicos e, portanto, a maneira pela qual é estabelecida influencia as demais políticas públicas, inclusive as políticas industrial e de comércio exterior. Por outro lado, as políticas econômicas favorecem um tipo de composição da produção e do consumo que tem impactos importantes sobre o meio ambiente.

A importância da política ambiental tem sido crescente, principalmente nos países industrializados, e seus efeitos sobre o comércio internacional podem ser percebidos com o surgimento de barreiras não tarifárias (veja o capítulo sobre Relações Internacionais). Como cada país possui problemas ambientais específicos, há diferenças nos princípios e tipos de instrumentos de política ambiental adotados, mas há traços gerais que são comuns a todos os países.

Neste capítulo fazemos, primeiramente, um breve exame das políticas ambientais praticadas no mundo, desde o início do século XX. Na terceira seção, são apresentadas as principais razões para a adoção de uma política ambiental. Em seguida apresentamos os principais instrumentos de política ambiental. Finalmente, descrevemos as práticas de política ambiental no Brasil. Ao final do capítulo há um guia de leitura contendo algumas referências básicas sobre o tema.



## 7.2. Panorama da evolução da política ambiental no mundo

### 7.2.1. Três etapas da política ambiental

Desde as primeiras manifestações de degradação ambiental, materializadas pelo fenômeno das externalidades negativas que os diversos agentes econômicos se impõem mutuamente, percebeu-se a necessidade da intervenção estatal no sentido de mediar e resolver os conflitos daí resultantes. Em grandes traços, essa intervenção, no mundo desenvolvido, pode ser esquematizada como tendo três fases, que variam de país para país, bem como nas épocas de vigência e em superposições diversas.

A *primeira fase*, estendendo-se desde o fim do século XIX até o período anterior à Segunda Guerra Mundial, tem como forma preferencial de intervenção estatal a disputa em tribunais, onde as vítimas das externalidades negativas ambientais entram em juízo contra os agentes poluidores ou devastadores. Assim, por exemplo, uma cidade ribeirinha, situada rio abaixo, pode ingressar em tribunal contra outra cidade, situada rio acima, porque esta última, ao lançar seus esgotos sem tratamento, está encarecendo a potabilização de água daquela. A longo prazo, a disputa em tribunais, caso por caso, tornou-se excessivamente custosa, não só em termos monetários, mas principalmente em termos de tempo de resolução dos litígios, começando a se acumular casos em que, resolvido um litígio, vários outros já haviam aparecido na mesma região.

Assim sendo, temos uma progressiva passagem para uma *segunda fase*, iniciada aproximadamente na década de 1950. Esta segunda fase, denominada política de comando-e-controle (*Command and Control Policy*) assumiu duas características muito definidas:

- i) Imposição, pela autoridade ambiental de padrões de emissão incidentes sobre a produção final (ou sobre o nível de utilização de um insumo básico) do agente poluidor.
- ii) Determinação da melhor tecnologia disponível para abatimento da poluição e cumprimento do padrão de emissão.

A razão de ser desta política é perfeitamente compreensível. Dado o elevado crescimento das economias ocidentais no pós-guerra, com a sua também crescente poluição associada, foi necessária uma forte intervenção por parte do Estado. Este não pôde mais se apoiar simplesmente na disputas em tribunais, caso a caso (esfera do Direito Civil), foi importante dispor de instrumentos vinculados ao Direito Administrativo, mais adequados a essa atuação maciça. Entretanto, esta política “pura” de comando-e-controle apresenta sérias deficiências:

- Tem implementação excessivamente morosa, demoradas negociações entre regulamentadores e empresas, principalmente se estas quiserem fazer alguma alteração na tecnologia de controle; além do mais, não raramente, esta demora se amplia por contestações judiciais.
- Devido a deficiências informacionais dos regulamentadores, a tecnologia determinada em geral para que se obtenha o abatimento resume-se a equipamentos final de tubo (*end-of-pipe*) — filtros, lavadores etc. —, perdendo-se economias possíveis

de serem obtidas por alterações de processo, de matérias-primas, de especificações de produto etc.

- Ainda por deficiências informacionais dos regulamentadores, estes exigem em geral graus uniformes de abatimento nas várias fontes de uma área, impedindo a exploração das diferenças de custos marginais de abatimento das várias fontes.
- A regulamentação direta pode impedir a instalação de empreendimentos em uma região saturada, mesmo que a firma nova se disponha a pagar até pelo abatimento de fontes existentes (e que, ainda assim, implicam para ela economias significativas em relação a localizações alternativas).

Tentando solucionar todos esses problemas, de certo modo acumulados e agravados ao longo do tempo, os países desenvolvidos encontram-se hoje em uma *terceira etapa* da política ambiental e que, por falta de melhor nome, poderíamos chamar de política “mista” de comando-e-controle e de instrumentos econômicos de motivação à internalização de custos ambientais. Nessa modalidade de política ambiental, os padrões de emissão deixam de ser meio e fim da intervenção estatal, como na etapa anterior, e passam a ser instrumentos, dentre outros, de uma política que usa diversas alternativas e possibilidades para a consecução de metas acordadas socialmente.

Temos, assim, a adoção progressiva dos *padrões de qualidade* dos corpos receptores como metas de política e a adoção de instrumentos econômicos — em complementação aos padrões de emissão — no sentido de induzir os agentes a combater a poluição e a moderar a utilização dos recursos naturais. Sobre esses dois tópicos convém tecer algumas considerações adicionais.

### 7.2.2. Ascensão dos padrões de qualidade

O primeiro elemento a considerar no sentido de uma modificação e enriquecimento da política “pura” de comando-e-controle é a adoção crescente dos padrões de qualidade ambiental como metas de política. Como a aplicação da política “pura” de comando-e-controle de combate à poluição, tanto no que se refere ao ar quanto à água, não apresenta resultados palpáveis, há uma grande mobilização ambientalista e contracultural durante os anos 1960, especialmente nos Estados Unidos da América (EUA). Neste país, tudo isso culmina com a promulgação do NEPA (*National Environmental Policy Act*) de 1970.

Essa lei é um verdadeiro marco na história da gestão ambiental pelo Estado, não tanto por aquilo pelo qual é mais conhecida — a instituição dos Estudos de Impacto Ambiental (EIAs) e respectivos Relatórios de Impacto Ambiental (RIMAs), como instrumentos preferenciais na tomada de decisão e gestão ambiental — mas, sim, pelo estabelecimento do Conselho da Qualidade Ambiental, órgão diretamente ligado ao Poder Executivo e encarregado de elaborar anualmente, para o presidente dos EUA, o relatório ao Congresso sobre o estado do meio ambiente em todo o território nacional.

Trata-se de um primeiro passo — mas um passo verdadeiramente gigantesco — no sentido de o Estado assumir, em nome da coletividade, a efetiva administração desse bem público que é o meio ambiente, mantendo os cidadãos informados sobre a sua qualidade. Trata-se, também, de um primeiro passo na percepção social de que, em questões de poluição, o que importa não é tanto a quantidade total de emissões, mas sim as concentrações

de poluentes nos corpos receptores. A sociedade passa, então, a discutir os padrões de qualidade desejáveis e, depois, a estabelecê-los.

Assim, por exemplo, entre os anos 1971 e 1975, são estabelecidos padrões de qualidade para o ar e para as águas, nos EUA (pelo Congresso), na França (pelas comunas e departamentos), na Alemanha (pelo Poder Executivo), no Japão (pelo Gabinete Ministerial) etc. Adota-se, também, em grande número de países, o relatório anual sobre o estado do meio ambiente, como um dever de “transparência” por parte do poder público.

### 7.2.3. Adoção de instrumentos econômicos

O segundo elemento a considerar é a adoção crescente de instrumentos econômicos, lado a lado com os padrões de emissão e outros, no sentido de induzir os agentes econômicos ao abatimento da descarga de efluentes e ao uso mais moderado dos recursos naturais. Esta utilização de instrumentos econômicos resulta diretamente de prescrições da economia ambiental e dos recursos naturais e, dentro de um marco analítico de custo-efetividade, integra-se perfeitamente ao uso dos padrões de qualidade dos corpos receptores, item abordado na seção anterior.

De fato, estabelecidos padrões de qualidade para um trecho de rio, por exemplo, é possível induzir os agentes (consumidores, indústrias, agricultores etc.) a moderar o uso do recurso — tanto no lado da retirada de água como no lado do despejo de efluentes — e assim respeitar o padrão de qualidade ou encaminhar-se para sua consecução, mediante o uso de um dos dois principais instrumentos econômicos à disposição: a cobrança de um preço (uma renda de escassez) pelo uso do recurso ou o estabelecimento de permissões negociáveis de utilização. Tanto um como outro instrumento permite atingir, a longo prazo, um total de utilizações que não ultrapasse a capacidade de suporte ou assimilação do trecho de rio em questão. Desta forma, vai se configurando uma política “mista” em que os padrões de emissão vão sendo destinados ao combate da poluição por poluentes de “estoque” (aqueles, como o cádmio e o mercúrio, que se acumulam nos seres vivos, especialmente por meio das cadeias alimentares), ao passo que os instrumentos econômicos são utilizados preferencialmente no caso dos poluentes de “fluxo” (os que se degradam naturalmente).

A análise dos instrumentos econômicos mencionados neste contexto está no capítulo sobre economia da poluição.

### 7.3. Razões para adoção da política ambiental

A política ambiental é necessária para induzir ou forçar os agentes econômicos a adotarem posturas e procedimentos menos agressivos ao meio ambiente, ou seja, reduzir a quantidade de poluentes lançados no ambiente e minimizar a depleção dos recursos naturais.\*

No caso das indústrias, os recursos naturais são transformados em matérias-primas e energia, gerando impactos ambientais iniciais (desmatamento, emissões de gases poluentes, erosão de solos, entre outros). As matérias-primas e energia são os insumos da pro-

dução, tendo como resultados o produto final e os rejeitos industriais — fumaça, resíduos sólidos e efluentes líquidos. Após a utilização do produto final, ele é descartado e vira lixo (Figura 7.1). Como os recursos naturais utilizados nos processos industriais são finitos, e muitas vezes não renováveis, a utilização deve ser racional a fim de que o mesmo recurso possa servir para a produção atual e também para as gerações futuras — esse é o princípio do *desenvolvimento sustentável*.\*

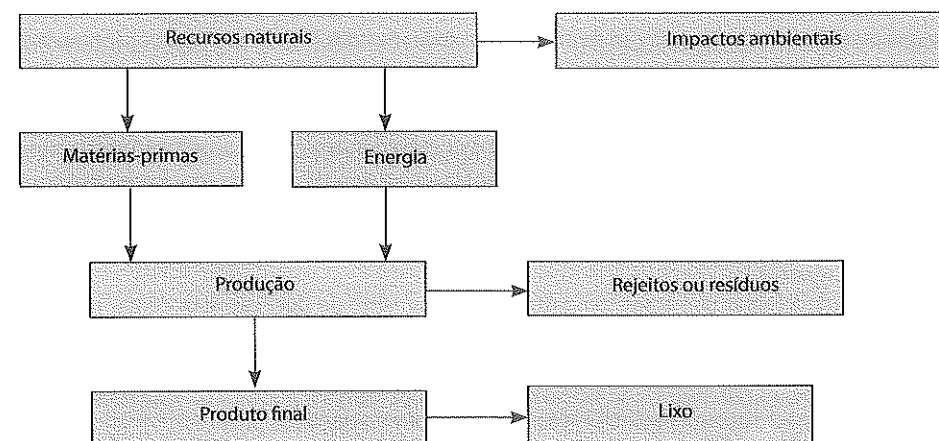


Figura 7.1 Utilização dos recursos naturais na indústria.

O atual padrão tecnológico da produção industrial é intensivo em energia e matérias-primas. Além do mais, não é possível que uma tecnologia aproveite 100% dos insumos, sem gerar resíduos. Juntamente com a produção surgem os rejeitos industriais e se suas quantidades forem maiores que a capacidade de absorção do meio ambiente, gera a poluição. Essa tem efeitos negativos sobre o bem-estar da população e sobre a qualidade dos recursos naturais, afetando a harmonia dos ecossistemas e aumentando os gastos públicos — o Quadro 7.1 exemplifica os gastos públicos com doenças relacionadas à poluição no Brasil. Se todos os países do mundo adotassem o mesmo padrão produtivo, os recursos naturais iriam se esgotar rapidamente e tornariam o planeta sem condições de ser habitado, dado o surgimento de problemas ambientais globais e locais.

A poluição industrial está associada ao padrão de especialização da economia e à escala de produção. Ou seja, como umas indústrias são mais poluidoras do que outras (Tabela 7.1), o quanto uma estrutura industrial é potencialmente poluidora vai depender das indústrias que a compõe. Quanto maior a escala de produção, maiores são as emissões industriais em termos absolutos.

Como vimos na seção anterior, a sistematização da política ambiental é recente. Isso não significa que não havia problemas ambientais no início da Revolução Industrial, pois

\* O desenvolvimento sustentável é definido no estudo da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, intitulado *Nosso Futuro Comum*, editado em 1991 pela Fundação Getúlio Vargas, como “aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem a suas próprias necessidades” (p. 46). Centra-se em três eixos principais: crescimento econômico, equidade social e equilíbrio ecológico.

\* Os recursos naturais podem ser classificados em três tipos: os renováveis — fauna e flora —, os não renováveis — minerais e fósseis — e os livres — água, ar, luz solar e outros que existem em abundância.

#### Quadro 7.1. Gastos com saúde devido à poluição atmosférica e hídrica no Brasil<sup>2</sup>

A poluição do ar é um dos grandes problemas atuais dos centros urbanos e industriais devido ao rápido processo de urbanização e industrialização no Brasil. A excessiva concentração de poluentes no ar causa graves problemas para a saúde humana, sendo o principal responsável por doenças respiratórias como bronquite e bronquiolite agudas, gripe, alergias, bronquites crônicas, enfisema, asma, bronquiectasia, entre outras. As crianças e os idosos são as principais vítimas.

Tal como o ar, a água é um dos recursos naturais mais usados pelo homem, seja para dessedentação humana ou animal, irrigação, geração de energia, insumo industrial, higiene pessoal, transporte, lazer e outros usos. A poluição hídrica é prejudicial à saúde humana, gerando várias doenças como cólera, infecções gastrointestinais, febre tifoide, poliomielite, amebíase, esquistossomose e shigelose.

Segundo estudo realizado pelo IPEA/RJ, os gastos médicos (realizados pelo antigo sistema INAMPS) associados à poluição hídrica doméstica no Brasil no ano de 1989 foram de US\$ 40,2 milhões e os gastos hospitalares na cidade de São Paulo com doenças causadas por poluição atmosférica para o mesmo ano foram de US\$ 785 mil. Os custos médios de saúde *per capita* associados à poluição hídrica foram de US\$ 2,97 e US\$ 0,84 associados à poluição atmosférica (para as populações de São Paulo, Rio de Janeiro e Cubatão).

É importante lembrar que esses são gastos com tratamento de doenças, sem contar as perdas econômicas que ocorrem devido à morbidade e à mortalidade causadas pela poluição. Ou seja, pessoas doentes perdem dias de trabalho e a produtividade cai, além da produção que foi sacrificada devido à morte de trabalhadores e da mão de obra futura.

Você já imaginou o quanto poderá ser economizado com a redução da poluição?

Tabela 7.1 Indústrias com maior potencial de emissão de poluentes<sup>3</sup>

Tipo de poluente		Tipo de indústria
Poluentes da água	Carga orgânica (DBO)	Metalurgia de não ferrosos; papel e gráfica; químicos não petroquímicos; açúcar
	Sólidos suspensos	Siderurgia
	Dióxido de enxofre (SO <sub>2</sub> )	Metalurgia de não ferrosos; siderurgia; refino de petróleo e petroquímica
	Dióxido de nitrogênio (NO <sub>2</sub> )	Refino de petróleo e petroquímica; siderurgia
Poluentes do ar	Monóxido de carbono (CO)	Siderurgia; metalurgia de não ferrosos; químicos diversos; refino de petróleo e petroquímica
	Compostos orgânicos voláteis	Refino de petróleo e petroquímica; siderurgia; químicos diversos
	Material particulado inalável	Siderurgia; óleos vegetais e gorduras para alimentação; minerais não metálicos

a base energética da atividade econômica era a queima de carvão mineral, uma importante fonte de poluição do ar. Além do mais, o rápido processo de urbanização sem a infraestrutura adequada trouxe problemas ambientais, como poluição da água e geração de volumes crescentes de lixo sem disposição adequada.

A acumulação de poluentes e resíduos, juntamente com o aumento da atividade industrial e da concentração da população nos centros urbanos, começou a tomar proporções alarmantes. Surgiu, portanto, a necessidade de sistematizar as normas de conduta em relação ao meio ambiente.

#### 7.4. Instrumentos de política ambiental

Os instrumentos de política ambiental têm a função de internalizar o custo externo ambiental e podem ser divididos em três grupos: instrumentos de comando-e-controle (ou regulação direta), instrumentos econômicos (ou de mercado) e instrumentos de comunicação (Quadro 7.2). Todos eles possuem vantagens e desvantagens, razão pela qual a análise da experiência de diversos países evidencia uma combinação desses diversos tipos de instrumentos em suas políticas ambientais (veja também uma análise teórica dos instrumentos de política ambiental no capítulo sobre economia da poluição).

Quadro 7.2

Tipologia e instrumentos de política ambiental<sup>4</sup>

Comando-e-controle	Instrumentos econômicos	Instrumentos de comunicação
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Controle ou proibição de produto</li> <li>- Controle de processo</li> <li>- Proibição ou restrição de atividades</li> <li>- Especificações tecnológicas</li> <li>- Controle do uso de recursos naturais</li> <li>- Padrões de poluição para fontes específicas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Taxas e tarifas</li> <li>- Subsídios</li> <li>- Certificados de emissão transacionáveis</li> <li>- Sistemas de devolução de depósitos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Fornecimento de informação</li> <li>- Acordos</li> <li>- Criação de redes</li> <li>- Sistema de gestão ambiental</li> <li>- Selos ambientais</li> <li>- Marketing ambiental</li> </ul>

- **Instrumentos de comando-e-controle.** São também chamados de instrumentos de regulação direta, pois implicam o controle direto sobre os locais que estão emitindo poluentes. O órgão regulador estabelece uma série de normas, controles, procedimentos, regras e padrões a serem seguidos pelos agentes poluidores e também diversas penalidades (multas, cancelamento de licença, entre outras) caso eles não cumpram o estabelecido.

Esse procedimento requer uma fiscalização contínua e efetiva por parte dos órgãos reguladores, implicando altos custos de implementação. Os instrumentos de comando-e-controle são eficazes no controle dos danos ambientais, mas podem ser injustos por tratar todos os poluidores da mesma maneira, sem levar em conta diferenças de tamanho da empresa e a quantidade de poluentes que lança no meio ambiente. São exemplos de instrumentos de comando-e-controle: exigência de utilização de filtros em chaminés das unidades produtivas, fixação de cotas para extração de recursos naturais (madeira, pesca e minérios), concessão de licenças para funcionamento de fábricas e obrigatoriedade de substituição da fonte ener-



gética da unidade industrial — substituição de lenha por energia hidroelétrica em siderurgias, por exemplo.

- **Instrumentos econômicos.** São também denominados de instrumentos de mercado e visam a internalização das externalidades ou de custos que não seriam normalmente incorridos pelo poluidor ou usuário.

As principais vantagens da utilização dos instrumentos econômicos em relação aos de comando-e-controle são:

(i) Permitir a geração de receitas fiscais e tarifárias — por meio da cobrança de taxas, tarifas ou emissão de certificados — para garantir os recursos para pagamento dos incentivos e prêmios ou capacitar os órgãos ambientais. É considerado um **duplo-dividendo**, pois além da melhoria ambiental, gera receitas para os órgãos reguladores.

(ii) Considerar as diferenças de custo de controle entre os agentes e, portanto, alocar de forma mais eficiente os recursos econômicos à disposição da sociedade, permitindo que aqueles com custos menores tenham incentivos para expandir as ações de controle. Portanto, com os instrumentos econômicos a sociedade incorre em custos de controle inferiores àqueles que seriam incorridos se todos os poluidores ou usuários fossem obrigados a atingir os mesmos padrões individuais

(iii) Possibilitar que tecnologias menos intensivas em bens e serviços ambientais sejam estimuladas pela redução da despesa fiscal que será obtida em função da redução da carga poluente ou da taxa de extração.

(iv) Atuar no início do processo de uso dos bens e serviços ambientais.

(v) Evitar os dispêndios em pendências judiciais para aplicação de penalidades.

(vi) Implementar um sistema de taxação progressiva ou de alocação inicial de certificados segundo critérios distributivos em que a capacidade de pagamento de cada agente econômico seja considerada.

A adoção de instrumentos econômicos permite que um agente emita acima de um padrão médio estabelecido, desde que outros agentes decidam reduzir seu nível de emissão por meio de compensações financeiras, diretas (venda de certificados de emissão) ou indiretas (redução do imposto a pagar). Dentro do sistema vigente, o fato de um agente emitir a um nível muito abaixo do padrão legal não lhe garante vantagem adicional em relação à situação onde está apenas ligeiramente abaixo do padrão.

São exemplos de instrumentos econômicos: empréstimos subsidiados para agentes poluidores que melhorarem seu desempenho ambiental, taxas sobre produtos poluentes, depósitos reembolsáveis na devolução de produtos poluidores — o antigo depósito sobre vasilhames de vidro — e licenças de poluição negociáveis — a fábrica tem um patamar máximo de emissões e caso não o utilize, pode negociar sua licença “para poluir” com terceiros.

- **Instrumentos de comunicação.** São utilizados para conscientizar e informar os agentes poluidores e as populações atingidas sobre diversos temas ambientais, como os danos ambientais causados, atitudes preventivas, mercados de produtos

ambientais, tecnologias menos agressivas ao meio ambiente, e facilitar a cooperação entre os agentes poluidores para buscar soluções ambientais. São exemplos de instrumentos de comunicação: a educação ambiental, a divulgação de benefícios para as empresas que respeitam o meio ambiente e os selos ambientais.

## 7.5. Política ambiental e comércio internacional

A política ambiental de diferentes países pode influenciar nos fluxos de comércio internacional. Quando o produto e/ou seu método de produção causam problemas ambientais, o país importador pode colocar barreiras ao comércio internacional. Estas são barreiras não tarifárias, também chamadas de *barreiras verdes*, pois restringem o comércio internacional com a finalidade de proteger o meio ambiente.

Quais são os principais problemas ambientais causados pelo comércio internacional?

- Danos ambientais causados pelo *transporte de mercadorias* de um país para outro, ou seja, as emissões atmosféricas provenientes do transporte internacional de mercadorias e os possíveis acidentes podem contaminar o meio ambiente. Os transportes marítimos e ferroviários são, em geral, menos poluentes que o rodoviário e o aeroviário em relação aos gases do efeito estufa. O efeito ambiental líquido do aumento dos fluxos de comércio internacional depende, por um lado, das mudanças do padrão desse comércio — isto é, os parceiros comerciais e o tipo de mercadoria exportada — e, por outro, de políticas que estimulem determinados tipos de transporte segundo seus potenciais poluidores.
- Danos ambientais causados pelo *uso de um produto*: o país importador teria problemas ambientais por causa do consumo do produto importado. Nesse caso, o país produtor estaria exportando o produto juntamente com problemas ambientais. Por exemplo, o uso de produtos importados que contenham gases tipo CFC causa danos ao meio ambiente, visto que contribui para a destruição da camada de ozônio.
- Danos ambientais causados por *processos e métodos de produção* (PPMs):\* a maneira pela qual o produto foi produzido causa danos ambientais no próprio país produtor ou em outros países. Esses danos podem ser:
  - **Poluição transfronteiriça** ocorre quando determinados PPMs afetam negativamente o meio ambiente de outros países vizinhos ou da mesma região. Ocorre com frequência quando há poluição do ar ou dos recursos hídricos comuns. Por exemplo, a emissão de dióxido de enxofre (SO<sub>2</sub>) em um país pode provocar chuva ácida em outro.
  - **Espécies migratórias e recursos vivos comuns** são ameaçados de extinção quando são praticados PPMs agressivos ao meio ambiente. Um exemplo é a extinção de espécies aquáticas devido a métodos de pesca nocivos, geralmente com redes de malha de tamanho impróprio, capturando indiscriminadamente diversas espécies. As tartarugas marinhas foram ameaçadas de extinção por causa do método de pesca inadequado de camarões.
  - **Preocupações com o meio ambiente global** surgem quando os PPMs afetam recursos comuns a todos os países. Por exemplo, os impactos negativos causa-

\* Refere-se ao termo em inglês, *Process and Production Methods* (PPMs).



dos na camada de ozônio pela utilização de gases tipo clorofluorcarbono (CFC); as mudanças climáticas causadas pela derrubada de florestas tropicais nativas, resultado da extração irracional de madeiras e sem reposição da biomassa; ou o aquecimento global resultante, entre outras causas, da alta concentração de dióxido de carbono — CO<sub>2</sub> — na atmosfera, provocado pela queima de combustíveis fósseis em processos produtivos, além de outras fontes emissoras.

- **Preocupações com o meio ambiente local** ocorrem quando os PPMs levam a danos ambientais nos limites geográficos do país. A poluição da água, terra ou ar que não cause efeitos transfronteiriços são exemplos desse tipo de problema.

Assim, por causa desses problemas ambientais que podem surgir, os países que importam mercadorias do Brasil podem impor “barreiras verdes”, reduzindo as exportações e, conseqüentemente, a produção industrial, diminuindo a renda e o emprego gerados pela indústria (Quadro 7.3).

#### Quadro 7.3. A proibição da importação de gasolina brasileira pelos EUA

Um exemplo de restrição comercial baseada em regulamentação ambiental foi o caso das gasolinas brasileira e venezuelana exportadas para os EUA. Em 1995, para complementar o *Clean Air Act*, a agência ambiental norte-americana (EPA) estabeleceu a Regra da Gasolina (*Gasoline Rule*), ou seja, impôs padrões de qualidade para a gasolina utilizada pelos consumidores norte-americanos. A exigência era de que somente gasolina de determinada especificação (*reformulated gasoline*) poderia ser vendida nas áreas mais poluídas e, no restante do país, somente a gasolina convencional (*conventional gasoline*), cujo padrão não poderia ser mais sujo do que do ano base de 1990.

Entretanto, para as refinarias norte-americanas que já operavam em 1990, foi estabelecido um patamar mínimo individual com base no padrão de qualidade da gasolina que produzia em 1990. Ou seja, os padrões individuais para as refinarias domésticas poderiam ser inferiores aos estabelecidos para a gasolina importada, o que impôs ao Brasil e à Venezuela processos mais onerosos que os domésticos. Esses países reivindicaram que a Regra da Gasolina era inconsistente, com artigo III\* do Acordo Geral de Tarifas e Comércio (GATT), e não estava coberta pelo artigo XX.\*\* Os EUA argumentaram que a Regra da Gasolina era consistente com o artigo III e estava justificada nas exceções contidas no artigo XX do GATT, parágrafos (b), (g) e (d). Os EUA perderam em todas as instâncias julgadas no GATT/OMC, pois os painéis não aceitaram os argumentos apresentados e os EUA foram forçados a voltar atrás e retirar a restrição às gasolinas estrangeiras.

## 7.6. Política ambiental no Brasil

### 7.6.1. Histórico da política ambiental

O atraso no estabelecimento de normas ambientais e agências especializadas no controle da poluição industrial demonstra que, de fato, a questão ambiental não configurava

entre as prioridades de política pública. Até a década de 1970, não existia um órgão especificamente voltado ao controle ambiental. As legislações existentes tratavam da exploração de alguns recursos naturais, por meio de medidas isoladas:

- Código Florestal de 1934 (Decreto nº 23.793), tratava da questão das matas nativas, sendo posteriormente reformado pela Lei nº 4.771, de 1965.
- Código de Águas de 1934 (Decreto nº 24.643), estabelecia normas de uso dos recursos hídricos, com especial atenção ao seu aproveitamento hidrelétrico.
- Comissão Executiva da Defesa da Borracha de 1947 (Lei nº 86), estabelecia medidas que visavam à assistência econômica da borracha natural, reestruturada posteriormente em 1967.
- Superintendência do Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE) de 1962 (Lei delegada nº 10), vinculada ao Ministério da Agricultura.

Somente em 1973 a questão ambiental passou a ser tratada com uma estrutura independente, seguindo a recomendação da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente. Criou-se a Secretaria Especial do Meio Ambiente — SEMA (Decreto nº 73.030), vinculada ao Ministério do Interior. A estrutura do sistema de gestão ambiental tomou por modelo a experiência norte-americana, caracterizada por dois elementos básicos: um grande nível de descentralização e um acentuado viés regulatório, baseado nos instrumentos de comando-e-controle, favorecendo a regulação direta das empresas e, por isso, demandando recursos humanos e técnicos para o controle que, no caso brasileiro, estão muito acima das disponibilidades dos órgãos fiscalizadores.

Embora leis e normas tenham sido criadas ainda na década de 1970, apenas em 1981 é que a Lei nº 6.938 estabeleceu os objetivos, as ações e os instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente, objetivando não só a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental, mas também se comprometendo a assegurar as condições para o desenvolvimento socioeconômico aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana, atendendo aos princípios já previstos na Constituição e definindo outros que asseguram a tutela jurídica do meio ambiente. Os instrumentos explicitados são (artigo 9º):

- I - o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental;
- II - o zoneamento ambiental;
- III - a avaliação de impactos ambientais;
- IV - o licenciamento e a revisão de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras.

Foi constituído o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e também se criou o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (Quadro 7.4).

Em 1997, foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433) e criou-se o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos e o Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Em 1998, as condutas e atividades lesivas ao meio ambiente passam a sofrer sanções penais e administrativas estabelecidas pela Lei nº 9.605 — a Lei de Crimes Ambientais —, que dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas

\* O artigo III do GATT que estabelece que não se pode tratar o produto estrangeiro diferentemente do nacional.

\*\* Este artigo do GATT estabelece exceções às regras, as quais incluem as questões ambientais.





#### Quadro 7.4. O ambiente institucional da política ambiental no Brasil

O ambiente institucional é regulamentado em três esferas de poder — federal, estadual e municipal. São três órgãos reguladores no âmbito federal:

- Ministério do Meio Ambiente (MMA) — é o responsável pelo planejamento da política nacional de meio ambiente. Tanto o IBAMA quanto o CONAMA estão vinculados ao MMA, sendo o ministro também presidente do CONAMA.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) — é o órgão consultivo e deliberativo do Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA). O CONAMA é um órgão colegiado cujos membros são representantes do Governo e da sociedade civil que têm envolvimento com as questões ambientais e que têm a finalidade de assessorar, estudar e propor as diretrizes de políticas governamentais para o meio ambiente e os recursos naturais. É composto por dez câmaras técnicas permanentes e oito temporárias, que discutem questões relativas a gerenciamento costeiro, energia, controle ambiental, ecossistemas, recursos hídricos, recursos naturais e outros temas relevantes. A determinação dos padrões de qualidade ambiental é de competência do CONAMA. Esses parâmetros são normalmente baseados na experiência internacional, como no caso dos padrões de qualidade do ar (determinados a partir de padrões internacionais, como os da *Environment Protection Agency* — EPA — a agência de proteção ambiental norte-americana).
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) — foi criado em 1989 e assumiu os direitos, créditos, obrigações e receitas dos órgãos reguladores extintos.\* Cabe ao IBAMA (no nível federal) a responsabilidade pelo controle e fiscalização de atividades capazes de provocar a degradação ambiental. A exigência de estudos de impacto ambiental (EIA) e relatórios de impactos ambientais (RIMA) constitui a base de avaliação para o licenciamento das atividades efetiva ou potencialmente poluidoras, sendo este o principal instrumento disponível para a gestão ambiental. As licenças são de três naturezas (planejamento, instalação e operação), e a elaboração dos estudos de impactos ambientais fica a cargo de consultor independente contratado pelo proponente do pedido de licença.

Nos âmbitos estadual e municipal, o controle e a fiscalização de atividades que têm impactos negativos sobre o meio ambiente é de responsabilidade dos órgãos ou entidades estaduais e municipais — como a Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA) no Rio de Janeiro e a Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB) em São Paulo. As multas e outras penalidades aos agentes que violam os padrões estabelecidos são determinadas de forma diferenciada pelas agências estaduais de controle. Não há hierarquia entre as agências federais, estaduais e municipais, sendo umas independentes das outras.

e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Posteriormente, o Decreto Federal nº 3.179, de 1999, regulamentou a Lei nº 9.605/1998, no que tange a infrações, penalidades, procedimento administrativo e outras providências. O Quadro 7.5 mostra exemplos da legislação ambiental brasileira.

#### Quadro 7.5. Exemplos da legislação ambiental brasileira

##### **Legislação sobre licenciamento ambiental:**

— Resolução CONAMA nº 237/1997 — Dispõe sobre revisão do Sistema de Licenciamento Ambiental.

Licenciamento:

**LP — Licença Prévia:** concedida na fase preliminar do planejamento do empreendimento ou atividade, aprovando a localização, a concepção e a viabilidade ambiental. Estabelece os requisitos básicos e condicionantes a serem atendidos nas próximas fases.

**LI — Licença de Instalação:** autoriza a instalação do empreendimento ou atividade, de acordo com as especificações constantes dos planos, programas e projetos aprovados, incluindo as medidas de controle ambiental e demais condicionantes.

**LO — Licença de Operação:** autoriza a operação da atividade ou empreendimento após a verificação do cumprimento do que consta nas licenças anteriores, com as medidas de controle ambiental e condicionantes determinados para a operação.

— Portaria IBAMA nº 113/1997 — Dispõe sobre o funcionamento do Cadastro Técnico Federal de Atividades Potencialmente Poluidoras.

São obrigadas ao registro: Pessoas físicas ou jurídicas que se dedicam a atividades potencialmente poluidoras e/ou a extração, produção, transporte e comercialização de produtos potencialmente perigosos ao meio ambiente, assim como de minerais, produtos e subprodutos da fauna, flora e pesca.

##### **Legislação sobre poluição e uso das águas:**

— Lei nº 9.433/1997 — Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

##### **Legislação sobre poluição do solo e resíduos sólidos:**

A atual legislação confere à fonte geradora de resíduos a responsabilidade pela coleta, transporte, tratamento, processamento e destinação final dos mesmos, independentemente da contratação de serviços de terceiros para execução de qualquer uma das etapas. Somente os casos em que o resíduo possa ser empregado como matéria-prima em outro processo industrial é que cessará a responsabilidade do gerador.

Normas mais importantes em relação a resíduos sólidos, líquidos e emissões:

— Resolução CONAMA nº 258/1999 — Legislação sobre pneumáticos

— Resolução CONAMA nº 257/1999 e nº 263/1999 — Legislação sobre pilhas e baterias

— Portaria Interministerial nº 19/1981 e Instrução Normativa SEMA nº 01/1983 — Legislação sobre ascarel

— Resolução CONAMA nº 09/1993 — Legislação sobre óleo solúvel e lubrificante

— Resolução CONAMA nº 267/2000 — Legislação sobre uso de CFCs

#### 7.6.2. Principais características da política ambiental brasileira

A questão ambiental não foi prioridade no processo de industrialização brasileiro. Desde o estabelecimento de indústrias intensivas em emissões, vindas dos países desenvolvidos na década de 1970 para produzir bens intermediários, até os vazamentos de óleo do setor petrolífero ocorridos no ano 2000, são vários os exemplos de descaso do setor in-

\* Foram extintos a SUDEHVEA (Superintendência da Borracha), o IBDF (Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal), a SEMA (Secretaria Especial do Meio Ambiente) e a SUDEPE (Superintendência do Desenvolvimento da Pesca) pelas leis nºs 7.732 e 7.735.

dustrial brasileiro com a questão ambiental. Uma das consequências desse relativo descaso com a questão ambiental é a presença cada vez mais importante de indústrias intensivas em recursos naturais e energia, ou que apresentam um alto potencial poluidor.

Uma série de razões pode ser apontada para explicar essa intensificação das atividades poluentes na composição setorial do produto industrial. Em primeiro lugar, o atraso no estabelecimento de normas ambientais e agências especializadas no controle da poluição industrial demonstra que, de fato, a questão ambiental não configurava entre as prioridades de política pública — apenas na segunda metade da década de 1970 foi criado o primeiro órgão especificamente para esse fim (FEEMA/RJ).

Em segundo lugar, a estratégia de crescimento associada à industrialização por substituição de importações no Brasil privilegiou setores intensivos em emissão. A motivação inicial do processo de industrialização por substituição de importações era baseada na percepção de que o crescimento de uma economia periférica não poderia ser apenas sustentada em produtos diretamente baseados em recursos naturais (extração mineral, agricultura ou outras formas de aproveitamento de vantagens comparativas absolutas definidas a partir da dotação de recursos naturais). Contudo, embora o Brasil tenha avançado na consolidação de uma base industrial diversificada, esse avanço esteve calcado no uso indireto de recursos naturais (energia e matérias-primas baratas), em vez de expandir-se por meio do incremento na capacidade de gerar ou absorver progresso técnico — chave para o crescimento sustentado, mas que ficou limitado a algumas áreas de excelência.

Essa concentração em atividades intensivas em emissão aumentou ainda mais a partir da consolidação dos investimentos do II Plano Nacional de Desenvolvimento (II PND), que resultou em forte expansão de indústrias de grande potencial poluidor — especialmente dos complexos metalúrgico e químico/petroquímico — sem o devido acompanhamento de tratamento dessas emissões. Outro fator que contribuiu para o incremento de atividades industriais poluidoras foi a tendência de especialização do setor exportador em atividades potencialmente poluentes.

De acordo com essas especificidades da industrialização brasileira em relação ao meio ambiente, a política ambiental vai adquirir contornos específicos, com ampla utilização dos instrumentos de comando-e-controle. O modelo de licenciamento concentrou a maior parte dos avanços em poucos estados onde as agências de meio ambiente desenvolveram-se de forma mais efetiva, como a FEEMA e a CETESB.

Contudo, existe grande heterogeneidade entre essas agências e na maioria dos estados existem enormes carências técnica, financeira e de pessoal que impedem uma ação efetiva. Vários desses problemas foram agravados pela crise fiscal vivenciada por diversas administrações estaduais e falta de apoio político, resultando no declínio da qualidade da ação das agências ambientais. As lacunas deixadas por essa crescente paralisia estadual têm sido parcialmente preenchidas pela maior atuação de agências municipais, principalmente nas regiões metropolitanas. Essa multiplicidade de níveis administrativos pode levar a conflitos de competência, com prejuízo às populações envolvidas.

Mesmo onde houve fortalecimento das agências ambientais, a qualidade ambiental não necessariamente melhorou, como em São Paulo. Isso se deve, além de às dificuldades internas do setor ambiental, à falta de investimento em infraestrutura e serviços urbanos que são de outras competências administrativas (saneamento, transporte público, coleta de lixo, habitação popular); à persistência de grandes bolsões de pobreza (proliferação de

favelas e outros ambientes degradados); e a padrões de consumo que resultam em agravamento das condições ambientais (o rápido crescimento da frota de automóveis particulares é o exemplo mais gritante).

Aspectos ambientais ainda estão pouco integrados na formulação de políticas públicas. O problema é agravado pela falta de informações sobre a extensão e relevância dos problemas resultantes da degradação ambiental. A criação de um sistema de indicadores ambientais que compile dados obtidos pelas agências de controle poderia facilitar essa integração, definindo áreas de prioridade de ação.

Essa série de problemas levou a questionar-se o atual sistema de gestão, baseado nos instrumentos de comando-e-controle. Em primeiro lugar, a ação desses órgãos é reativa, sendo que a expansão de suas atividades é normalmente resultado do agravamento de problemas não resolvidos. Os procedimentos atuais de estudos de impacto ambiental (EIA) e relatório de impacto ambiental (RIMA) são passíveis de várias críticas, pois existe pouca clareza quanto aos critérios adotados no seu enquadramento como instrumentos de avaliação de impactos ambientais. Na prática, não se observa a apresentação de alternativas tecnológicas e locacionais, e as áreas de influência consideradas são bastante restritas. Além disso, o princípio de independência da equipe responsável pela elaboração dos estudos entra em contradição com a prática de permitir-se ao proponente do projeto a indicação e contratação dessa equipe.

A fiscalização também apresenta sérios problemas. Os principais referem-se à já mencionada escassez de recursos humanos e financeiros, em virtude da crise do estado brasileiro em seus diversos níveis e à fraca integração entre esses distintos níveis de governo. Além disso, a rigidez do sistema de normas atualmente vigente retira flexibilidade dos gestores ambientais, tornando-os muito pouco efetivos no sentido de criar estímulos aos agentes sociais para que adotem práticas mais adequadas ao ambiente.

Uma vez atendidos os padrões de emissão, há pouco interesse do agente para que melhore ainda mais seu desempenho. Por outro lado, no caso de indústrias estabelecidas sob um padrão tecnológico prévio à definição dos padrões ambientais, os custos de readaptação podem ser significativos, o que levaria em alguns casos ao fechamento da indústria, com enorme custo social.

A saída apontada por grande parte da literatura para esse problema é a incorporação de instrumentos econômicos baseados no princípio do poluidor-pagador (veja o capítulo sobre economia da poluição), no qual emissões passam a ser cobradas mesmo estando em conformidade com os padrões máximos, mas ao mesmo tempo permitindo que os agentes emissores negociem entre si seus próprios limites de emissão, de modo a minimizar os custos sociais de ajuste.\* Indústrias mais antigas, cujo custo de readaptação seja mais alto, poderiam se beneficiar por meio da negociação com outros agentes mais eficientes no controle ambiental. Além disso, ao contrário de um único padrão, haveria a possibilidade de impor um “preço” mais elevado nas emissões que resultem em maior poluição e valores mais baixos onde o problema não é relevante, pois a concentração de poluentes resultante de emissões pode variar consideravelmente devido às circunstâncias do local afetado.

\* A adoção de instrumentos econômicos permite que um agente emita acima de um padrão médio estabelecido, desde que outros agentes decidam reduzir seu nível de emissão em troca de compensações financeiras, diretas (venda de certificados de emissão) ou indiretas (redução do imposto a pagar). Dentro do sistema vigente, o fato de um agente emitir a um nível muito abaixo do padrão legal não lhe garante vantagem adicional em relação à situação onde está apenas ligeiramente abaixo do padrão.



### 7.7. Conclusões

Neste capítulo vimos como se deu a evolução da política ambiental no mundo — da disputa nos tribunais à política mista de comando-e-controle. Nessa evolução, os padrões de qualidade tornaram-se importantes para a definição de metas de política, além da crescente adoção dos instrumentos econômicos.

Assim, a política ambiental busca induzir ou forçar os agentes econômicos a adotarem ações que provoquem menos danos ao meio ambiente, seja reduzindo a quantidade de emissões ou a velocidade de exploração dos recursos naturais. Os instrumentos de política ambiental podem ser divididos em três grandes grupos: instrumentos de comando-e-controle (ou regulação direta), instrumentos econômicos (ou de mercado) e instrumentos de comunicação. Em geral, eles são utilizados conjuntamente, fazendo com que sejam distintas as políticas ambientais de diferentes localidades.

A política ambiental adotada pelos países pode afetar diretamente o comércio internacional. Com a finalidade de proteger o meio ambiente, seja local ou globalmente, os países importadores impõem barreiras não tarifárias com fins de proteção ambiental, também chamadas de *barreiras verdes*. Entretanto, o próprio comércio de mercadorias também afeta negativamente o meio ambiente, seja pelas emissões atmosféricas do transporte, pelo consumo ou pelo processo e método de produção de mercadorias.

Após uma breve exposição da política ambiental no Brasil, podemos concluir que, embora a experiência brasileira, especialmente em alguns estados do Sudeste e Sul, possa ser considerada como avançada se comparada com outros países latino-americanos, o modelo de gestão resultou em avanços limitados no controle da poluição e outras formas de degradação.

Problemas importantes permanecem sem solução e, se comparados com padrões de países desenvolvidos, os indicadores de qualidade ambiental no Brasil ainda estão bastante abaixo do satisfatório. Se por um lado a dinâmica errática de crescimento econômico, a acelerada urbanização e a crise do Estado ocorridas a partir dos anos 1980 podem ser apontadas como parte da questão, por outro lado, o modelo de gestão adotado mostrou-se inadequado para tratar de diversos problemas. Sendo assim, os próprios gestores ambientais reconhecem a necessidade de se buscar formas mais eficientes de controle.

### Guia de leitura

Ainda há muito mais para se aprofundar no estudo sobre política ambiental. Para que você possa saber mais sobre:

- Os diferentes enfoques teóricos dos instrumentos de política ambiental e as experiências de política ambiental de vários países, ver Almeida (1988).
- As consequências ambientais dos programas de ajustamento para a crise da dívida externa dos países em desenvolvimento no início dos anos 1980, por meio do exame das relações entre as políticas de ajustamento e o uso dos recursos naturais, concentrando-se no caso brasileiro, ver Young (1996).
- Os principais instrumentos de política ambiental e a experiência de diversos países no assunto, ver Margulis (1996).

- Diversos assuntos relacionados com o meio ambiente, como poluição do ar e da água, avaliação de impactos ambientais, análise de custo-benefício e introdução à economia dos recursos naturais e à economia do meio ambiente, abordando questões relativas à política ambiental, ver Margulis (1996).
- Economia ambiental, relacionando temas como crescimento demográfico, crescimento econômico e economia do bem-estar social ao meio ambiente, ver Perman *et al.* (1996).

### Referências bibliográficas

- Almeida, L.T. *Política ambiental: uma análise econômica*. São Paulo: Papirus, 1998.
- Kemp, R.; Smith, K.; Becher, G. How Should we Study the Relationship between Environmental Regulation and Innovation? Relatório final do programa de pesquisa DGIII IPTS. 2000.
- Lustosa, M. C.; Young, C. E. F. Política ambiental. In: Kupfer, D.; Hasenclever, L. (orgs.). *Economia industrial: fundamentos teóricos e práticas no Brasil*. Rio de Janeiro: Campus, 2002.
- Margulis, S. *A regulamentação ambiental: instrumentos e implementação*. Texto para Discussão nº 437. Rio de Janeiro: IPEA, 1996.
- \_\_\_\_\_. (ed.). *Meio ambiente: aspectos técnicos e econômicos*. Brasília: IPEA, 1996.
- Perman, R.; Ma, Y.; McGilvray, J. *Natural Resources and Environmental Economics*. Londres: Longman, 1996.
- Serôa da Motta, R. (coord.). *Contabilidade ambiental: teoria, metodologia e estudos de caso no Brasil*. Rio de Janeiro: IPEA, 1995.
- Young, C. E. F. *Economic Adjustment Policies and the Environment: a Case Study of Brazil*. Tese de doutorado da University of London, 1996.
- \_\_\_\_\_; Pereira, A. A. Controle ambiental, competitividade e inserção internacional: uma análise da indústria brasileira. *XXVIII Encontro Nacional de Economia*. Campinas: ANPEC, 2000.

### Notas

- <sup>1</sup> Elaborado a partir de Lustosa e Young (2002).
- <sup>2</sup> Serôa da Motta (1995), caps. 8 e 9.
- <sup>3</sup> Young e Pereira (2000).
- <sup>4</sup> Elaboração própria com base em Kemp *et al.* (2000) e Almeida (1998).

## As empresas e o desenvolvimento sustentável: a trajetória da construção de uma convenção

\*\*\*

Valéria da Vinha

*Instituto de Economia da UFRJ*

*A questão ecológica é uma questão social; e hoje a questão social só pode ser elaborada adequadamente como uma questão ecológica.<sup>1</sup>*

### 8.1. Introdução

Ao longo do processo de constituição do capitalismo ocorreu uma aparente emancipação da esfera econômica em relação à sociedade, acompanhada da ascensão de uma classe social nova: a burguesia, em suas distintas facetas (mercantil, industrial e financeira). Sabemos, no entanto, que no mundo real economia e sociedade estão entrelaçadas, e que o mercado não é uma instituição independente e perfeita. Entre as suas falhas, uma vem ganhando evidência crescente: a incapacidade de dar respostas concretas, justas e duradouras aos conflitos de natureza socioambiental. Como resultado, paralelamente ao agravamento da degradação dos ecossistemas impulsionado pela industrialização, intensificaram-se as disputas pelo acesso e uso dos recursos naturais e dos territórios.

Nas duas últimas décadas, este processo assumiu proporções alarmantes, impondo seu enfrentamento a governos e sociedades. Dessas circunstâncias e preocupações comuns a organizações e nações de todo o mundo emergiu uma nova convenção popularizada no termo “Desenvolvimento Sustentável” (ou simplesmente, Sustentabilidade). Esta convenção demonstrou ser capaz de alterar as regras da concorrência capitalista, obrigando as empresas (sobretudo, as multinacionais) a adquirirem competência para administrar conflitos e demandas sociais de maneira a se manterem competitivas. O ambientalismo empresarial e, mais recentemente, o movimento da Responsabilidade Social Empresarial (ou Corporativa) nascem, assim, organicamente vinculados às contradições do capitalismo.



Este texto se propõe a descrever e analisar as principais motivações, características e estratégias que pontuaram este processo, destacando a transformação do papel e da atuação das empresas na interface entre o social e o ambiental, embora sem nos determos no debate em torno da problemática do crescimento, apesar de esta representar um dos temas centrais da Economia Ecológica. A ausência desta temática no debate sobre o ambientalismo de tipo empresarial reflete o próprio estado das artes no âmbito do segmento e de sua interface acadêmica. Muito embora vozes persistentes defendam a necessidade não só de repensar o modelo de desenvolvimento, mas, principalmente, de reavaliar seu crescimento econômico contínuo,\* encontramos-nos no estágio no qual, após acordar-se para a magnitude do problema, reúnem-se esforços e poder decisório para enfrentá-lo.

Finalmente, procuramos avaliar ao longo do texto como a convenção da sustentabilidade acarreta mudanças na cultura organizacional da firma, redirecionando o foco dos negócios para a construção de ativos intangíveis; e se, ao fazer isso, representa um diferencial de competitividade e uma nova fonte de heterogeneidade entre as firmas.

## 8.2. Breve histórico do ambientalismo empresarial

Não estamos muito distante do tempo em que poluição era sinal de progresso. Há pouco mais de três décadas, durante a histórica Conferência de Estocolmo (1972) — evento científico que alertou o mundo para os graves riscos ambientais causados pelo modelo de desenvolvimento vigente —, o representante do governo brasileiro defendeu a tese de que o controle da poluição era um entrave ao progresso e articulou a vinda de indústrias altamente poluidoras, que estavam sendo expulsas de vários países, para a cidade de Cubatão. Cerca de dez anos depois, Cubatão entrou para o mapa das cidades mais poluídas do mundo e, até hoje, carrega este estigma.\*\*

Hoje, cada vez mais empresas compreendem que o custo financeiro e reputacional associado ao passivo ambiental é mais alto do que os investimentos em meio ambiente, pois influenciam a percepção da opinião pública sobre a companhia, dificultando a implementação de novos projetos e a renovação de contratos. Esta mudança de comportamento foi resultado da pressão da sociedade, que se organizou para combater o desmatamento e a poluição, e das restrições legais e ação regulatória e fiscal do Estado. Se o atendimento às normas ambientais representa um custo alto, os acidentes e os crimes ambientais provocam escândalos corporativos que abalam a confiança dos investidores, consumidores e acionistas, refletindo-se em queda de vendas e no valor das ações da empresa. Este conjunto de fatores influenciou o mercado, impondo a sustentabilidade como nova referência no horizonte da concorrência.

A crença generalizada no risco iminente de uma crise ambiental sem precedentes, alimentada pelos impactos das mudanças climáticas, atesta esta mudança. Muitos autores consideram que em um futuro próximo o mais importante impulsionador do desenvolvimento tecnológico será o estoque de reservas naturais. Stuart Hart, por exemplo, sugere

que a alocação dos recursos se orientará por sua disponibilidade física, não havendo espaço nem mesmo para a legislação ambiental e para as políticas públicas se imporem como marco regulatório. Com isso, a definição e o rigor na implementação de uma política de sustentabilidade ambiental recairiam, inevitavelmente, sobre os agentes econômicos, em particular, as empresas privadas.<sup>2</sup>

Este cenário preocupou, inicialmente, as grandes empresas multinacionais, sobretudo as de natureza extrativista e, neste segmento, as indústrias de petróleo & gás. Além de consumirem fontes não renováveis e de suas operações *off-shore* provocarem uma série de impactos nos ecossistemas marinhos, são responsáveis por elevadas taxas de emissão de poluentes e por acidentes ambientais de grandes proporções. Para citar um caso emblemático: o derramamento, em 1989, de 11 milhões de óleo bruto do petroleiro *Exxon Valdez*, no Alasca — o maior da história americana —, representou um divisor de águas na história da regulação ambiental pois levou o governo norte-americano a aplicar o método de valoração contingente com o objetivo de avaliar a extensão dos danos e obrigar a *Exxon Corporation* a indenizar suas vítimas.\*

Atualmente, as gigantes do petróleo anunciam investimento vultosos em energia renovável e metas ambiciosas na redução de emissões na tentativa de mudar sua imagem pública, desgastada por décadas na liderança da emissão de CO<sub>2</sub>. A Shell, por exemplo, se reposicionou estrategicamente para responder ao dilema da mudança climática, reforçando áreas nas quais podia emergir como líder de mercado. Seu plano de negócios do ano de 2000 projetou conquistar pelo menos 10% do crescente mercado mundial de tecnologia de energia renovável até 2005 e para isso a empresa anunciou um investimento de US\$1 bilhão. Já a empresa BP optou por assumir a liderança mundial em tecnologia de energia solar, cuja trajetória remonta há 30 anos. Raro é encontrar, hoje, uma empresa deste setor disposta a ostentar o estigmatizado nome de sua principal atividade (seja exploração de petróleo, seja de gás). Todas querem ser reconhecidas, principalmente, como empresas de energia.

Porém, não é apenas neste segmento que a pressão social aliada a eventos traumáticos influenciou mudanças estratégicas em direção à sustentabilidade. Ao menos no plano da retórica, representantes dos mais diversos setores empresariais esforçam-se em demonstrar que os custos ambientais deixaram de ser vistos como um “mal necessário” para serem encarados como “parte integrante do negócio”. Na linguagem corrente, este custo é um investimento porque abre caminho para a obtenção da chamada “licença social para operar”, que representa o consentimento da sociedade local para que a empresa se instale e explore os recursos de uma determinada região.

Finalmente, na chamada economia do conhecimento, os ativos intangíveis adquirem importância estratégica nos negócios.<sup>3</sup> Para a empresa, ter sua reputação abalada, pode significar um prejuízo financeiro incalculável. Em pesquisa realizada no Reino Unido, 847 executivos apontaram a reputação como o mais importante ativo intangível no sucesso da firma e, também, o mais difícil de ser substituído ou recuperado, levando em média dez anos e oito meses para gerar retorno. E, no decorrer de uma década, muitas empresas não resistem e abrem falência.<sup>4</sup>

\* Ver capítulo 2.

\*\* Em 1984, duas explosões e o incêndio provocado por vazamento de gás causaram a morte de 150 pessoas em Vila Socó, Cubatão (São Paulo).

<sup>4</sup> Ver a respeito do conceito valoração contingente, capítulo 12 deste livro.



Este conjunto de fatores conduziu a uma inevitável revisão dos valores empresariais, muito embora sem questionar o modelo capitalista de produção, uma vez que na visão do empresariado, desenvolvimento sustentável é um projeto em construção de longa duração e deve ser implementado sob a coordenação do setor privado.

Trataremos a seguir das características e dos momentos marcantes da trajetória de mais de uma década percorrida pelo que se convencionou chamar de ambientalismo empresarial.

### O conceito de desenvolvimento sustentável

Apesar de comportar várias definições, o conceito mundialmente consagrado de desenvolvimento sustentável foi proferido, em 1987, pela então primeira ministra da noruega e secretária geral das Nações Unidas, Gro Harlem Brundtland, por ocasião da Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento: *aquela que atende as necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem às suas próprias necessidades*.<sup>5</sup>

As concepções básicas sobre meio ambiente foram reunidas, pela primeira vez, na Conferência de Estocolmo, de 1972. Entretanto, o marco histórico do envolvimento do empresariado ocorreu durante a preparação da Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento (Eco-92), realizada no Rio de Janeiro, em junho de 1992. Esta conferência representou a culminância de um processo de discussão, registrando incontáveis manifestações a favor da sustentabilidade ambiental, partindo das mais diversas áreas de conhecimento, seja na forma de publicações acadêmicas, seja em material de cunho mais panfletário e político. Foi a partir daí que soaram mais fortemente os alarmes anunciando o estado terminal de um modelo de desenvolvimento que cresceu em choque com a dinâmica da natureza.

A rápida disseminação dos resultados da Eco-92 gerou uma inquietação generalizada ao redor do mundo, forçando o setor produtivo a dar uma resposta consistente ao problema, em grande medida, por ele criado. Resultou deste processo a internacionalização do Business Council for Sustainable Development (BCSD), ao qual foi acrescentado o adjetivo “mundial” (*World*). Desde então, o WBCSD destaca-se como uma das mais representativas entidades empresariais dedicada à causa do desenvolvimento sustentável. Atualmente, a organização é uma coalizão de cerca de 200 empresas, a maioria multinacionais, distribuídas entre 20 setores econômicos e está presente em mais de 35 países, além de contar com uma rede formada por 57 conselhos nacionais ou regionais.<sup>6</sup> Entre seus associados, estão: BHP, BP Amoco, Ford, General Motors, Glaxo Wellcome, Mitsubishi, Monsanto, Nestlé, Procter and Gamble, Rio Tinto, Shell International, Sony, Time Warner, Toyota, Unilever e Volkswagen. No Brasil, são membros do WBCSD as empresas Aracruz Celulose, Cimentos Liz, Natura Cosméticos, Petróbras, Suzano Papel e Celulose, Vale e Votorantim Participações.

À época, as ideias do BCSD e de seu fundador, Stephan Schmidheiny, foram apresentadas no livro sugestivamente intitulado *Mudando o Rumo (Changing Course)*. Esta publicação é considerada um marco na história do ambientalismo empresarial, pois representa a primeira resposta consistente e unificada da comunidade de negócios à causa ambiental. Nele, o autor apresenta um projeto de transformação econômica global no qual as empresas são as protagonistas. Aponta as competências que o setor privado possui para gerenciar esta mudança, mas, praticamente, coloca em polos opostos empresa e governo, contrariando interpretações que defendem enfaticamente relações sinérgicas entre esses atores.<sup>7</sup>

No Brasil, a adesão do empresariado nacional à causa ambiental começou alguns anos mais tarde, tendo sido impulsionada pela criação, em 1997, do Conselho Empresarial Brasileiro de Desenvolvimento Sustentável (CEBDS), representação brasileira do WBCSD. A entidade congrega 45 grupos empresariais, que respondem por cerca de 30% do PIB nacional e que representam aproximadamente 450 unidades produtivas das mais variadas atividades produtivas.<sup>8</sup>

### A convenção de mercado

Segundo a noção sugerida por Keynes (1930), convenção constitui mais uma suposição do que experiência historicamente comprovada. Os atores sociais estabelecem convenções para enfrentar um ambiente caracterizado por um alto grau de incerteza e risco, as quais, uma vez generalizadas, funcionam como parâmetros relativamente flexíveis que sinalizam o provável cenário do futuro, novo ambiente no qual as ações econômicas se moverão.

A convenção do desenvolvimento sustentável, assim como outras convenções, nasceu a partir de uma crença difundida na sociedade de que a sustentabilidade ambiental é um imperativo para a sobrevivência do atual padrão de desenvolvimento econômico. Contudo, sua viabilização tem sido gradativa e irregular. Se, por um lado, nos setores extrativistas e nas multinacionais avança mais rapidamente devido a maior influência das forças de pressão anteriormente citadas e à magnitude dos custos associados ao passivo ambiental, por outro lado, é mais difícil implementar e replicar mudanças em empresas de grande porte, cuja localização e natureza das operações variam significativamente. Assim, as trajetórias em direção à adoção de estratégias ambientalmente sustentáveis diferem significativamente entre setores, entre empresas de um mesmo setor e entre empresas de diferentes tamanhos.

A literatura aponta, com uma certa frequência, a existência de uma fronteira diferenciando os setores industriais mais comprometidos com a causa ambiental. São eles: químico, siderúrgico, minerador, papel e celulose e hidrocarbonetos.\* A escolha desses setores não se deve apenas ao fato de serem grandes poluidores, mas, também, à pressão social que os atinge mais intensamente. Esta pressão fez emergir precocemente preocupações ambientais, fazendo com que, em apenas um ano, 1992, os projetos ambientais consumissem 10% do orçamento dos setores de petróleo e química, por exemplo.\*\*

A despeito da quase obriedade deste recorte e de um generalizado posicionamento crítico e vigilante sobre esses setores por parte das ONGs e órgãos reguladores, são raros os estudos acadêmicos que realizaram análises profundas e independentes sobre sua performance ambiental. Em geral, o que se conhece sobre os processos de internalização dos princípios de DS nas empresas desses segmentos foi, e ainda é, produzido internamente.

Em pioneiro estudo sobre o processo de “esverdeamento” das empresas americanas dos setores de petróleo e químico, Andrew Hoffman (1997) constatou que a resposta do segmento empresarial aos ditames do DS foram, inicialmente, de natureza cosmética, correspondendo ao que o autor denomina de a “fase herética” da internalização do conceito. Contudo, segundo este mesmo autor, esta fase teria dado lugar a um novo “dogma”, definitivamente incorporado no plano cognitivo, isto é, integrado ao planejamento estratégico e

\* Hoffman (1997); Hawken (1993); Hart (1995); Gladwin (1995, 1998); Hastings (1998); Henriques & Sandorsky (1996).

\*\* Hoffman (1997).



expresso na missão corporativa das empresas desses setores.<sup>9</sup> Aqui, cabe a pergunta: seriam esses instrumentos de governança as principais evidências da conversão desses setores aos princípios e métodos de DS?

Apesar de concordarmos com a ênfase imputada por Hoffman ao alcance deste processo de transformação, preferimos tratá-lo como convenção e não como dogma, pois representa uma mudança do discurso, mas não da prática, enquanto dogma deve ser entendido como quebra de paradigma. Ademais, convenção pressupõe acordos de natureza corporativista entre grupos específicos acerca do uso de certas práticas, procedimentos e atitudes, destinados a atender a legislação e a facilitar a interação social, não sendo generalizável para o conjunto da economia.\* Nos tópicos seguintes, aprofundaremos esta abordagem, começando por analisar a efetividade e a real extensão dos processos de ecoeficiência nesses setores precursores.

### O primado do discurso da ecoeficiência

Durante a última década, organismos internacionais e agências multilaterais fizeram recomendações expressas às empresas para implantarem sistemas de gestão ambiental de modo a reduzirem ou eliminarem emissões, efluentes e desperdício nas suas operações (BIRD, ONU — Global Compact, OECD — *Guidelines for Multinational Enterprises*). O principal obstáculo à adoção da gestão ambiental residia, então, na concepção dominante entre o empresariado de que meio ambiente e lucro eram adversários naturais. Falsa noção, sabe-se hoje. Ocorre que a conversão ao sistema de gestão ambiental requeriria elevada soma de investimentos, já que a tecnologia não estava nem tão disponível nem tão aperfeiçoada quanto hoje. Consequentemente, obrigaria a empresa a repassar esses custos aos consumidores e, assim, elevar os preços. Contudo, em poucos anos de experiências bem-sucedidas ficou patente que as tecnologias ambientais tinham um potencial inverso, isto é, reduziam custos através de uma melhor racionalização dos processos produtivos, particularmente, no uso de insumos e no desperdício.

Conforme relatado por Stephan Schmidheiny no livro *Mudando o rumo*, o conceito de ecoeficiência surgiu da necessidade de o BCSD (Business Council for Sustainable Development) apresentar uma proposta de atuação na área ambiental durante a Conferência do Rio, em 1992. Segundo ele, o grupo enfrentou o desafio de encontrar algo a dizer sobre meio ambiente e desenvolvimento que “honrasse as realidades básicas do mercado”. Após acirrado debate, concluiu-se que o termo ecoeficiência era o que melhor exprimia a meta de integrar eficiência econômica e eficiência ecológica.

O princípio da ecoeficiência está fundado no axioma neoclássico de que o progresso tecnológico sempre será capaz de dar respostas às dificuldades de maximizar lucros encontradas pela produção capitalista ao longo da sua trajetória (ver capítulo 11). Com base neste axioma, o WBCSD adota a seguinte definição para ecoeficiência: *a process of adding ever more value while steadily decreasing resource use, waste and pollution*.

Com a perspectiva de uma solução convencional, via inversão tecnológica, e voluntária, tendo em vista a inexistência de regulação sobre esta matéria, a questão ambiental passou a ser mais palatável ao gosto dos empresários. Ou, como observou Hoffmam (1997), deixou de representar “um diabo a ser enfrentado” para ser encarado como um “custo de fazer negócio”. A partir de então, argumenta o autor, a indústria poderia assumir uma postura mais cooperativa, intra e intersetorialmente, induzida pela organização e compartilhamento de tarefas intrínsecas à gestão ambiental. Contudo, como veremos no tópico a seguir, a concepção de ecoeficiência adotada na fase inicial do ambientalismo empresarial foi pontual e, essencialmente, estratégica de modo a não comprometer investimentos realizados em processos produtivos pretéritos.

### As duas fases da ecoeficiência: do “berço ao túmulo” e do “berço ao berço”

A ideia de produzir bens materiais usando menos recursos está longe de ser nova. Contudo, continua sendo o fundamento para a produção das mercadorias e serviços ambientalmente sustentáveis. É famosa a crítica de William McDonough e Baungart sobre a modalidade da ecoeficiência baseada em tecnologias de “end-of-pipe” (fim-de-tubo), consideradas de remediação porque são usadas depois da poluição ter ocorrido (capítulo 11). Segundo os autores, essas tecnologias permitem produzir menos mal, embora, ainda mal, uma vez que o aumento da produtividade do recurso isoladamente não repercute de forma uniforme e generalizada para a sociedade como um todo. Escrito em forma de manifesto, os autores clamam por uma nova Revolução Industrial que elimine tanto a manufatura tradicional quanto a manufatura obsoleta do ambientalismo baseado nas tecnologias de fim de tubo e na reciclagem, que apenas controla a poluição, mas não acaba com o desperdício gerado nos processos produtivos. Trata-se, em síntese, de superar a fase elementar, e não revolucionária, do sistema de gestão ambiental denominado do “berço ao túmulo” para o estágio superior e efetivamente transformador do paradigma tecnológico do “berço ao berço”.

Dado o montante de investimento necessário a sustentar esta mudança, e a tradicional cultura do retorno de curto prazo, a transição para a sustentabilidade ainda está fortemente apoiada no aumento da eficiência associada ao uso dos recursos naturais, mesmo porque, as inovações incrementais são mais familiares ao sistema de aprendizagem da engenharia industrial, e mais fáceis de serem implementadas, pois mantêm a mesma base tecnológica (Hawken, Lovins e Lovins, 1999).\* Convém observar, no entanto, que este processo vem ocorrendo de forma diferenciada entre países, continentes e empresas. Enquanto a União Europeia já adota o Fator 4 como nível mínimo de eficiência no aproveitamento dos recursos para ser considerado sustentável, ministros da área ambiental da OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development), a Suíça e vários empresários e analistas europeus e japoneses recomendam a adoção do Fator 10 sob o argumento de que o mercado já está apto a gratificar as empresas que optarem por aprofundar esta estratégia de diferenciação. Adicionalmente, a ecoeficiência exige uma conversão significativa nos custos de gerenciamento e controle de estoque. Para tanto, sua implementação impõe uma conduta única nos processos operacionais, razão pela qual a gestão ambiental é mais frequente nas grandes e complexas corporações do que nas menores.\*\*

\* No verbete “convenção” constam as seguintes definições: 1. Ajuste, acordo ou determinação sobre um assunto, fato etc.; convênio, pacto. 2. Aquilo que só tem valor, sentido ou realidade mediante acordo recíproco ou explicação prévia. 3. Tudo aquilo que é tacitamente aceito, por uso ou geral consentimento, como norma de proceder, de agir, no convívio social; costume; convenção social. No verbete “dogma” temos: Caráter teológico. Uma doutrina ou corpo de doutrinas relacionada a temas tais como moral, fé, imposta de forma autoritária por uma igreja. Um princípio autoritário, crença, ou declaração de ideias e opiniões considerada como absolutamente verdadeira. (Dicionário Aurélio)

\* Ver capítulo 13.

\*\* Ver box “O que é Fator?”, p. 188.



### O QUE É FATOR?

A maior parte das previsões estima um aumento de 4 a 10 vezes da demanda por bens e serviços nos próximos 50 anos como consequência do aumento populacional e do consumo *per capita*. Decorre daí o estabelecimento de fatores de 1 a 10, que correspondem à redução de capital natural por unidade de produto. A discussão sobre o grau de aumento da eficiência material foi iniciada por F. Schmidt-Bleek e seus colegas do Wuppertal Institut na Alemanha. As opções variam do Fator 4, que corresponde a uma redução do consumo de recursos naturais e energia por unidade de produção para um quarto do consumo atual dentro de um prazo de 20 até 30 anos, ao Fator 10, que prevê uma diminuição para um décimo do consumo atual dentro de um prazo de 30 até 50 anos. Os criadores deste indicador afirmam que é necessário diminuir significativamente o uso líquido de recursos por um Fator 10, no geral, e por um Fator 4, como meta de curto prazo.<sup>10</sup> Estes pesquisadores afirmam que a ecoeficiência precisa se tornar muito mais ampla em sua abrangência, e sua aplicação, mais agressiva. Esta discussão é de vital relevância para os países em desenvolvimento, uma vez que seu crescimento e aumento do bem-estar de suas populações dependem de uma redução significativa do consumo de matéria e energia nos países do primeiro mundo.

Finalmente, a abordagem que defende a responsabilidade ambiental no uso dos recursos contraria a excessiva substituição de produtos e ciclos de vida cada vez mais curtos, os quais alimentam o consumismo e o reforçam como estratégia comercial. Aqui, outras variáveis, como o comportamento do consumidor e um sistema de regulação ambiental mais rigoroso, acompanhado de políticas de estímulo a mudanças nas opções de investimento tecnológico, sinalizariam com mais objetividade aos agentes econômicos o cenário futuro do consumo sustentável, no qual o meio ambiente é fator condicional em todas as fases do processo de fabricação de produtos.

### O papel da certificação

Como vimos no tópico anterior, ao reconhecerem que a maturação de novos produtos e processos é lenta e dispendiosa, a maior parte das empresas optou por implementar alterações pontuais nos processos produtivos. Por esta razão, a fase inicial do ambientalismo empresarial foi marcada por reformas simbólicas e medidas cosméticas, usadas principalmente como propaganda institucional (“lavagem verde”). Hoje, contudo, a tecnologia ambiental representa uma das principais estratégias de diferenciação, levando as empresas líderes em seus segmentos a optarem por investimentos do tipo “berço ao berço”.<sup>11</sup> Evidência disto é a corrida à certificação que agrega valor ao produto pois representa um selo de confiança no sistema de gestão implementado pela empresa.\*

Os certificados mais procurados são os da série ISO 9000 e ISO 14000.\*\* Lançada no final do ano de 1996, a Norma ISO 14001 avalia o Sistema de Gestão Ambiental (SGA)

### Do berço ao berço... começa a fase prática

Segundo o conceito “berço ao berço”, um produto pode ser melhor, agregar mais valor ao meio ambiente ao longo do uso e em seu posterior descarte. McDonough & Braungart relatam no livro *Cradle to Cradle* (2002) cinco estágios pelos quais passam as organizações que procuram atuar com responsabilidade ambiental, a saber:

I. Primeiro estágio: é a busca por um produto livre de substâncias reconhecidas pelo grande público como perigosas ou mesmo práticas malvistas.

II. Segundo estágio: quando a empresa pode e faz questão de deixar claro aos clientes as propriedades e os processos envolvidos na produção de seus produtos.

III. Terceiro estágio: é trabalhar na criação de uma lista das substâncias saudáveis a serem adotadas, tomando uma postura realmente proativa, e realizando assim uma lista positiva. As análises realizadas neste estágio podem envolver conceitos abordados pelo Sistema de Gerenciamento Ambiental (SGA) estabelecido na norma britânica BS 7750 e pela Avaliação de Desempenho Ambiental (ADA). Partir da análise destes critérios para guiar etapas de projeto e produção preconiza uma transformação real.

IV. Quarto estágio: buscar ciclos tecnológico e biológico mais salutares, pondo em prática a lista positiva. Faz parte desta busca um maior contato com grupos de pesquisa e para isto se faz necessário uma aproximação de pesquisadores e profissionais que atuam no desenvolvimento de produtos. A partir, deste estágio pode-se relacionar práticas de *eco-design*, ou *green design*, no qual o processo de projeto trata atributos ambientais como objetivos e não restrições, buscando incorporar estes objetivos com o menor custo ao desempenho do produto, sua vida útil ou sua funcionalidade.

V. Quinto estágio: prevê reinventar conceitos, fazer produtos que, além de não serem prejudiciais ao meio ambiente, contribuam e melhorem o meio durante e após sua vida útil, que limpem o ar ou fertilizem o solo, isto associado à reflexão sobre a infraestrutura necessária ao uso do produto.<sup>12</sup>

adotado pela organização. Como trata-se de uma norma internacional, as empresas exportadoras foram as primeiras a adotá-la. Não são apresentados critérios específicos de desempenho ambiental, exige-se, porém, que a organização elabore sua política e tenha objetivos que levem em consideração os requerimentos legais e as informações referentes aos impactos ambientais significativos. Por outro lado, o nível de aplicação dependerá de fatores como a política ambiental da organização, a natureza de suas atividades e a existência de requisitos para o Sistema de Gestão da Qualidade, não significando, necessariamente, conformidade do produto às suas respectivas especificações. A ISO 14001 permite certificação do SGA por terceiros, sendo a única cujo conteúdo é auditado na forma de requisitos obrigatórios, o que representa um diferencial a mais no contexto de concorrência. Administrado pelo Council on Economic Priorities Accreditation Agency (CEPAA), o Social Accountability 8000 (SA 8000) foi o primeiro certificado social com reconhecimento internacional. Verifica, entre outros aspectos, as condições de trabalho em toda a cadeia produtiva, tendo sido motivado pelo crescente clamor popular contra o trabalho infantil. No Brasil, muitas empresas possuem a ISO 14001, mas poucas conquistaram o SA 8000, entre elas, a Bahia Sul Celulose e a empresa de cosméticos Avon. Desde então, outros certificados sociais surgiram, sendo o mais recente e polêmico a Norma ISO 26000 de Responsabilidade Social.

Convém observar, porém, que o contingente de empresas certificadas só não é maior porque muitas delas não têm como arcar com os custos da certificação, particularmente as

\* Ver box “Do berço ao berço... começa a fase prática”, p. 189

\*\* A ISO, cuja sigla significa *International Organization for Standardization* (Organização Internacional de Estandarização), é uma entidade não governamental criada na Suíça, em 1947, com o objetivo de promover o desenvolvimento da normalização e atividades relacionadas com a intenção de facilitar o intercâmbio internacional de bens e de serviços e para desenvolver a cooperação científica, tecnológica e econômica. Os membros da ISO (cerca de 90) são os representantes das entidades máximas de normalização nos respectivos países como, por exemplo, ANSI (American National Standard Institute), BSI (British Standard Institute), DIN (Deutsches Institut für Normung) e o INMETRO (Instituto Nacional de Metrologia).





pequenas e médias. Um estudo recente comparou a performance de companhias abertas que informaram em seus Relatórios de Informação Anual de 2006 (ano-base 2005) certificação da ISO 14001 com as empresas que possuíam algum sistema de monitoramento ambiental e com as empresas que não apresentaram informação relacionada às questões ambientais. As empresas que possuíam certificação ambiental tiveram rentabilidade do ativo, rentabilidade operacional e rentabilidade do patrimônio líquido superiores às demais.<sup>13</sup>

Como salienta Schmidheiny (1996), a crença de que maximizar retorno aos acionistas impõe ao executivo a adoção de estratégias pontuais e imediatistas, negligenciando investimentos de maturação longa, não é de todo verdadeira, uma vez que os acionistas procuram obter retorno futuro de seus investimentos na mesma proporção em que anseiam por rendimentos no presente. Por esta razão, foram eles os principais responsáveis pela adoção dos sistemas de gestão ambiental, bem como das certificações, a partir do momento no qual a performance ambiental transformou-se em diferencial de competitividade. Em pesquisa realizada nos EUA, em 2001, com 120 empresas das áreas de papel & celulose, química e borracha, identificaram nos acionistas 27% da motivação na implementação de SGAs nas empresas, seguida da pressão legal (18,2%).<sup>14</sup>

Acima de tudo, a internalização do conceito de desenvolvimento sustentável no segmento produtivo ajudou a reabilitar uma visão de futuro, relativamente negligenciada durante a última década, marcada por altas expectativas de lucros econômicos. Quando estas expectativas foram frustradas, este conceito emergiu como um horizonte novo para a seleção de opções de mercado, transformando-se, então, em uma estratégia de negócio.

Neste ponto, chegamos a um novo estágio da trajetória: a incorporação da visão dos *stakeholders* nas estratégias e processos decisórios empresariais em oposição à centralidade dos *shareholders* (acionistas). Esta inovação foi decisiva para a disseminação da consciência ambiental no interior das empresas, cobrando-lhes transparência e resultados sociais.

### 8.3. O foco no *stakeholder* e o papel das grandes corporações

*Podem as corporações administrar o mundo?* Com este título provocativo, David Korten escreveu um dos mais contundentes manifestos contra o crescente poder das multinacionais, onde questiona: *Podem as grandes corporações liderar a mudança no padrão de desenvolvimento econômico hegemônico em direção ao desenvolvimento sustentável? Podem intervir no rumo das políticas de sustentabilidade ambiental em escala nacional e internacional?*<sup>15</sup>

Segundo Elmar Altvater, o principal desafio das grandes corporações, particularmente as que atuam nos países em desenvolvimento, é o de lidar com os anseios e as expectativas das comunidades, a pressão do movimento ambientalista e o poder de barganha dos governos.<sup>16</sup> Isto é, aprender a relacionar-se com seus *stakeholders*.<sup>\*</sup> Este aprendizado tem sido árduo, uma vez que o setor privado não tem tradição de se relacionar com a chamada sociedade civil. Até meados da década passada, sua comunicação com a sociedade resumia-se às ações filantrópicas, limitando-se a contatar aqueles segmentos com os quais

mantinha relações estritamente comerciais ou profissionais, entre eles os fornecedores, os compradores e os órgãos ambientais.

Com a ascensão do movimento ambientalista em meados dos anos 1970 (na Europa e nos EUA) e dos anos 1980 (nos países em desenvolvimento), os desejos e as expectativas dos consumidores passaram a ser considerados, incorporando-se este segmento à rede de interlocutores da empresa. Influenciando, inicialmente, no *design* e nas propriedades dos produtos, os consumidores passaram, gradativamente, a interferir, também, no processo de fabricação, sobretudo nos aspectos diretamente relacionados à poluição ambiental e ao desperdício de matérias-primas encontradas nesses processos.

Mais recentemente, agregaram-se a esses *stakeholders* as vítimas reais e potenciais dos impactos ambientais, cuja capacidade de organização contribuiu decisivamente para engrossar o universo das ONGs, fenômeno social contemporâneo que cresceu no bojo do movimento ambientalista. Historicamente, este movimento teve impulso a partir da mobilização da sociedade contra a atuação das multinacionais em áreas ambientalmente sensíveis. Esta reação adquire, na maior parte dos casos, contornos de comoção social, exigindo adaptações nas estratégias das multinacionais. Um levantamento realizado em abril de 1998 revelou que as dez maiores firmas de petróleo americanas interessadas em investir nos países em desenvolvimento já tinham consciência que para atingir suas metas deviam preparar-se para operar em áreas social e ambientalmente sensíveis, buscando construir laços de confiança junto aos governos e responder às expectativas da sociedade local.<sup>17</sup>

Como resultado, outras variáveis, além do desempenho financeiro, passaram a integrar os métodos de avaliação da performance da empresa, particularmente o retorno em imagem proporcionado pelas relações estabelecidas com os *stakeholders* e com as ONGs ambientalistas de expressão nacional e internacional.

Como percebido por diversos autores,<sup>18</sup> no longo prazo, a perspectiva de obter vantagem competitiva dependerá, fundamentalmente, da capacidade de a empresa desenvolver habilidades específicas para operar em ambientes de alta sensibilidade ecológica.

#### O relacionamento com o terceiro setor

Na Holanda e no Canadá, países que detêm os índices mundialmente mais baixos de poluição ambiental, pesquisas realizadas no início da década de 1990 apontavam que os principais agentes impulsionadores da adoção da gestão ambiental foram, em primeiro lugar, as regulações governamentais e, secundariamente, a vontade dos consumidores. As organizações ambientalistas não exerciam, ainda, influência decisiva como fonte de pressão.

Quando as pesquisas foram repetidas para a segunda metade da década, identificaram a progressiva pressão que as ONGs viriam a exercer. Atender às expectativas da sociedade não era considerado parte da responsabilidade da empresa até o momento em que as ONGs começaram a pressionar por mudanças mais profundas. Ao aportar uma gama diferenciada de potenciais riscos ambientais, essas organizações obrigaram as empresas a implementar medidas cada vez mais avançadas.<sup>19</sup>

No Brasil, sua influência não tem sido menor. Em pesquisa realizada pelo Instituto Ethos com mais de mil consumidores, o apoio a projetos comunitários e a entidades sem fins lucrativos foi apontado como um importante requisito na avaliação da empresa: 59% dos entrevistados acreditam que essas práticas são referência de comportamento empresarial ético.<sup>20</sup>

\* Optamos por utilizar o termo *stakeholder* em vez de "grupos de interesses" ou "partes interessadas" por ser mais abrangente, incorporando, além de todos os membros da cadeia produtiva, as comunidades, as ONGs, o setor público e outras firmas e indivíduos formadores de opinião. Além disso, o termo está consagrado na literatura especializada. Mantivemos a versão em inglês, portanto, na falta de um correspondente à altura em português, lembrando que outros termos em inglês constam como verbete nos melhores dicionários brasileiros, como é o caso do Dicionário Aurélio.



Os primeiros embates travados pelas ONGs tiveram como alvo as multinacionais que operavam em regiões economicamente pobres, mas ricas em fontes energéticas e em biodiversidade. A poderosa organização não governamental Greenpeace foi uma das pioneiras. Fundada em 1971, no Canadá, a entidade notabilizou-se por organizar duras campanhas contra as multinacionais responsáveis por danos ambientais. Seu estatuto proíbe receber doação de empresas ou governos, e sua arma é a denúncia pública e a mobilização popular por meio da panfletagem, realizada por um exército de 3 milhões de voluntários espalhados por 29 países.<sup>21</sup>

O Greenpeace instalou-se no Brasil por ocasião da Conferência do Rio, em 1992, e seu primeiro ato foi fincar 800 cruzeiros brancos em frente à Usina de Angra I. A entidade atua, principalmente, em defesa da Floresta Amazônica e na campanha contra o programa nuclear brasileiro. A experiência adquirida ao longo da última década levou a entidade a propor, em 2002, o que chamou de *Princípios de Bhopal sobre Responsabilidade Corporativa*. Trata-se de um conjunto de dez princípios sugerindo medidas que levem as empresas a agir com mais responsabilidade, segundo os acordos firmados durante a Conferência realizada no Rio de Janeiro. Na visão do Greenpeace, as iniciativas voluntárias das empresas no que respeita ao desenvolvimento sustentável demonstraram ser insuficientes e ineficazes. A entidade defende a criação de instrumentos legais de controle de âmbito internacional, definindo direitos e deveres das corporações, e o respectivo monitoramento e verificação dos comportamentos corporativos. Caberia às empresas arcar com todos os custos de compensação por danos e disponibilizar todas as informações aos interessados.

**Greenpeace — Princípios de Bhopal e Responsabilidade Social Corporativa.**  
**Princípio n. 2: ampliar a responsabilidade corporativa**

“As corporações devem ser responsabilizadas independentemente de culpa por todo e qualquer dano advindo de quaisquer de suas atividades que causem danos ao meio ambiente, a propriedades ou pessoas, incluindo remediação do local atingido. As matrizes, bem como as subsidiárias e empresas locais afiliadas, devem ser responsáveis pela compensação e pela restituição. A responsabilidade das corporações por seus produtos deve se estender por todo o ciclo de vida do produto, desde a produção até a disposição final. Os Estados devem responsabilizar diretores e representantes das corporações enquanto pessoa física pelas ações ou omissões das empresas que representam, incluindo as ocorridas nas subsidiárias”.

Fonte: Greenpeace, 2003.

Hoje, este relacionamento está mais maduro. As ONGs são encaradas pelo setor produtivo com mais seriedade, sua função social é respeitada e suas habilidades específicas são reconhecidas. Por conseguinte, observa-se uma tendência cada vez mais acentuada de flexibilização do discurso anticorporativo por parte das organizações do Terceiro Setor. As empresas respondem criando departamentos especialmente voltados às relações com as comunidades e com o Terceiro Setor, apoiando diretamente as ONGs, e até criando suas próprias organizações sem fins lucrativos e fundações, destinadas a gerenciar seus investimentos em projetos sociais.

## Entendendo a abordagem no *stakeholder*: o exemplo da Natura

*O stakeholder approach trata de públicos e indivíduos que podem afetar, direta ou indiretamente, a organização, e do comportamento gerencial adotado para responder a eles.*<sup>22</sup>

As análises correntes sobre firmas e estratégias mostram que, historicamente, somente quando ameaçava os negócios ou sua reputação, a empresa procurava incorporar os *stakeholders* no processo de tomada de decisões e, mesmo assim, de forma limitada, envolvendo apenas consumidores e representantes dos órgãos reguladores. Contudo, o aprendizado sob pressão social fez com que a empresa procurasse identificar os anseios e os interesses dos *stakeholders* mais influentes previamente ao início das operações de maneira a evitar surpresas que pudessem pôr o empreendimento em risco. Certamente esta atitude está informada por uma análise dos prejuízos financeiros gerados no passado pelo comportamento tradicional, mas, por outro lado, também, é resultado de uma mudança de visão de como fazer negócio em tempos de globalização da informação. O resultado é que a forma tradicional de fazer negócio está sofrendo uma profunda revisão.

“Virtualmente toda empresa causa algum tipo de dano ambiental”, admite, corajosamente, a empresa inglesa de cosméticos The Body Shop, reconhecendo que não basta ser ambientalmente amigável, é preciso ir além e “limpar sua bagunça enquanto procura por formas de reduzir seu impacto sobre o meio ambiente”.<sup>23</sup> Sua proprietária, Anita Roddick, simboliza um tipo incomum de empresário. Em seu livro, *Meu jeito de fazer negócio*, conta como a postura ética de sua empresa não foi imposta pelo mercado, nem pela regulação estatal ou por consumidores mais exigentes, mas surgiu espontaneamente, como sua marca comercial, seu diferencial de mercado. Por esta razão, ela é uma pioneira e líder no segmento que tem como característica principal trabalhar com produtos ambientalmente sustentáveis e socialmente justos. O exemplo de Anita vem conquistando adeptos em todo o mundo (hoje, são cerca de 2.000 lojas). No Brasil, a The Body Shop não tem representação, mas sua filosofia se identifica com a marca Natura.

Maior empresa de cosméticos naturais do país, a Natura abraçou uma estratégia de crescimento ousada. No desenvolvimento de sua mais popular linha, a Natura Ekos, a empresa optou por criar riqueza de forma sustentável, comprando das populações tradicionais matérias-primas vegetais e óleos naturais, extraídos de modo a não destruir a natureza. Desta forma, contribui para a preservação dos recursos naturais das regiões, ao mesmo tempo que recompensa o trabalhador economicamente. Além disso, a empresa se comprometeu com um padrão de sustentabilidade bastante rigoroso, constituído dos seguintes critérios:<sup>24</sup>

- todos os ativos dos produtos são extraídos de forma sustentável, permitindo a renovação das fontes de onde provêm;
- vários destes ativos vêm de reservas extrativistas, áreas naturais demarcadas e protegidas pelo CNPT/Ibama (Centro Nacional de Desenvolvimento Sustentável das Populações Tradicionais) e por seus moradores. Os produtos originários das reservas extrativistas recebem também o certificado de origem do Ibama;
- as fórmulas são comprovadamente biodegradáveis, ou seja, se decompõem na natureza em até 28 dias;



- a linha prevê o uso de embalagens de papel e resinas plásticas recicláveis e entre essas várias são recicladas; e
- todos os produtos da linha trazem a possibilidade do refil, o que ajuda a preservar o meio ambiente, pelo menor uso de matéria-prima.

A Natura é uma das poucas empresas brasileiras que venceu todos os estágios em direção ao desenvolvimento sustentável propostos por Stuart Hart (1995). Inicialmente, implementou a “prevenção da poluição”, que corresponde à fase da ecoeficiência; em seguida, passou para a fase de “gerenciamento de produto” — *design* e desenvolvimento — até alcançar a estratégia superior, que Hart denomina de “desenvolvimento sustentável”. Em todas as etapas, os *stakeholders* desempenharam um papel crucial. Sem seu engajamento, não ocorreria o salto qualitativo que permitiu à empresa realizar investimentos de longa maturação.

Na primeira fase, observa Hart, a estratégia não pode ficar restrita à firma. Ela tem que ser divulgada e aperfeiçoada junto aos *stakeholders* interessados. Com isso, a informação e a transparência das práticas adotadas funcionariam como resposta à pressão dos *stakeholders* externos, que passariam a contribuir no próprio processo operacional. Implementar códigos de conduta voluntários e submeter-se a processos de auditoria externa e de certificação reforçariam o compromisso da empresa com a transparência e a abertura.

O papel dos *stakeholders* na segunda etapa é ainda maior. Integrando os *stakeholders* externos (ambientalistas, líderes comunitários, a mídia e os órgãos regulatórios entre outros) no processo de decisão sobre *design* e desenvolvimento do produto, a empresa estará acumulando recursos socialmente complexos, envolvendo fluidez de comunicação entre os departamentos, comunicando-se, desta forma, para além das fronteiras da organização. Um dos benefícios desta superação é o de antecipar-se aos concorrentes que não construíram a competência específica em gerenciar ativos sociais e engajar seus *stakeholders* nos processos internos. A fim de criar novos *standards* e normas ambientais, Hart sugere que a firma procure a colaboração com os responsáveis pela regulação governamental.<sup>25</sup> Em resumo, a postura proativa da empresa passa a ser capaz de desencadear um processo em cadeia no qual todos os elos são corresponsáveis pela geração de novos produtos e processos, permitindo que um passo superior seja dado em direção ao desenvolvimento sustentável, última e mais desafiante estratégia.

Finalmente, a última estratégia é superior como fonte de vantagem competitiva, pois pressupõe não apenas a mudança de cultura empresarial, traduzida em valores e missão voltados para o desenvolvimento sustentável, bem como a consolidação das estratégias anteriores. No entanto, o autor reconhece que, devido à dificuldade em gerar consenso em torno de propósitos comuns, poucas companhias têm sido capazes de estabelecer e manter o sentido da missão empresarial. Apesar desta nova postura ter sido, previamente, imposta por elementos externos à empresa, o conceito de desenvolvimento sustentável passou a ser visto com seriedade por um número significativo de companhias por iniciativa do seu corpo executivo (diretores e gerentes) e, em vários casos, estimulado pelos próprios acionistas temendo a desvalorização das ações motivadas por escândalos corporativos.

Um dos indicadores da efetiva mudança comportamental pode ser observado na forma como a empresa encara seu papel social e como implementa suas ações junto às comunidades afetadas por suas operações. Esta decisão implica, necessariamente, um esforço de

adaptação da estrutura da empresa a uma mudança na estratégia,<sup>26</sup> resultando na criação de novas rotinas operacionais internas, com a diferença de que estas passam a ser orientadas pela comunicação sistemática da empresa com seus *stakeholders*, e não somente por demandas estritamente técnicas ou mercadológicas.

O conhecimento e as competências gerados na operacionalização do *stakeholder approach* representam um poderoso diferencial de competitividade no setores que analisamos. Além disso, corresponde a um dos *trade-offs* da tipologia proposta por Porter, segundo a qual inconsistência em imagem e em reputação demanda esforços gigantescos para criar uma nova imagem, processo que, em geral, representa dezenas de milhões de dólares para uma grande indústria. De acordo com Porter, a “efetividade operacional”, isto é, desempenhar atividades similares melhor do que seus rivais, é uma meta distinta de estratégia (que significa desempenhar atividades similares por caminhos diferentes dos seus concorrentes), sendo sua existência necessária, mas não suficiente, para garantir vantagem competitiva à firma.\* A firma deve mudar sua estratégia se existem mudanças estruturais profundas no setor ao qual pertencem, mas a escolha em assumir uma nova posição deve ser guiada pela habilidade de encontrar diferenciais (*trade-offs*) e alavancar um novo sistema de atividades complementares que sustentem vantagem competitiva. Porter cita como exemplo o TQM (Total Quality Management) e o *benchmarking*, que mudaram a forma como as firmas desempenham suas atividades, ao eliminar ineficiências, proporcionar mais satisfação aos consumidores e realizar *best practice*.

#### Monitorando a responsabilidade social na cadeia produtiva

Se analisarmos o histórico dos acidentes ambientais, observaremos que, na maior parte dos casos, a responsabilidade recai sobre profissionais terceirizados ou membros da cadeia de suprimentos e prestadores de serviços, evidenciando que a empresa contratante — em geral, uma grande corporação — não possui mecanismos de monitoramento e fiscalização de todas as etapas e operações da cadeia produtiva, além de revelar que a escolha dos parceiros não leva em conta critérios de performance social e ambiental. A recorrência desses acidentes e o passivo ambiental a ele associado resultaram no emprego de programas de consulta e engajamento dos *stakeholders*, previamente à instalação do empreendimento, prática que vem sendo percebida como um imperativo para a prevenção dos acidentes e a minimização dos impactos ambientais.\*\* Os métodos do chamado diálogo com *stakeholders* se sofisticaram tanto que ocupam hoje posição privilegiada na estrutura hierárquica das empresas, subsidiando seus processos decisórios.

Até o conservador Banco Mundial incorporou os princípios do Desenvolvimento Sustentável focados no envolvimento dos *stakeholders*. Desde 1997, no tópico reservado às “recomendações” dirigidas aos gestores dos recursos, uma nova abordagem é incluída nos documentos oficiais da instituição, recomendando às empresas a prática do diálogo com todos os grupos de interesse — e não apenas com autoridades governamentais —, previamente à implementação do empreendimento. A chamada “licença social para ope-

\* Na definição de Porter (1996: 75-78): *Strategy is creating fit among a company's activities. The success of a strategy depends on doing many things well — not just a few — and integrating among them. If there is no fit among activities, there is no distinctive strategy and little sustainability.* Adverte que existem limites ao alcance da “efetividade operacional” enquanto estratégia competitiva, entre eles, o fato da imitação ocorrer muito rapidamente.

\*\* O programa de consulta adotado pela Shell em Camisca, Peru, entre 1996 e 1999 foi um dos mais consistentes (Vinha, 2000).



rar”, adverte o Banco, deve ser obtida de todos, mas, particularmente, do segmento mais exposto às operações: as comunidades que habitam e/ou trabalham na área de abrangência dos empreendimentos. Outras exigências ganharam espaço nos critérios neoliberais do Banco Mundial, que passou a induzir, e premiar, as empresas que publicam Balanço Social e possuem certificações ambiental e social.

Na interpretação de Porter, a popularização da terceirização e da corporação virtual reflete o crescente reconhecimento de que é difícil desempenhar todas as atividades tão produtivamente como especialistas.<sup>4</sup> Este é um dos aspectos da “efetividade operacional” que pode ser bastante aperfeiçoado pelo *stakeholder approach*, cujas técnicas envolvem monitoramento e avaliação permanentes dos parceiros e colaboradores, fornecendo subsídios para ajustes e refinamento do modelo de gerenciamento. Neste contexto, os *stakeholders* passam a ter um papel efetivo no processo decisório da empresa, influenciando na (re)orientação da trajetória tecnológica, ganhando espaço para interferir na própria dinâmica dos mercados, e capacitando-se politicamente para melhor defender seus direitos e impor seus interesses.

A “descoberta” desta valiosa fonte de vantagem competitiva (“coopetitive”, como querem alguns, isto é, competir cooperativamente) ainda está por revelar todo o seu potencial. Numa avaliação otimista, tributa-se a ela a capacidade de disciplinar a competição ao abalar a suposta superioridade da indústria, despertando valores éticos, humanos e democráticos.

#### 8.4. Responsabilidade social empresarial

A recente associação do princípio de responsabilidade social empresarial aos preceitos do Desenvolvimento Sustentável ampliou a compreensão do conceito de ecoeficiência ao estender a ação preventiva de impactos ao conjunto da cadeia produtiva. A partir de então, pelo menos no plano da retórica, um grande contingente de empresas em todo o mundo abraçou a causa da responsabilidade social.

Conceito de múltiplos significados, a responsabilidade social empresarial (ou corporativa) teve o mérito de resgatar valores morais que a sociedade, em geral, não associava às empresas. Além de considerar um compromisso permanente dos empresários com a integridade do meio ambiente e com os direitos humanos, pressupõe uma postura ética nos negócios e a transparência na comunicação com a sociedade.

Responsabilidade social pode ser definida como o compromisso que uma organização deve ter para com a sociedade, expresso por meio de atos e atitudes que a afetem positivamente, de modo amplo, ou a alguma comunidade, de modo específico, agindo proativa e coerentemente no que tange a seu papel específico na sociedade e a sua prestação de contas para com ela.<sup>27</sup>

No Brasil, um dos países onde mais cresce este movimento, o principal responsável pela rápida disseminação do conceito é o Instituto Ethos de Responsabilidade Social. Cria-

do em 1998 por um grupo de empresários liderado por Oded Grajew, ex-diretor-executivo da Fundação Abrinq (Associação Brasileira dos Fabricantes de Brinquedos), a entidade possui, hoje, mais de 1.300 empresas associadas.

O Instituto Ethos se apresenta como uma associação de empresas, sem fins lucrativos, que tem como missão mobilizar, sensibilizar e apoiar as empresas para que elas incorporem políticas e práticas de responsabilidade social na gestão de seus negócios. A entidade faz questão de frisar que não desenvolve atividade de consultoria, não cobra pelo serviço de orientação, não fornece “selo” ou certificado nem autoriza as empresas-membros a usarem a associação ao Ethos como tal.

Segundo o Instituto Ethos, para conquistar o atributo de uma empresa socialmente responsável é necessário manter um diálogo constante com seus *stakeholders* (funcionários, fornecedores, clientes, comunidades), prestar contas à sociedade e procurar sempre ir além da legislação e das normas internacionais, a exemplo dos direitos trabalhistas definidos pela OIT (Organização Internacional do Trabalho). Ou seja, a empresa deve ser proativa e investir no desenvolvimento pessoal e profissional de seus empregados e na melhoria das condições de trabalho.

#### Armadilhas da responsabilidade social: a experiência do Balanço Social

O Balanço Social foi o primeiro instrumento de controle social reconhecido como legítimo pelo setor produtivo. Trata-se de um relatório anual no qual a empresa pública ou privada declara publicamente os projetos sociais e os investimentos financeiros que realizou em prol do bem-estar das comunidades e do meio ambiente.<sup>28</sup> No Brasil, este relatório foi lançado pelo IBASE (Instituto Brasileiro de Análises Sociais e Econômicas), ONG fundada pelo sociólogo Herbert de Souza, o Betinho, com o intuito de tornar mais transparente a governos e sociedade a maneira pela qual a empresa encara sua responsabilidade pública.

A publicação deveria ser o primeiro dever de casa da empresa que pretende ser reconhecida por sua boa performance socioambiental. E, até recentemente, sua adoção vinha crescendo, principalmente entre as empresas privadas. Segundo uma pesquisa realizada em 2002, com base no ranking definido pela Fundação Getúlio Vargas, 46% das 500 maiores empresas não financeiras publicavam Balanço Social, percentual comparável a padrões internacionais (50%, em 2001).

Mas o que isso significa, concretamente? São essas informações confiáveis e precisas? Em muitos casos, não permitem uma avaliação comparada, pois não obedecem a uma padronização e confundem investimentos em projetos sociais, ou ação social, com responsabilidade social de empresas, que envolve outras dimensões de conduta da empresa, como o respeito à ética e à legalidade. Com o agravante de que o BS, sendo voluntário, não se compromete com metas e sua periodicidade é irregular, inviabilizando a aplicação de sistemas de avaliação e verificação mais rígidos. Além disso, uma empresa dita socialmente responsável deve exigir padrões éticos e de conduta também de seus fornecedores e parceiros da cadeia produtiva, sendo este requisito considerado indispensável para alavancar sua reputação.

Esta mesma pesquisa procurou todas as 500 empresas do *ranking* das S.A. não financeiras da FGV, tendo recebido retorno de 152 (30%), das quais aproveitou apenas 95 balanços, pois foram os que apresentaram dados relevantes, passíveis de comparação com

<sup>4</sup> Segundo Porter, “the more benchmarking companies do, the more they look alike. The more that rivals outsource activities to efficient third parties, often the same ones, the more generic those activities become. As rivals imitate one another’s improvements in quality, cycle times, or supplier partnerships, strategies converge and competition become a series of races down identical paths that no one can win.” PORTER, *op. cit.*, p. 64.



outras empresas, para os anos de 2001 e 2002. Constatou-se que o modelo do Ibase não é amplamente adotado, tendo sido usado por cerca de 1/3 das empresas. O restante adotou modelos próprios. A pesquisa revelou, também, que o grupo das empresas maiores é o que mais publica BS. Das dez primeiras do *ranking*, nove publicam balanços (90%), sobretudo aquelas que pertencem a setores mais visados pelo movimento ambientalista, como a indústria de petróleo e de papel e celulose. Porém, não sensibiliza o setor de construção civil, responsável por cerca de 40% do consumo mundial de energia.<sup>29</sup> Neste setor, somente uma empresa, das 20 consultadas, publicou BS.

Com o surgimento de novos instrumentos de auto-avaliação, a tendência é que o BS venha a ser abandonado. Mesmo sendo identificado com uma respeitada ONG como o Ibase, pioneiro no monitoramento crítico do movimento da responsabilidade social empresarial, a adesão ao balanço vem perdendo força diante da generalização do GRI (Global Reporting Initiative), que incorporou praticamente todas as questões do Balanço Social, além de ser gerido pelo segmento empresarial.

#### As mudanças institucionais

Para acompanhar esta nova realidade, o índice americano Dow Jones, que mede a performance financeira das empresas, criou, em 1999, um grupo de indicadores paralelo chamado de Índice Dow Jones de Sustentabilidade (Dow Jones Sustainability World Indexes). Destinado a ajudar investidores internacionais que estivessem buscando aplicações diferenciadas no mercado e a premiar as empresas que procuram aliar desenvolvimento com ecoeficiência e responsabilidade social, o índice exclui empresas de tabaco, de álcool e jogo, mas não impõe restrições à indústria química e petroquímica e não faz nenhuma menção aos fabricantes de armas...

Fazem parte da lista quatro empresas brasileiras: o Banco Itaú, o Unibanco, a Embraer e a Cemig (Companhia Energética de Minas Gerais), classificada pelo terceiro ano consecutivo como a terceira melhor empresa de energia elétrica do mundo. Apesar do pouco rigor nos critérios estritamente ambientais, o Dow Jones de Sustentabilidade cresceu cerca de 180% de 1993 até 2003, enquanto o índice tradicional (Dow Jones Global Index) cresceu 125% no mesmo período.

No Brasil, ao constatar que as administrações mais fechadas apresentaram um retorno muito menor do que aquelas com boa governança corporativa (14% contra 23%), a Bolsa de Valores de São Paulo (Bovespa) criou, em 2002, o chamado Novo Mercado, composto por empresas comprometidas com a transparência nos negócios. Em relação ao Índice Bovespa, as transações nesse mercado apresentaram uma evolução mais positiva: variou 1,5% em 2002, enquanto o Ibovespa apresentou queda de -17% no mesmo período.<sup>30</sup>

A significativa adesão do segmento produtivo brasileiro à ecoeficiência conduziu a uma revisão nos critérios de financiamento dos bancos. Um dos fatores que condicionam a liberação de financiamentos do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES), por exemplo, é o alcance dos impactos ambientais do projeto, além da divulgação do Balanço Social da empresa.<sup>31</sup>

Naturalmente, os fundos de investimento adaptaram-se rapidamente a esta nova realidade. Para atender ao investidor ambientalmente ético, foram criados novos fundos de investimentos, onde os critérios sociais, ambientais e de governança corporativa são aplica-

dos no processo de seleção dos melhores papéis.\* Os chamados Fundos de Investimentos Socialmente Responsáveis (SRI — *Socially Responsible Investments*, em inglês) não são uma novidade no mercado financeiro internacional, existem desde a década de 1960, mas tiveram seu prestígio ampliado com o recente *boom* da responsabilidade social corporativa.

Em agosto de 2001, a Comissão Técnica de Balanço Social da Abamec (Associação Brasileira de Mercado de Capitais) São Paulo realizou uma pesquisa junto à comunidade de analistas e investidores com o objetivo de diagnosticar a posição dos agentes do mercado em relação às informações de natureza social utilizada para análise das companhias, e chegou a resultados aparentemente animadores: a) 41% dos analistas levam em consideração as informações de natureza social em todas as suas análises e 84% as levam em consideração pelo menos em metade de suas análises; b) educação e meio ambiente são considerados muito importantes por 62% e 47% dos entrevistados, respectivamente; e c) 85% consideram que as ações sociais internas são levadas em conta em suas análises, devendo ser reportadas ao mercado.<sup>32</sup>

Entretanto, nem toda boa intenção traduz-se em prática. A III Pesquisa de Responsabilidade Social da Associação dos Dirigentes de Vendas e Marketing do Brasil — ADVB, realizada no mesmo ano, revelou uma profunda contradição: 97% das empresas entrevistadas afirmaram que a responsabilidade social faz parte da visão estratégica nas suas decisões, mas 77% não publicam nem mesmo o Balanço Social, considerado um modelo de prestação de contas essencial.

A *Financial Institutions Initiative* (FII), fundada em 1992, ligada ao Programa das Nações Unidas para o Ambiente (UNEP) lançou uma Declaração Internacional sobre o compromisso com o desenvolvimento sustentável que contava em 1998 com mais de 100 adesões por parte de instituições financeiras, chegando em março de 2001 a 171 instituições de 46 países. Mas, segundo pesquisa realizada pelo *Finance Institute for Global Sustainability* (FIGS), apesar de três quartos dos fundos que favoreceram empresas social e ambientalmente responsáveis terem tido um desempenho superior à média, no ano de 2000 ainda não existia uma série histórica que comprovasse definitivamente a correlação entre ética e lucro.<sup>33</sup>

Percebe-se que os bancos estão, paulatinamente, incorporando o conceito de responsabilidade social, procurando redefinir seu papel na sociedade, mas o fato é que não é possível apostar, no momento, que esta tendência será irreversível e profunda o suficiente para mudar a atual lógica de acumulação.

#### A repercussão do tema no ambiente acadêmico

Há pouco mais de cinco anos, o respeitado ambientalista Thomas Gladwin fez duras críticas ao ensino das escolas de administração por não contemplar em suas disciplinas as questões associadas ao desenvolvimento sustentável. O meio ambiente, segundo ele, estava ausente desta literatura, e a questão da ética nos negócios era abordada apenas tangencialmente.

A partir de 1995, porém, observam-se significativos indícios de mudança. Tradicionais estudiosos do gerenciamento da firma começaram a se preocupar, seriamente, com a impossibilidade de a teoria econômica lidar com o binômio competitividade/sustentabili-

\* Governança Corporativa é o sistema que permite aos acionistas ou cotistas o governo estratégico de sua empresa e a efetiva monitoração da direção executiva. As ferramentas que garantem o controle da propriedade sobre a gestão são o Conselho de Administração, a Auditoria Independente e o Conselho Fiscal.



dade ambiental, como é o caso de Michael Porter, que, em parceria com Claas van der Linde, publicou na Harvard Business Review o um artigo intitulado *Green and Competitive: Ending the Stalemate*, em que defende que a proteção ambiental não representa uma ameaça à empresa, mas sim, uma oportunidade capaz de adicionar vantagem competitiva.<sup>34</sup>

A influente Escola de Negócios (*Business School*) da Universidade de Harvard, ceceiro intelectual dos “mercadólogos”, abriu-se ao debate suscitado por Gladwin, publicando dois outros artigos sobre o tema, escritos por uma nova geração de teóricos de gestão empresarial: Stuart Hart e Joan Magretta.<sup>35</sup>

No bojo deste movimento, intensificou-se o debate sobre a construção de uma nova ordem social baseada na ética, liderado por um grupo de estudiosos comprometidos com o desenvolvimento sustentável. Além de embutir uma crítica vigorosa ao comportamento tradicional das empresas privadas, este grupo propõe a conversão da economia para um modelo baseado no equilíbrio do tripé, com resultados positivos nos campos econômico, social e ambiental, simultaneamente.<sup>36</sup>

Paul Hawken faz parte deste grupo, ao lado de David Korten, Amory Lovins e Fritjof Capra. Ele tem sido incluído na categoria dos descrentes “provocadores”, adjetivo escolhido por sua editora para compor o *slogan* publicitário do seu mais conhecido livro: *The Ecology of Commerce*, publicado em 1993. Na visão de Hawken, não importa quantas entidades de defesa ambiental sejam criadas, ou o montante de recursos destinados a programas ambientais, ainda assim, o mundo continuará movendo-se em direção à degradação e ao colapso, já que as grandes corporações são as mais poderosas forças de destruição e “o oposto da natureza”. Em contraposição, defende as pequenas empresas, segundo ele mais éticas, idealistas e inovadoras, porque estabelecem um contato direto com os clientes, podendo de certa forma “educá-los” em práticas ambientalmente mais sustentáveis.<sup>37</sup>

Ao longo do livro dissecas todas as artimanhas usadas pelos lobistas para manipular decisões do Acordo Geral de Tarifas e Comércio (GATT — *General Agreement on Tariffs and Trade*) e para minimizar os danos na reputação das empresas causados pelos desastres ambientais.

Menos de um ano depois desta publicação, contudo, assume um tom mais ameno, ao escrever em parceria com William McDonough o artigo *Making Commerce Sustainable*. Indicando os possíveis caminhos para a reversão dos efeitos corrosivos do capitalismo sobre o meio ambiente, recomenda: a) restaurar a credibilidade social das corporações; b) fazer com que os preços reflitam os custos integrais (incluindo os custos do ar, da água e do solo); c) fazer da conservação um negócio lucrativo; e d) fortalecer a governabilidade institucional do setor público.<sup>38</sup> Continua, no entanto, defendendo o direito da sociedade reivindicar o fechamento de empresas que praticam violência contra o meio ambiente, como tinha sugerido no livro anterior, e pergunta: “*How many people does a company have to harm before we question if it ought to exist?*”<sup>39</sup>

Em 1999, a conservadora Harvard Business Review se rende ao provocador Hawken, publicando um artigo que escreveu em parceria com Amory e Hunter Lovins, intitulado *A Road Map for Natural Capitalism*, onde abandona o tom exclusivamente denunciante, assumindo uma postura mais propositiva. Cabe a pergunta: Quem teria mudado: Hawken ou o *mainstream*?

O livro encontrou excelente receptividade, tendo recebido elogios públicos não só dos seus colegas, mas também de empresários e políticos de perfil declaradamente neoliberal,

como o ex-presidente Bill Clinton e o diretor da Mitsubishi. No Brasil, o livro foi editado com o sugestivo título “*Capitalismo natural. Criando a próxima Revolução Industrial*”.

### 8.5. Considerações finais: a natureza política da transição

À primeira vista, os discursos se assemelham. Todos os autores citados professam fé inabalável no desenvolvimento sustentável, acreditam, em graus variados, na sua viabilidade e apontam a progressiva adesão do setor empresarial à causa. Em uma análise mais profunda, as diferenças são gritantes. Do ponto de vista econômico, remetem ao padrão de desenvolvimento baseado na competição acirrada entre as empresas e no consumismo exagerado, responsável, ao mesmo tempo, pela desigualdade entre os países e pelo comportamento não sustentável do homem moderno. Do ponto de vista político, situam-se na questão da coordenação e do perfil da liderança para a transição.

Thomas Gladwin e Paul Hawken propõem uma transformação radical do padrão de desenvolvimento e do ritmo de crescimento, recomendando a canalização majoritária dos recursos disponíveis no capitalismo para redução da defasagem social entre os países do mundo desenvolvido e o não desenvolvido, pré-requisitos para a construção de um modelo de sociedade sustentável. Não descartam a colaboração das empresas, mas entendem que a coordenação deve ser do Estado e das lideranças populares.

Como vimos anteriormente, Schmidheiny não enxerga incompatibilidade estrutural entre padrões de desenvolvimento — tratando-se mais de uma questão de ajuste e de ritmo do que de transformação profunda na estrutura —, e atribui ao empresariado a liderança natural neste processo, desde que vencidos os bolsões de resistência mais conservadores e retrógrados, particularmente, no sistema financeiro. Ao Estado caberia somar-se a este esforço, não aparecendo nem como o principal nem como o mais eficiente coordenador.

John Elkington, por sua vez, compartilha em tese com Schmidheiny. Admite que a liderança pode ser do empresariado, desde que este saiba lidar com a complexidade social, atribuindo aos *stakeholders* um papel mais destacado nas políticas de concertação. Sua lógica é simples: a transição da sustentabilidade depende dos mercados e estes, por sua vez, dependem dos sistemas de governança corporativa nacional e internacional. Para sobreviver, as corporações terão que se empenhar para engajar seus *stakeholders* e manter relacionamentos produtivos de longo prazo. Da mesma forma, governos e agências públicas enfrentam este desafio. Em outras palavras, dada a incapacidade dos governos administrarem grupos lobistas e a pressão das ONGs, as corporações, respaldadas como administradores superiores, devem colaborar na remodelação das formas de governança.

A magnitude do problema não permite eleger um só grupo social ou um tipo particular de organização. Para tão grandiosa tarefa, a colaboração de todos é imprescindível e igualmente decisiva. Nenhum segmento social tem o direito de forjar para si o monopólio da questão ambiental e atribuir-se legitimidade em liderar o processo de construção de uma sociedade sustentável.

Até que ponto essas ideias serão capazes de influenciar a atual lógica do mercado, sobretudo se considerarmos que as escolas de *business* e os teóricos do gerenciamento, principais mentores desta transformação e responsáveis pela formação dos profissionais da área apenas recentemente reformularam alguns dos seus conceitos de maneira a in-



corporar este novo fenômeno. Recomenda-se aprofundar a ecoeficiência e reinvestir na restauração e manutenção dos recursos naturais, cuja escassez representa o fator limitante de prosperidade no próximo século, mas, sobretudo, na redução das emissões responsáveis pelas mudanças climáticas.<sup>40</sup>

Esta atitude reduz os focos de conflitos, ao possibilitar a introdução de novas concepções enquanto não são produzidas alternativas e soluções concretas para a conversão do sistema econômico mundial. E neste processo de influência mútua, todos temos a ganhar, como sabiamente alertado por Gladwin, pois se uma catástrofe ambiental estiver prestes a eclodir: *corporations, nature and society will either rise or fall together.*<sup>41</sup>

### Leituras recomendadas

Para saber mais sobre:

- Evolução histórica do ambientalismo empresarial: Hoffman (1997 e 2007)
- Reputação corporativa: Hall (1992); Hastings (1998)
- Processo de ecoeficiência: Schmidheiny (1992 e 1996); Hawken (1999); Hart e Milstein (2005)
- Foco no stakeholder: Freeman (1984); Elkington (1997); Vinha (2000)
- Gestão empresarial e desenvolvimento sustentável: Hart (1995); McDonough e Baungart (2002)
- Responsabilidade social corporativa: Ashley (2002)
- A natureza política da transição: Gladwin (1995); Korten (2001); Schmidheiny (1992)

### Sites de interesse

- Instituto Ethos: [www.ethos.org.br](http://www.ethos.org.br)
- Balanco Social do IBASE: [www.ibase.org.br](http://www.ibase.org.br)
- Conselho Empresarial Brasileiro para Desenvolvimento Sustentável: [mwww.cebds.com](http://mwww.cebds.com)
- World Business Council for Sustainable Development: [www.wbcsd.ch](http://www.wbcsd.ch)
- Dow Jones Sustainability Index: [www.sustainability-index.com](http://www.sustainability-index.com)
- Greenpeace Brasil: [www.greenpeace.org.br](http://www.greenpeace.org.br)
- Projeto Eco-Finanças da Amigos da Terra: [www.amazonia.org.br/ef](http://www.amazonia.org.br/ef)
- Empresa Natura: [www.natura.net](http://www.natura.net)

### Referências bibliográficas

- Altvater, E. *O preço da riqueza*. São Paulo: Editora da Unesp, 1995.
- Campos et al. *As empresas com certificação ISO 14001 são mais rentáveis? Uma abordagem em companhias abertas no Brasil*. READ. Ed. 62, v. 15, n. 1, jan.-abr. 2009.
- Capra, F. *Conexões ocultas. Ciência para uma vida sustentável*. Editora Cultrix, 2002.
- Cardoso, A. J. G.; Ashley, P. A. A responsabilidade social nos negócios: um conceito em construção. In: Ashley, P. A. (coord.). *Ética e Responsabilidade Social nos Negócios*. São Paulo: Saraiva, 2002.
- Cohen, M. J. Sustainable Development and Ecological Modernisation: National Capacity for Rigorous Environmental Reform. *OCEES Research Paper*, n. 14, dez. 1997.
- Costa Filho, A. V. *Um estudo dos Balanços Sociais dos bancos no Brasil*. Prêmio Ethos, 2003.
- Elkington, J. *Cannibals with Forks: the Triple Bottom Line of 21<sup>st</sup> Century Business*. Oxford: Capstone Publishing, 1997.
- Freeman, R. E. *Strategic Management: a Stakeholder Approach*. Boston, MA: Pitman, 1984.
- Freitas, C. M.; Porto, M. F. S.; Machado, J. M. H. (org.). *Acidentes industriais ampliados: desafios e perspectivas para o controle e a prevenção*. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2002.
- Greenpeace. Relatório de Crimes Ambientais Corporativos no Brasil. Junho de 2002.
- Gladwin, T. G. et al. Beyond Eco-Efficiency: Towards Socially Sustainable Business. *Sustainable Development*, v. 3, 35-43, abril, 1995, p. 39.
- Hall, R. The strategic analysis of intangible resources. *Strategic Management Journal*, [S.l.:s.n], n. 13, p. 135-144, 1992.
- Hart, S. L. A Natural-Resource-Based View of the Firm. *Academy of Management Review*, [S.l.], v. 20, n. 4, p. 986-1014, Out. 1995.
- Hart, S. L. Beyond Greening: Strategies for Sustainable World. *Harvard Business Review*, p. 66-76, jan.-fev., 1997.

- Hastings, M. L. A New Operacional Paradigm for Oil Operations in Sensitive Environments: Case Studies in Latin America. Paper preparado para o *Seventh International Greening of Industry Network Conference*. Roma, 1998.
- Hawken, P. *The Ecology of Commerce: a Declaration of Sustainability*. Nova York: The Library of Congress, 1993.
- \_\_\_\_\_; McDonough, W. Making Commerce Sustainable. *People Centered-Development Forum*, [S.l.], nov. 1993
- \_\_\_\_\_; Lovins, A.; Lovins, L. H. *Capitalismo natural. Criando a próxima revolução industrial*. São Paulo: Editora Cultrix, 1999.
- Henriques, I.; Sadowsky, P. The Determinants of an Environmentally Responsive Firm: an Empirical Approach". *Journal of Environmental Economics and Management*, [S.l.], n. 30, art. 26, p. 381-395, 1996.
- Hoffman, A. J. *From Heresy to Dogma: an Institutional History of Corporate Environmentalism*. São Francisco, CA: The New Lexington Press, 1997.
- Instituto Ethos de Responsabilidade Social Empresarial. *Percepção do Consumidor Brasileiro*. Pesquisa 2002.
- Jacques e Carésio de Paula. *A gestão e sustentabilidade no processo de desenvolvimento de produtos*. IX ENGEMA, Curitiba, 2007.
- Korten, D. C. *O mundo pós-corporativo: vida após o capitalismo*. Petrópolis: Editora Vozes, 2001.
- Lovins, A. B.; Lovins, L. H.; Hawken, P. A road map for natural capitalism. *Harvard Business Review*, p. 145-158, mai.-jun., 1999.
- Lovins, L. H. Rethinking Production. In *State of the World 2008. Innovations for a sustainable economy*. STARKE, Linda (editor). Washington DC: Worldwatch Institute, 2008.
- Magretta, J. Growth through Global Sustainability: an Interview with Monsanto's CEO, Robert B. Shapiro. *Harvard Business Review*, Jan./Fev, 1997.
- May, P. H.; Barbosa, A. H.; Zaidenweber, N.; Fernandez-Davila, P.; Vinha, V. G. da. *Corporate Roles and Rewards in Promoting Sustainable Development: Lessons and Guidelines from Camisea*. Berkeley, CA: Energy Resource Group, Jan. 1998
- May, P. H.; Vinha, V. G.; Zaidenweber, N. Royal Dutch/Shell Group. In: Hastings, M. (org.). *Corporate incentives and environmental decision-making: a case studies and workshop report*. Houston Advanced Research Center, Texas, 1999.
- McDonough, W.; Baungart, M. *Cradle to Cradle: Remaking the Way We Make Things*. North Point Press, 2002.
- Oliveira, J. A. Puppim de. *Uma avaliação dos Balanços Sociais das 500 maiores*. RAE eletrônica — v. 4, n. 1, art. 2, jan./jun. 2005. Disponível [www.rae.com.br/eletronica](http://www.rae.com.br/eletronica)
- Porter, M. E.; Linde, C. Van der. Green and Competitive: Ending the Stalemate. *Harvard Business Review*, set./out., 1995, p. 120-134.
- Porter, M. E. What is Strategy?. *Harvard Business Review*, p. 61-78, nov./dez., 1996.
- Puppim de Oliveira, J. A. *Uma avaliação dos Balanços Sociais das 500 maiores*. RAE-eletrônica, v. 4, n. 1, Art. 2, jan./jul. 2005
- Roddick, A. *Meu jeito de fazer negócio*. Rio de Janeiro: Editora Campus, 2002.
- Schmidheiny, S., World Business Council for Sustainable Development. *Changing Course: a Global Business Perspective on Development and the Environment*. Cambridge, MA: The MIT Press, 1995. (1. ed. 1992).
- \_\_\_\_\_; Stephan, Zorraquín; Frederico L., WBCSD. *Financing Change: the Financial Community, Eco-Efficiency, and Sustainable Development*. Cambridge, MA: The MIT Press, 1996. 211 p.
- Veiga, José Eli da. "A insustentável utopia do desenvolvimento". In: Lavinias, L. et al. (org.) *A reestruturação do espaço urbano e regional no Brasil*. São Paulo: Hucitec, 1993.
- Vinha, V. G. da. *Polenyi e a Nova Sociologia Econômica: uma aplicação contemporânea do conceito de social embeddedness*. Econômica: Niterói, v. 3, 2003.
- \_\_\_\_\_. A convenção do desenvolvimento sustentável e as empresas eco-comprometidas. Tese de Doutorado. CPDA/UFRRJ, 2000.
- \_\_\_\_\_. O Estado e as empresas "ecologicamente comprometidas" sob a ótica do neocorporativismo e do State-Society Synergy Approach: o caso do setor de papel e celulose. *ARCHÊ Interdisciplinar*. Ano VIII, nº 25, 1999. Rio de Janeiro. Universidade Cândido Mendes.

### Notas

- <sup>1</sup> Altvater (1992).
- <sup>2</sup> Hart (1997).
- <sup>3</sup> Vinha (2003).
- <sup>4</sup> Hall (1992).
- <sup>5</sup> Veiga (1993).
- <sup>6</sup> Website do WBCSD ([www.wbcsd.org](http://www.wbcsd.org)).
- <sup>7</sup> Schmidheiny et al. (1992).

- <sup>8</sup> Website Cebds (www.cebds.org).
- <sup>9</sup> Hoffman (1997).
- <sup>10</sup> Schmidt-Bleek (1994); von Weizäcker *et al.* (1997).
- <sup>11</sup> Hart & Milstein (2004).
- <sup>12</sup> Jacques e Carésio de Paula. *Desenvolvimento sustentável de produtos*. IX ENGEMA, Curitiba, nov. 2007.
- <sup>13</sup> Campos (2009).
- <sup>14</sup> Idem.
- <sup>15</sup> Korten (2001).
- <sup>16</sup> Altvater (1992).
- <sup>17</sup> Hastings (1998).
- <sup>18</sup> Altvater (1999); Hart (2001); Hoffman (1997).
- <sup>19</sup> Henriques e Sadowsky (1996).
- <sup>20</sup> Ethos (2002).
- <sup>21</sup> Greenpeace (2003).
- <sup>22</sup> Freeman (1984).
- <sup>23</sup> Roddick (2002).
- <sup>24</sup> Natura website. Acessado em 10/11/2002.
- <sup>25</sup> Hart (1995, 1997).
- <sup>26</sup> Chandler (1962).
- <sup>27</sup> Cardoso e Ashley (2002).
- <sup>28</sup> Ibase (www.ibase.org.br).
- <sup>29</sup> PNUD (2005).
- <sup>30</sup> "Investimento Socialmente Responsável: uma outra Economia É Possível". Instituto Ethos. São Paulo, 2002.
- <sup>31</sup> Balanço Social Ibase.
- <sup>32</sup> Costa Filho (2003).
- <sup>33</sup> *Gazeta Mercantil* (São Paulo, 17 agosto 2001).
- <sup>34</sup> Porter e Linde (1995).
- <sup>35</sup> Hart (1997); Magretta (1997).
- <sup>36</sup> Entre eles: Capra (1996; 2002); Gladwin e Krause (1995); Elkington (1997); Korten (2001); Hawken (1993).
- <sup>37</sup> Vinha (2000: 103 e 138).
- <sup>38</sup> Hawken (1993).
- <sup>39</sup> Idem (p. 121-122).
- <sup>40</sup> Porter e Linde (1995: 146).
- <sup>41</sup> Gladwin *et al.* (1995).

▪ CAPÍTULO 9 ▪

## Industrialização, meio ambiente, inovação e competitividade

■ ■ ■

**Maria Cecília Junqueira Lustosa**

*Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade da UFAL*

### 9.1. Introdução

A história da industrialização mundial evidencia o papel preponderante do desenvolvimento tecnológico no processo de mudanças radicais que ocorreram nas sociedades humanas. O subsequente desenvolvimento econômico e tecnológico, baseado no uso intensivo de matérias-primas e energia, aumentou a velocidade de utilização de recursos naturais.

Além da utilização intensiva dos recursos naturais, os rejeitos dos processos produtivos lançados no meio ambiente resultaram no acúmulo de poluentes acima da sua capacidade de absorção, gerando a poluição. Esta passa de uma dimensão local — degradação dos corpos hídricos, dos solos e da qualidade do ar — para uma dimensão regional e global — aquecimento global. Estes efeitos negativos sobre o meio ambiente são resultado de decisões e ações passadas, sugerindo uma interdependência temporal, que revelam um processo de mudanças contínuas e evidenciam incertezas em relação ao conhecimento dos impactos ambientais resultantes do crescimento econômico.

Mas a tecnologia, por si só, mesmo utilizando intensivamente recursos naturais e devolvendo os rejeitos das atividades produtivas para o meio ambiente, não geraria impactos ambientais significativos se não fosse o efeito escala. O aumento contínuo da produção requer uma maior quantidade de recursos naturais e joga mais rejeitos no meio ambiente. Esse aumento está associado ao crescimento da população, logo ao aumento da demanda, e também ao sistema de produção capitalista — a outra cara-metade da Revolução Industrial.

O crescimento da produção capitalista depende de novos mercados e, portanto, da criação de novas necessidades para os consumidores. Assim, as necessidades da população aumentam juntamente com a escala da produção industrial, com a demanda por recursos naturais e com os rejeitos dos processos produtivos. Mesmo sendo o desenvolvimen-





to tecnológico industrial o foco deste capítulo, evidentemente, a abordagem da questão ambiental do ponto de vista da indústria não esgota a discussão sobre sustentabilidade, pois o comportamento dos consumidores e dos outros setores econômicos são variáveis decisivas.

Podemos perceber, portanto, um *trade-off* entre crescimento econômico e preservação do meio ambiente. Se, por um lado, o crescimento econômico melhorou as condições de vida da população, gerando maior quantidade de bens e serviços disponíveis para satisfação das necessidades, por outro lado, provocou problemas ambientais, que não se restringem à atividade industrial, como a ocupação desordenada do solo nas vizinhanças das unidades industriais, a qual, ao agravar as condições ambientais, causa danos à saúde humana e à qualidade do meio ambiente.

Neste capítulo vamos discutir, na próxima seção, as relações entre industrialização, desenvolvimento tecnológico e meio ambiente, bem como as definições de tecnologia ambiental. Em seguida, descreveremos o debate sobre regulamentação ambiental, inovação e competitividade, ressaltando as diferentes vertentes de análise. Na seção seguinte, apresentaremos os determinantes do investimento ambiental. Ao final do capítulo, você encontrará, além das conclusões, um guia de leitura para aprofundar os temas aqui abordados.

## 9.2. Industrialização, desenvolvimento tecnológico e meio ambiente

O setor industrial é um dos que mais provoca danos ao meio ambiente, seja por seus processos produtivos ou pela fabricação de produtos poluentes e/ou que tenham problemas de disposição final após sua utilização. Se por um lado as tecnologias adotadas levaram à degradação ambiental, elas também possibilitaram maior eficiência no uso dos recursos naturais e a substituição de insumos no processo produtivo — um exemplo marcante foi o melhor aproveitamento energético dos derivados do petróleo e a sua substituição parcial por outras fontes energéticas após o primeiro choque do petróleo em 1973. Portanto, o desenvolvimento tecnológico na direção de um padrão de produção menos agressivo ao meio ambiente é visto como uma solução parcial do problema.

Em oposição a este “otimismo tecnológico” estão os autores conservacionistas, que colocaram a questão da sustentabilidade na agenda de pesquisa de diferentes áreas do conhecimento nos anos 1960, como Herman Daly, Kenneth Boulding e John Krutilla. Eles acreditavam que os recursos naturais não podem ser perfeitamente substituíveis, pois possuem características particulares, cuja reprodução pelo ser humano seria praticamente impossível. Ao serem consumidos, estes recursos não voltam a ser o que eram, caracterizando-os pela irreversibilidade, ou seja, o consumo hoje indisponibilizará o consumo de gerações futuras.

Após três décadas de debate sobre os limites ambientais do crescimento econômico, percebeu-se que não foi o crescimento que chegou no seu limite, mas, sim, o padrão tecnológico até então adotado pelos países industrializados. Ou seja, o crescimento econômico baseado em um padrão tecnológico intensivo no uso de matérias-primas e energia, principalmente proveniente de hidrocarbonetos — grandes demandantes de recursos naturais —, pode esbarrar nos limites da finitude dos recursos ambientais.

O desenvolvimento tecnológico é um dos vetores fundamentais que possibilita o crescimento econômico e é, em grande parte, guiado pelo interesse privado em obter benefício

econômico a curto prazo. Ambos os processos (crescimento econômico e desenvolvimento tecnológico) são descontínuos, não lineares e evoluem no tempo, caracterizados por apresentar interdependência temporal, em que tanto a história quanto seus eventos e desdobramentos recentes são importantes.

Um problema central é, portanto, como induzir mudanças tecnológicas na direção de tecnologias mais limpas a fim de se obter sustentabilidade ambiental — ou seja, que os recursos naturais sirvam para as gerações atual e futura, e que os níveis de poluição sejam reduzidos mesmo com o aumento da produção (Quadro 9.1). Este é um problema complexo, multidimensional, interdisciplinar e sem uma resposta única. Além do mais, a mudança tecnológica na direção da sustentabilidade ambiental depende de outros fatores não econômicos, como desenvolvimento de capacidades específicas da firma, infraestrutura e mudanças institucionais.

A mudança do padrão tecnológico atual na direção de padrões tecnológicos que degradem menos o meio ambiente é uma condição necessária para que o crescimento econômico possa ser contínuo, que, juntamente com uma distribuição mais igualitária dos benefícios desse crescimento, caminhe na direção do desenvolvimento sustentável.

Há uma certa dificuldade de associar o crescimento da produção industrial com a preservação ambiental. A poluição industrial e a intensidade do uso de recursos naturais são altamente afetadas pela escala da atividade industrial (efeito escala), por sua composição setorial (efeito composição) e pelas tecnologias utilizadas (efeito tecnologia).

Assim, um país cuja produção industrial esteja concentrada em setores que geram poucos impactos ambientais, mas que usem tecnologias que não são benéficas ao meio ambiente e que produzam em grande escala, pode ser considerado um degradador do

### Quadro 9.1. Dinâmica tecnológica e impactos ambientais

Em uma perspectiva histórica, percebe-se que o aparecimento de problemas ambientais pode levar a soluções por meio da adoção de novas tecnologias ou mudanças em tecnologias já existentes. Entretanto, as soluções do passado podem tornar-se problemas no futuro. Um exemplo, citado por Kemp e Soete (1990), é bastante ilustrativo. No final do século XIX, o uso de cavalos como meio de transporte trouxe grandes problemas ambientais para a cidade de Londres. Dado que cada cavalo produz em média 15 kg de estrume por dia, o uso intensivo desse meio de transporte causou diversos transtornos à cidade, fazendo com que houvesse cerca de 6 mil varredores de ruas para limpar a passagem para os pedestres. Apesar de já estarem disponíveis outros meios de transporte, eles não eram adotados em função das regulamentações que limitavam a velocidade em oito milhas/hora, pela pequena escala de produção e pela falta de infraestrutura de suporte (postos de gasolina, estacionamentos etc.). Na época, entretanto, constatou-se que os carros emitiam 200 vezes menos resíduos que os cavalos, quando as emissões eram medidas em gramas por milha.

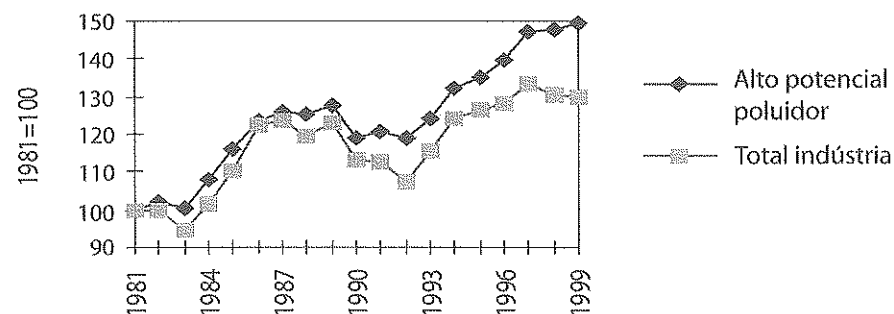
Um século mais tarde, o problema ambiental do passado não mais existia, dada a substituição de cavalos por meios de transporte com motores que utilizavam derivados do petróleo como combustível. Mas surgiram outros problemas — resultado da utilização generalizada destes combustíveis —, como as emissões de diversos poluentes atmosféricos, inclusive de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) um dos principais gases responsáveis pelo aquecimento global — o efeito estufa. Atualmente, existem tecnologias alternativas para a transformação da energia química em mecânica para o transporte, mas o problema do passado se repete: escala de produção reduzida, ausência de aparato institucional e ausência de infraestrutura de suporte.

meio ambiente. De outra forma, um país que possui uma composição industrial intensiva em setores de alto potencial poluidor, mas que adote tecnologias ambientalmente saudáveis, mesmo produzindo em larga escala, pode não ser um “vilão” ambiental. Portanto, os três efeitos acima citados devem ser analisados conjuntamente para fazer um diagnóstico ambiental da indústria de um determinado país ou região (Quadro 9.2).

Por outro lado, o processo concorrencial das empresas nas economias capitalistas gera uma necessidade de diferenciação permanente em relação aos seus concorrentes. A busca desta diferenciação passa pelo processo de inovação — ao ter o domínio de uma nova técnica de produção ou de um novo produto, a empresa passa a auferir vantagens econômicas, sejam lucros extraordinários ou manutenção de sua parcela de mercado.

Quadro 9.2. A indústria brasileira e o meio ambiente

A industrialização brasileira foi marcada por um relativo descaso com a questão ambiental, resultando na participação elevada de setores potencialmente poluidores na composição do produto industrial. Entre 1981 e 1999, o crescimento das indústrias de alto potencial poluidor foi superior ao da média geral da indústria.



Fonte: IBGE.

Figura 9.1 Produção física, produto industrial com alto potencial poluidor e total, Brasil, 1981/1999 (1981 = 100).

Fonte: IBGE, retirado de Young; Lustosa (2001).

Essa constatação encontra explicações no processo de industrialização brasileiro, que foi “[...] resultado do atraso no estabelecimento de normas ambientais e agências especializadas no controle da poluição; da estratégia de crescimento associada à industrialização por substituição de importações, privilegiando setores intensivos em emissão; e da tendência de especialização do setor exportador em atividades potencialmente poluentes”<sup>1</sup> (veja mais sobre a política ambiental brasileira no capítulo 7).

O II Plano Nacional de Desenvolvimento (II PND) veio complementar o processo de industrialização com setores de elevado potencial poluidor, incentivando a instalação de polos petroquímicos, indústrias metalúrgicas, de produtoras de celulose, de usinas nucleares, entre outros. O esforço exportador do início da década de 1980 baseou-se nos setores implantados no II PND, aumentando a produção industrial de alto potencial poluidor. Esse perfil não foi alterado com a abertura comercial do final daquela década.

As inovações podem ser técnicas ou organizacionais. As primeiras referem-se à introdução de um novo processo, produto, sistema ou equipamento, ou seja, é a elaboração de novos princípios técnicos. As segundas são mudanças na forma de organização, nas políticas, nas tarefas, nos procedimentos e nas responsabilidades — é a introdução de novas rotinas de trabalho, procedimentos administrativos, relações intraorganizacionais, práticas gerenciais e relacionamento com os grupos de interesse.

Na medida em que a preservação do meio ambiente tornou-se um fator de diferenciação para as empresas, caracterizando-se como uma oportunidade de negócio, surgiu a possibilidade de incluir preocupações ambientais em suas estratégias empresariais, por meio de práticas ecologicamente mais adequadas — adoção de tecnologias ambientais, implantação de sistema de gestão ambiental, racionalização do uso dos recursos naturais, entre outros.

As tecnologias ambientais podem ser definidas como o conjunto de conhecimentos, técnicas, métodos, processo, experiências e equipamentos que utilizam os recursos naturais de forma sustentável e que permitem a disposição adequada dos rejeitos industriais, de forma a não degradar o meio ambiente — também chamadas de tecnologias ambientalmente saudáveis. Elas são obtidas por meio das inovações ambientais, ou seja, da introdução de novos procedimentos técnicos e organizacionais, no âmbito da produção industrial, que levam à maior proteção do meio ambiente.

É importante definir os termos tecnologia limpa,<sup>2</sup> tecnologia ambiental e tecnologia poupadora de recursos naturais. O termo tecnologia ambiental é mais abrangente e é utilizado para definir tecnologias que são direcionadas para a melhoria do meio ambiente, logo incluindo as tecnologias mais limpas e as poupadoras de recursos naturais e as que despoluem o ambiente. São elas:

- (i) tecnologias para despoluir o ambiente (*cleaning technologies*) — são consideradas tecnologias de remediação. Em geral, são tecnologias *end-of-pipe*, utilizadas depois que a poluição já ocorreu — filtros de chaminés para reduzir as emissões de material particulado, por exemplo;
- (ii) tecnologias poupadoras de recursos naturais (*environment-saving technologies*) — são ecoeficientes, pois utilizam menos insumos, sejam matérias-primas com base nos recursos naturais, seja energia — como a reciclagem das águas em processos industriais;
- (iii) tecnologias mais limpas (*cleaner technologies*) — são ecoeficientes, pois apresentam um coeficiente de emissões de poluentes por unidade de produto inferior à outra tecnologia anteriormente utilizada, requerendo alterações nos processos produtivos. Também podem ser consideradas tecnologias de prevenção da poluição (*pollution prevention technologies*);
- (iv) tecnologias de controle — utilizadas para monitorar os níveis de emissões e a degradação dos recursos naturais, como satélites para identificar desmatamentos e queimadas, e equipamentos de medição de emissões industriais.

Essa classificação de tecnologias ambientais permite a melhor compreensão da abrangência do termo, não significando que são excludentes entre si; ao contrário, elas são muitas vezes complementares. Assim, o conceito de tecnologia ambiental<sup>3</sup> é bastante amplo,



podendo englobar, inclusive, tecnologias que não foram desenhadas exclusivamente com fins ambientais, mas que podem gerar impactos ambientais positivos. São exemplos: os sistemas fabris inteligentes e a nanotecnologia — que reduziriam a demanda por recursos naturais e aumentariam o controle das externalidades ambientais negativas da produção — além da biotecnologia e dos novos materiais — capazes de reduzir o uso de pesticidas e substituir insumos de alto impacto ambiental, respectivamente.<sup>4</sup>

### 9.3. Regulamentação ambiental, inovação e competitividade

As questões relacionadas à competitividade e meio ambiente ganharam importância crescente no final dos anos 1980. Nas décadas de 1970 e 1980, com a intensificação do processo de globalização financeira e produtiva da economia mundial — e o consequente aumento dos fluxos de comércio internacional —, aliado aos acordos empresados no âmbito do Acordo Geral de Tarifas e Comércio (GATT, em inglês), as barreiras tarifárias foram perdendo importância relativa para as barreiras não-tarifárias — inclusive de caráter ambiental (capítulo 11). Alguns países desenvolvidos passaram a adotar barreiras não tarifárias ambientais — “barreiras verdes” —, alegando que os países em desenvolvimento possuiriam leis ambientais menos rigorosas que as suas, o que resultaria em custos mais baixos — também chamado de *dumping* ecológico — e, conseqüentemente, menores preços praticados no mercado internacional.

Além da pressão dos mercados externos, nos casos em que as empresas não mostraram interesse em práticas menos agressivas ao meio ambiente, o Estado teve que, por meio da gestão ambiental pública, utilizar meios legais — a política ambiental e suas regulamentações (capítulo 7) — e incentivar as empresas a mudarem seu comportamento em relação aos impactos ambientais resultantes de suas atividades. A regulamentação ambiental tem um lado normativo e outro informativo — traduz as necessidades de proteção ambiental em requerimentos específicos, sinalizando para os poluidores e os fornecedores de tecnologias ambientais o que está sendo demandado.

A maneira pela qual a imposição de normas ambientais afeta a competitividade das empresas e setores industriais é percebida de forma distinta. Na década de 1990, houve uma polarização desse debate em torno da “hipótese de Porter” e desdobramentos posteriores foram elaborados ao final da década.

O debate inicial ocorre no âmbito do comércio internacional: por um lado, a imposição de normas ambientais restritivas pelos países desenvolvidos pode ser uma forma camuflada de protecionismo de determinados setores industriais nacionais, que concorrem diretamente com as exportações dos países em desenvolvimento. Por outro lado, essas mesmas normas estariam prejudicando a competitividade das empresas nacionais, pois implicariam custos adicionais ao processo produtivo, elevando os preços dos produtos e resultando na possível perda de competitividade no mercado internacional.

Assim, a imposição de regulamentações ambientais é percebida por muitos empresários, formuladores de políticas e acadêmicos como um *trade-off*. Nesta vertente, que a literatura identifica como ortodoxa, estariam, de um lado, os benefícios sociais relativos a uma maior preservação ambiental, resultante de padrões e regulamentações mais rígidos; de outro lado, tais regulamentações levariam a um aumento dos custos privados do setor industrial, elevando preços e reduzindo a competitividade tanto das empresas quanto do país.

Outros economistas flexibilizam esse *trade-off*, argumentando que as empresas respondem às regulamentações com inovações, melhorando a competitividade — a chamada “hipótese de Porter”. As regulamentações redefinem as possibilidades de atuação da empresa, determinando seu grau de liberdade para tomar decisões por meio da definição de parâmetros a serem obedecidos. O argumento é que a imposição de padrões ambientais adequados pode estimular as empresas a adotarem inovações que reduzem os custos totais de um produto ou aumentem seu valor, melhorando a competitividade das empresas e, portanto, do país.

Com vários exemplos de setores e empresas que sofreram pressões para tornarem seus produtos e/ou métodos de produção ambientalmente corretos, a “hipótese de Porter” evidencia que as inovações adotadas para cumprir com as regulamentações ambientais fazem com que as empresas utilizem seus insumos — matérias-primas, energia e trabalho — de modo mais produtivo, reduzindo custos e compensando os gastos com as melhorias ambientais. Assim, a preservação ambiental está associada ao aumento da produtividade dos recursos utilizados na produção e, conseqüentemente, ao aumento da competitividade da empresa.

O aumento da produtividade dos recursos é possível porque a poluição é, muitas vezes, um desperdício econômico. Resíduos industriais, sejam sólidos, líquidos ou gasosos, podem ser reaproveitados, utilizando-os para a cogeração de energia, extraindo substâncias que serão reutilizadas e reciclando materiais. Ao analisar o ciclo de vida do produto,<sup>5</sup> há também outros desperdícios, como o excesso de embalagens e o descarte de produtos que requerem uma disposição final de alto custo. Tanto o desperdício dos resíduos industriais quanto os desperdícios ao longo da vida do produto estão embutidos nos preços dos produtos, fazendo com que os consumidores paguem, sem perceber, pela má utilização dos recursos.

É nesse sentido que a utilização mais racional dos recursos, somente possível por meio de inovações, aumenta a produtividade e torna a empresa mais competitiva: pela redução de custos e/ou pela melhoria de seus produtos — pelos quais os consumidores estariam dispostos a pagar mais.

As inovações e tecnologias ambientais resultantes de regulamentações podem ser classificadas em duas categorias: a primeira refere-se às ações mais eficientes da empresa no tratamento da poluição que já ocorreu. Estas podem ser relativas ao processamento de substâncias tóxicas, às melhorias no tratamento de resíduos e ao modo de reduzir a quantidade gerada de materiais perigosos, inclusive tornando-os vendáveis. Nesse caso, há uma redução dos custos de cumprir com o controle de poluição, sem nenhuma outra mudança. É também conhecida como tecnologia de final de tubo ou *end-of-pipe*.

Na segunda categoria, estão inovações cujos resultados compensam os custos de implementá-las. Ocorre simultaneamente uma redução do impacto ambiental e uma melhoria do produto e/ou processo produtivo. Assim, as inovações não somente reduzem a poluição, mas também resultam em produtos com melhor desempenho, de melhor qualidade, mais seguros, mais baratos, com maior valor de revenda, com menores custos de disposição final ou passíveis de reciclagem. No caso dos processos produtivos, além da redução da poluição, constata-se maior produtividade dos recursos, economia de materiais, melhor utilização dos subprodutos, menor consumo de energia, redução da estocagem de materiais, conversão do lixo em algo de valor, redução dos custos dos aterros ou condições



mais seguras de trabalho. É conhecida como tecnologia de prevenção da poluição ou *pollution prevention*.

Mesmo que algumas empresas sejam proativas, isto é, adotem inovações ambientais antes que sejam obrigadas a fazê-lo, a necessidade de regulamentações que fomentem esse tipo de inovações surge do processo de competição dinâmica no qual as empresas estão inseridas.

Em um mundo dinâmico, onde mudanças ocorrem com frequência, sempre estão surgindo novas oportunidades para inovações. Como os problemas ambientais não são sempre os mesmos ao longo do tempo, novos problemas podem exigir novas tecnologias, sendo as regulamentações necessárias para estimular as soluções desses novos problemas.

Segundo Porter e Linde, os autores que formularam a “hipótese de Porter”, as regulamentações adequadas são necessárias pelas seguintes razões:

1. Motivar as empresas a inovar. A pressão das regulamentações exercida sobre as empresas faz com que elas superem a inércia organizacional e que fomentem ideias inovadoras.
2. Melhorar a qualidade ambiental quando o aumento da produtividade dos recursos não compensa totalmente os custos de conformidade, ou quando o tempo de aprendizado dos efeitos da inovação é longo.
3. Alertar e educar as empresas sobre a utilização ineficiente dos recursos e sobre as áreas que têm potencial para melhorias tecnológicas.
4. Aumentar a probabilidade de que inovações de produto e processo possam ser ambientalmente corretas.
5. Criar demanda para as melhorias ambientais até que as empresas e consumidores sejam capazes de perceber e quantificar melhor as ineficiências no uso dos recursos.
6. Nivelar as regras do jogo durante o período de transição para inovações ambientais, assegurando que não haverá vantagens em não investir em meio ambiente.

A “hipótese de Porter” gerou um debate acadêmico intenso, com vários estudos empíricos para comprová-la ou para refutá-la. Desta literatura, podem ser retiradas algumas conclusões acerca deste debate:

- O conceito de competitividade na hipótese de Porter é diferente daquele adotado pela vertente ortodoxa. Como esses últimos partem do referencial teórico da economia neoclássica, a competitividade é estática e está associada a variações nos preços, revelando uma visão de curto prazo. Nessa perspectiva, o aumento dos preços dos produtos, decorrente da elevação de custos provocada pelas regulamentações ambientais, levaria à perda de competitividade das empresas e do país — por meio do aumento de preços e a consequente perda de mercados. A competitividade a que se refere a hipótese de Porter é essencialmente dinâmica — visão de longo prazo — e está relacionada com a capacidade de as empresas elaborarem e implementarem estratégias competitivas capazes de preservar ou fortalecer sua posição no mercado.
- O horizonte temporal é, portanto, extremamente importante para compreender a relação entre regulamentação ambiental e competitividade, pois resultados distintos podem ser igualmente válidos se considerados no curto ou no longo prazos. A questão deve, portanto, ser tratada de maneira intertemporal.

- As regulamentações ambientais modificam o ambiente seletivo de inovações, influenciando diretamente a competitividade das empresas, que varia de um setor a outro de acordo com os seguintes fatores: gastos com o meio ambiente (custos e investimentos), tipo de setor e seus potenciais impactos sobre o meio ambiente, possibilidade de diferenciação de produto, esfera da concorrência (local, regional ou internacional), tamanho da empresa, ciclo de investimento.
- O estudo da cadeia produtiva é igualmente importante, pois permite uma abordagem sistêmica na qual regulamentações e inovações em determinada atividade podem também afetar outras etapas da cadeia.
- Cada setor industrial apresenta formas de concorrência e problemas ambientais específicos. Portanto, a análise do padrão de concorrência setorial é importante para perceber se a questão ambiental é um fator relevante para a competitividade. Caso seja, é necessário buscar maneiras de induzir as empresas a gerarem e adotarem inovações ambientais para tornarem-se cada vez mais competitivas.
- É importante verificar os tipos de regulamentação ambiental utilizados para perceber os efeitos sobre a melhoria ambiental e sobre a competitividade das empresas, que são diferentes dependendo das suas características e do setor industrial.
- A análise do ambiente institucional é fundamental, pois influencia diretamente no comportamento dos agentes econômicos e no ambiente seletivo das inovações. Se as instituições não internalizarem a questão ambiental, os obstáculos a serem vencidos para a geração e difusão de tecnologias ambientais serão maiores.
- A coordenação de políticas é necessária para que os esforços no sentido de melhorar as competências específicas das empresas, capacitando-as para a geração e difusão de inovações ambientais, não sejam anulados por outras políticas.

#### 9.4. Determinantes do investimento ambiental

São basicamente quatro fatores que induzem as empresas a adotarem práticas mais saudáveis para o meio ambiente: as pressões das regulamentações ambientais, as pressões dos consumidores finais e intermediários, a pressão dos *stakeholders* e a pressão dos investidores (capítulo 8).

A *regulamentação ambiental* é um dos principais fatores que induzem as empresas a adotarem uma postura menos agressiva ao meio ambiente. A preservação do meio ambiente não é o objetivo principal da empresa, sendo necessário alguma pressão para que mude seu comportamento em relação ao meio ambiente. A regulamentação ambiental influencia no processo de seleção de inovações a serem adotadas, pois o mercado pode não ser capaz de fazê-lo, podendo o meio institucional também atuar neste processo de seleção por meio de legislações, subsídios, créditos, financiamentos e outros instrumentos. Os fatores institucionais são, portanto, importantes estímulos para as empresas realizarem investimentos ambientais.

A *pressão dos consumidores* finais e intermediários está ganhando importância, pois o nível de consciência ecológica vem aumentando. Entretanto, a diferença de comportamento entre os consumidores dos países de renda alta — desenvolvidos — e os consumidores dos países de renda média — em desenvolvimento — é bastante significativa.

Nos países desenvolvidos, onde a renda dos consumidores é elevada, eles exercem uma demanda por produtos ecologicamente corretos, mesmo sendo esses mais caros do



que os tradicionais. Nos países em desenvolvimento, existe uma grande distância entre o grau de conscientização da população, e a pressão efetiva dos consumidores não estimula as empresas a adotarem produtos e processos menos agressivos ao meio ambiente. Devido à baixa renda de grande parte da população, o consumidor final tende a ser guiado pelo menor preço e não pela qualidade de um produto ecologicamente correto. Somente uma pequena parcela da população desses países, com maior poder aquisitivo, é capaz de demandar este produto.

Em relação aos processos produtivos, os consumidores intermediários — as empresas que compram insumos de outras empresas — são muitas vezes induzidos a adotarem práticas mais saudáveis ao meio ambiente por exigência de seus compradores, que, por terem algum tipo de certificação ambiental (como a ISO 14001), passam a exigir de seus fornecedores a gestão ambiental em seus negócios.

A pressão dos consumidores é, portanto, importante no sentido de estimular as empresas a realizarem investimentos ambientais. A demanda da sociedade por produtos e processos de produção menos agressivos ao meio ambiente faz com que algumas empresas gerem inovações ambientais e outras as adotem, ocorrendo a difusão da inovação. Do lado da oferta, é importante o grau de concorrência do mercado no qual a empresa está inserida e se a questão ambiental é importante para manter a posição competitiva. Em mercados competitivos, a inovação passa a ser fator de diferenciação entre a empresa e seus concorrentes, podendo ser também a única forma de sobrevivência no mercado. O mercado teria uma importância cada vez maior para induzir as empresas a adotarem inovações ambientais, reforçando sua competitividade.

A *pressão dos stakeholders* é um determinante do investimento ambiental que vem ganhando importância. Há uma crescente preocupação com estes grupos. Esta pressão é exercida por diversos grupos, desde populações residentes na vizinhança de um empreendimento industrial que ameaça o meio ambiente, passando por parlamentares, a sociedade civil organizada — onde a atuação de organizações não governamentais (ONGs) ambientalistas é muito importante — até mesmo indivíduos que não estão perto do empreendimento, mas que possuem algum interesse na preservação ambiental.

Quanto à *pressão dos investidores*, pode-se observar uma preocupação crescente com o desempenho ambiental da empresa, principalmente de setores com alto potencial poluidor — química e petroquímica, por exemplo (Quadro 9.3).

No caso de fusões e aquisições de empresas, há uma grande preocupação com o passivo ambiental devido à Lei de Crimes Ambientais, de 1998, que possibilitou, além de outras sanções, a cobrança de valores extremamente altos aos responsáveis por danos ambientais. Portanto, a quantificação do passivo ambiental antes de fusões ou aquisições de empresas com alto potencial poluidor passou a ser uma prática corrente, pois pode levar à redução do preço da transação ou até mesmo impedi-la. Em muitos casos, o próprio vendedor não tem noção de seu passivo ambiental. Entretanto, alguns avanços em relação ao controle ambiental das empresas ainda precisam ser incorporados pelos investidores e acionistas, como a exigência da contabilidade ambiental, um instrumento importante para verificação contínua do passivo ambiental.

As empresas de inserção internacional mostram-se mais preocupadas com os impactos ambientais de suas atividades, pois os acionistas estrangeiros são mais exigentes em relação ao comportamento ambiental da empresa, a matriz exige que a filial adote os seus

### Quadro 9.3. Passivo ambiental como elemento prejudicial às empresas

O passivo ambiental pode representar prejuízos às empresas, seja em suas operações normais ou na hora da compra, quando o comprador herda e torna-se responsável por esse passivo. Um estudo encomendado pela Associação Brasileira de Tratamento de Resíduos Industriais (Abetre) revela que as empresas brasileiras gastam cerca de R\$ 400 milhões anuais para corrigir seus passivos ambientais. Este montante refere-se somente aos gastos com a contratação de serviços especializados para corrigi-los, não incluindo custos internos, despesas judiciais, multas e indenizações.<sup>6</sup> Os casos da Rhodia e da Parmalat ilustram uma situação em que o passivo ambiental herdado trouxe prejuízos às empresas. Em 1976, quando a Rhodia, subsidiária da Rhône Poulenc, adquiriu a planta da Clorogil para produção de substâncias para tratamento de madeiras, viu-se diante de um passivo ambiental que lhe foi cobrado 18 anos mais tarde: uma decisão judicial impôs à Rhodia a descontaminação de quatro áreas em São Vicente (SP), o que lhe custou cerca de US\$8 milhões.<sup>7</sup> A Parmalat assumiu um passivo ambiental de US\$2 milhões quando comprou duas unidades da Etti, cujo principal problema era emissão irregular de resíduos.<sup>8</sup>

padrões ambientais — mesmo que os padrões ambientais exigidos sejam inferiores aos do país de origem — e os consumidores estrangeiros, principalmente os norte-americanos e os europeus, são mais exigentes tanto em produtos quanto em processos ambientalmente mais saudáveis.

Além dos quatro fatores de pressão para as empresas adotarem inovações ambientais, há outros fatores internos à empresa que induzem o investimento ambiental. As reduções potenciais de custos, associadas à utilização de insumos — água, energia e outros — mais eficientemente, seja pela sua redução, reuso ou reciclagem. Outro fator é a existência de novas oportunidades tecnológicas.

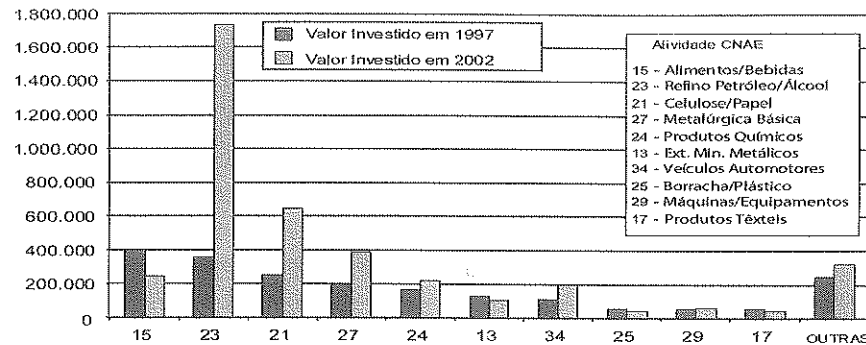
### 9.5. Comportamento ambiental das empresas industriais brasileiras

A partir da década 1990, observou-se que as empresas industriais brasileiras, sejam nacionais ou estrangeiras, tomaram uma posição mais proativa em relação ao meio ambiente. A questão ambiental ganhou espaço nas preocupações sociais das empresas. Ao perceberem o crescente interesse e preocupação da sociedade com o meio ambiente, as empresas buscaram se inserir no contexto dos agentes participantes das mudanças em resposta aos anseios da sociedade. Um dos fatores que contribuiu para as empresas tornarem-se mais proativas foi a diminuição da capacidade financeira do Estado e do descrédito na sua agilidade para solucionar problemas sociais relevantes. A reboque do vazio deixado pelo Estado, aproveitando para melhorar sua imagem e ter o reconhecimento da sociedade de ser um ator-chave no processo de transformação, as empresas passaram a investir em programas ambientais de cunho social (capítulo 8).

A redução de custos também exerceu um papel importante na minimização dos impactos ambientais das empresas. Apesar de o meio ambiente não ser o foco principal, os programas de conservação de energia, de otimização de processos com objetivos de reduzir os custos com matérias-primas, os processos de controle automatizados que reduzem desperdícios, entre outros, tiveram um rebote positivo na utilização mais racional dos recursos naturais.

**Quadro 9.4. Investimentos ambientais na indústria brasileira**

Os investimentos ambientais da indústria brasileira foram analisados por Barcellos *et al.* (2007), que constataram que somente as grandes organizações realizaram investimento em controle ambiental no período 1997-2002. Podemos comparar, no gráfico abaixo, a evolução do investimento em controle ambiental dos setores mais potencialmente poluentes da indústria brasileira.



**Figura 9.2 Investimento em controle ambiental na indústria brasileira, por atividade da CNAE 1997 e 2002 (R\$ mil de 2002)**

Fonte: Barcellos *et al.* (2007).

Dos dez setores mais potencialmente poluidores, observa-se uma mudança substancial na direção de maiores investimentos em controle ambiental na indústria de Refino de Petróleo e Álcool (divisão 23 da CNAE), que aumentou seu investimento no período em 382,3%. Os setores de Celulose e Papel (21), da Metalúrgica Básica (27), de Produtos Químicos (24) e de Veículos Automotores (34) obtiveram crescimento em seus investimentos ambientais, porém mais modestos. Outros setores apresentaram declínio neste tipo de investimento.

Existem poucas pesquisas sobre o comportamento ambiental das empresas industriais no Brasil. O *Relatório da Competitividade da Indústria Brasileira* da Confederação Nacional da Indústria (CNI) procurou evidenciar aspectos da competitividade da indústria de transformação relativos aos anos de 1998 e 1999, incluindo o meio ambiente como um fator associado à competitividade empresarial. A Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados — SEADE —, de São Paulo, fez uma pesquisa sobre inovação, relativa ao ano de 1996, e incluiu um capítulo sobre meio ambiente.<sup>9</sup> A Federação das Indústrias do Estado do Rio de Janeiro — FIRJAN — realizou um levantamento sobre *A Gestão Ambiental nas Indústrias do Estado do Rio de Janeiro*, de 2002.

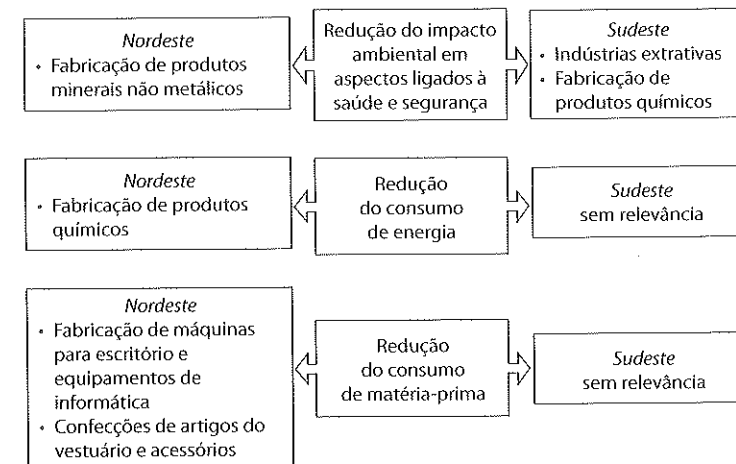
Os dados empíricos sobre o comportamento ambiental da empresas industriais brasileiras evidenciam que:

- (i) As maiores empresas e as de inserção internacional estão mais atentas para a influência da preservação ambiental em sua estratégia empresarial.
- (ii) As empresas que inovam (realizam investimentos em pesquisa e desenvolvimento) para melhorar a competitividade são as mais aptas a adotar inovações ambientais.

- (iii) A pressão da legislação é importante para induzir as empresas a adotarem inovações ambientais, o que reforça a necessidade de regulamentação. Entretanto, outras formas de pressão estão ganhando força e devem ser incentivadas para que haja mais investimentos em preservação do meio ambiente ou minimização de danos ambientais das atividades industriais.
- (iv) A análise setorial não é conclusiva, pois os setores de maior potencial poluidor nem sempre se mostram mais atentos aos problemas ambientais, mesmo sendo exportadores. Porém, no total da indústria, foram eles que mais realizaram investimentos ambientais — provavelmente por pressão legal.

**Quadro 9.5. Diferenças regionais e setoriais do investimento ambiental na indústria brasileira**

Além da diferença setorial no investimento ambiental na indústria brasileira, foi observado por Araújo (2007) uma diferença regional. Utilizando os resultados da Pesquisa Industrial de Inovação Tecnológica (PINTEC), comparou-se o processo de inovação tecnológica nas empresas das regiões Nordeste e Sudeste, excluindo-se São Paulo, segundo as atividades das indústrias extrativas e de transformação no período de 1998 a 2000. Foram consideradas somente as inovações cujo tipo de impacto fosse positivo para o meio ambiente, a saber: redução do consumo de matéria-prima, redução do consumo de energia e redução do impacto ambiental e em aspectos ligados a saúde e segurança. Esta última foi relevante para as duas regiões, entretanto, em diferentes setores industriais: indústrias extrativas, fabricação de produtos químicos (Sudeste) e fabricação de produtos minerais não metálicos (Nordeste). A Figura 9.3, resume os resultados da pesquisa.



**Figura 9.3 Tipos de impactos do processo de inovação tecnológica nas empresas do Nordeste e Sudeste, segundo as atividades da indústria brasileira.**

Fonte: Freitas (2007).

Das empresas dos seis setores industriais de maior potencial poluidor analisados, foram as de fabricação de produtos químicos que mais investiram em inovações tecnológicas cujos impactos ambientais foram positivos. Ao comparar as duas regiões, as empresas nordestinas realizaram os três

(continua)



(continuação)

tipos de impactos estudados, com significativos resultados na fabricação de produtos minerais não metálicos, fabricação de produtos químicos, fabricação de máquinas para escritório e equipamentos de informática, e confecções de artigos do vestuário e acessórios. As empresas do Sudeste que implementaram inovações não obtiveram resultados relevantes para a redução do consumo de matéria-prima nem para a redução do consumo de energia.

## 9.6. Conclusões

Neste capítulo vimos que o processo de industrialização das economias capitalistas gerou impactos ambientais negativos, evidenciando um possível *trade-off* entre crescimento econômico e preservação do meio ambiente. O padrão tecnológico adotado pela indústria é intensivo em energia e matérias-primas, gerando pressão sobre os recursos naturais. Logo, a intensidade de poluição e do uso de recursos naturais é altamente afetada pelos efeitos escala, composição e tecnologia.

Entretanto, esta oposição entre crescimento econômico e preservação ambiental está sendo flexibilizada na medida em que as empresas passam a perceber que podem gerar mais lucros e ficar mais competitivas ao incluírem preocupações ambientais em suas estratégias empresariais, por meio de práticas ecologicamente mais adequadas — adoção de tecnologias ambientais, implantação de sistema de gestão ambiental, racionalização do uso dos recursos naturais, entre outros.

Quando as empresas não conseguem perceber que podem melhorar sua competitividade ao preservar o meio ambiente, são necessárias regulamentações ambientais para que elas possam adotar ações menos degradantes. Para alguns autores, tais regulamentações elevam os custos das empresas e, portanto, as tornam menos competitivas. Para outros autores, as empresas respondem às regulamentações com inovações, melhorando a competitividade — “hipótese de Porter” — pois, na maioria dos casos, a poluição é um desperdício econômico.

Assim, as empresas realizam investimentos ambientais que são induzidos por basicamente quatro fatores, a saber: as pressões das regulamentações ambientais, as pressões dos consumidores finais e intermediários, as pressões dos *stakeholders* e as pressões dos investidores.

As evidências empíricas sobre o comportamento ambiental das empresas industriais brasileiras revelam que a preservação ambiental como estratégia empresarial está presente nas maiores empresas e naquelas de inserção internacional. Além do mais, as empresas que se apresentam inovativas são também as mais aptas à adoção de inovações ambientais. Por fim, a análise setorial não é conclusiva, pois os setores de maior potencial poluidor nem sempre se mostram mais atentos aos problemas ambientais. Porém, no total da indústria, foram eles que mais realizaram investimentos ambientais, com destaque para a indústria de refino de petróleo e álcool.

Desta forma, a preocupação em relação ao desenvolvimento sustentável está aos poucos resultando em ações concretas para preservar de forma mais efetiva os preciosos recursos naturais, deixando-os disponíveis para as gerações futuras.

## Guia de leitura

A literatura sobre industrialização, meio ambiente, inovação e competitividade encontra-se em sua maioria em forma de artigos. Para mais detalhes sobre:

- As relações entre inovação e meio ambiente, ver Kemp (1992); Kemp e Soete (1990) e Lustosa (2002); Podcameni (2007).
- A indústria brasileira e meio ambiente, ver Young e Lustosa (2001); Barcellos *et al.* (2007).
- Regulamentação ambiental e competitividade, ver Lustosa (2002); Palmer *et al.* (1995); Porter e Van der Linde (1995a); Porter e Van der Linde (1995b); Abreu *et al.* (2004).
- Determinantes do investimento ambiental, ver Howes *et al.* (1997) e Ferraz e Serôa da Motta (2001).
- Comportamento ambiental das empresas brasileiras, ver CNI *et al.* (2001); Lustosa (2002); FIRJAN (2002).

## Referências bibliográficas

- Abreu, M. C. S.; Rados, G. J. V.; Figueiredo Jr, H. S. As pressões ambientais da estrutura da indústria. *RAE-eletrônica*, v. 3, n. 2, art. 17, 2004.
- Banks, R. D.; Heaton Jr., G.. An Innovation-Driven Environmental Policy. *Issues in Science and Technology*, n. 12, p. 43-51, 1995.
- Barcellos, F. C.; Oliveira, J. C.; Gonzaga, P. G. M. Investimento ambiental em indústrias sujas e intensivas em recursos naturais e energia. *VII Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica*, Fortaleza: ECOECO, 2007.
- CNI; SEBRAE; BNDES. *Relatório da competitividade da indústria brasileira*. Brasília: CNI/SEBRAE, Rio de Janeiro: BNDES, 2001.
- Ferraz, C.; Serôa da Motta, R. Regulação, mercado ou pressão social? Os determinantes do investimento ambiental na indústria. *XIX Encontro Nacional de Economia*, Salvador — BA, ANPEC, 2001.
- FIRJAN. A gestão ambiental nas indústrias do Estado do Rio de Janeiro. *Súmula ambiental*. Edição especial, 2002. Disponível em [www.firjan.org.br](http://www.firjan.org.br). Arquivo consultado em maio de 2002.
- Freitas, D. A. *Inovações ambientais na indústria: um estudo comparativo das regiões Nordeste e Sudeste*. Monografia de graduação. Maceió: FEAC/UFAL, 2007.
- Howes, R.; Skea, J.; Whelan, B. *Clean and Competitive? Motivating Environmental Performance in Industry*. Londres: Earthscan, 1997.
- Kemp, R.; Smith, K.; Becher, G. *How Should We Study the Relationship Between Environmental Regulation and Innovation?*. Relatório final do DGIII-IPITS research programme, 2000.
- Kemp, R.; Soete, L. Inside the “Green Box”: on the Economics of Technological Change and the Environment. In: Freeman, C.; Soete, L. (eds.). *New Explorations in the Economics of Technological Change*. Londres: Pinter Publishers, p. 245-257, 1990.
- \_\_\_\_\_. The Greening of Technological Progress: an Evolutionary Perspective. *Futures*, v. 24, n. 5, p. 437-457, 1992.
- Lustosa, M. C. J. *Meio ambiente, inovação e competitividade na indústria brasileira: a cadeia produtiva do petróleo*. Tese de doutorado. Rio de Janeiro: IE/UFRRJ, 2002. Disponível em [www.ic.ufrj.br/gema/index.html](http://www.ic.ufrj.br/gema/index.html).
- Martoni, L. Passivo ambiental gera altas perdas para as empresas brasileiras. 2008. Disponível em <http://www.parana-online.com.br/editoria/cidades/news/253600/>. Acesso em 12 de janeiro de 2009.
- Medhurst, J. Macro-Economic Aspects of Environmental Policies and Competitiveness: Environmental Costs and Industry Competitiveness. In: OCDE. *Environmental Policies and Industrial Competitiveness*. Paris: OCDE, 1993.
- Palmer, K.N.; Oates, W. E.; Portney, P. R. Tightening Environmental Standards: the Benefit-Cost or the No-Cost Paradigm? *Journal of Economic Perspectives*, v. 9, n. 4, p. 119-132, 1995.
- Podcameni, M. G. B. *Meio ambiente, inovação e competitividade: uma análise da indústria de transformação brasileira com ênfase no setor de combustível*. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: IE/UFRRJ, 2007.
- Porter, M. E.; Linde, C. Van Der. Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship. *Journal of Economic Perspectives*, v. 9, n. 4, p. 97-118, 1995a.

- \_\_\_\_\_. Green and Competitive: Ending the Stalemate. *Harvard Business Review*, v. 73, n. 5, p. 120-134, 1995b.
- Preston, J. T. Technology Innovation and Environmental Progress. In: Chertow, M. R. e Esty, D. C. *Thinking Ecologically — the Next Generation of Environmental Policy*. Londres: Yale Univ. Pres., 1997.
- Young, C.E.F.; Lustosa, M.C.J. Meio ambiente e competitividade na indústria brasileira. *Revista de economia contemporânea*, v. 5, edição especial, Rio de Janeiro: IE/UFRJ, p. 231-259, 2001. Disponível em [www.ie.ufrj.br/gema/index.html](http://www.ie.ufrj.br/gema/index.html).

## Notas

- <sup>1</sup> Young; Lustosa (2001).
- <sup>2</sup> Kemp; Soete (1992) colocam com propriedade que o termo “tecnologia limpa”, apesar de ser amplamente usado, não é linguisticamente o mais correto. Primeiro, porque nenhuma tecnologia é totalmente limpa e, segundo, porque deve-se distinguir tecnologia limpa (*clean*) e tecnologias que limpam o ambiente (*cleaning*). O termo correto seria “tecnologia mais limpa” (*cleaner*) ou “poupadora de recursos naturais” (*environment-saving*).
- <sup>3</sup> As tecnologias ambientais são classificadas de maneira distinta, mas a abrangência é a mesma. Para mais detalhes sobre classificações de tecnologias ambientais ver Preston (1997) e Medhurst (1993).
- <sup>4</sup> Banks; Heaton Jr. (1995).
- <sup>5</sup> O ciclo de vida do produto refere-se à análise de seus impactos ambientais desde a extração da matéria-prima até a sua disposição final, quando não é mais útil, ou seja, analisa o produto do “berço ao túmulo”.
- <sup>6</sup> Martoni (2008).
- <sup>7</sup> *Gazeta Mercantil* (21/08/1998 e 24/02/2000).
- <sup>8</sup> *Gazeta Mercantil* (21/08/1998).
- <sup>9</sup> Lustosa (2002).

## ■ CAPÍTULO 10 ■

# Energia, inovação tecnológica e mudanças climáticas

Alexandre d’Avignon

*Programa de Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento da UFRJ e  
Programa de Planejamento Energético da COPPE/UFRJ*

## 10.1. Introdução

A relação entre gestão ambiental de empreendimentos energéticos e inovação tecnológica é intensa. A primeira utiliza-se da segunda na busca de soluções aos problemas ambientais causados pelos sistemas energéticos. Os processos de inovação tecnológica e de gestão contribuem de forma significativa na mitigação dos impactos ambientais, quando têm como um dos objetivos a conservação do meio ambiente. Mas não são somente os modelos de inovação da gestão os que estão em jogo neste caso. O processo de inovação tecnológica traz modificações consideráveis na geração e consumo de energia, por conseguinte, em toda a cadeia dos sistemas energéticos como eletricidade ou o petróleo.

A difusão de uma inovação tecnológica ambientalmente apropriada, induzida pela introdução de códigos de conduta ou regulação do Estado, poderá ser utilizada para substituir os meios insustentáveis de geração e consumo de energia e construir novos paradigmas e rotas tecnológicas ambientalmente saudáveis e sustentáveis. Hoje as chamadas tecnologias mais limpas indicam uma possível alternativa para a atual estrutura de geração e consumo de energia que ameaça a qualidade da vida no planeta. Mas estas tecnologias, por si só, não são suficientes para mudar o sentido do aumento da degradação do meio ambiente em razão dos danos já causados e da poluição acumulada. São necessárias mudanças estruturais nos sistemas energéticos conhecidos para alterar os atuais rumos destas transformações.

A geração de energia baseada em fontes alternativas renováveis passa a ser uma opção tecnológica para iniciar o processo de transformação consistente de sistemas energéticos maduros e tradicionais para o uso de múltiplas fontes integradas. As fontes não renováveis convencionais, especialmente os combustíveis fósseis como o carvão e o petróleo, devem ser encaradas como recursos para uma transição de modelos climaticamente obsoletos para aqueles que respeitem os ciclos da biosfera.





Os indicadores de celeridade para esta transformação encontram-se nas mudanças climáticas em curso, especialmente a concentração de CO<sub>2</sub> associada às mudanças de temperatura e variações de ciclos hídricos, e definem um novo arranjo de uso de tecnologias para geração de energia. A acumulação de capital realizada por empresas carboníferas e petrolíferas tem que ser usada o mais rapidamente possível para esta transição, fomentando-se o desenvolvimento de tecnologias para fontes alternativas renováveis e criando-se condições de economia de escala para sua competitividade. Os mecanismos regulatórios e de incentivos devem ser utilizados para ampliação de redes de sistemas nacionais de inovação voltadas para as essas fontes renováveis.

Neste capítulo far-se-á uma análise, sob a ótica da teoria evolucionária, da construção dos sistemas energéticos desde que o homem iniciou o processo de apropriação da renda energética até os dias de hoje, nos quais esses sistemas vêm ultrapassando a capacidade de suporte do planeta em termos de remoção da poluição gerada. Discute-se a ampliação da apropriação desta renda energética e suas consequências, tendo a revolução industrial como divisor de águas no que diz respeito ao aproveitamento dos recursos naturais e energéticos. O debate sobre o processo de inovação, em outro segmento do capítulo, abre a perspectiva para mudanças nas rotas e paradigmas tecnológicos, hoje existentes, mostrando-se o papel da regulação e o da gestão como primordiais para esta transformação. E por fim mostram-se as opções por meio das fontes alternativas renováveis de energia de mudanças na infraestrutura energética do planeta para preservação da vida como a conhecemos em longo prazo.

## 10.2. Algumas implicações da acumulação dos excedentes energéticos

A importância da acumulação de excedentes refere-se ao papel significativo das inovações técnicas no processo de transformação econômica e as suas relações com a capacidade física do homem em produzir. De acordo com Freeman e Soete (1997), a teoria do crescimento econômico, levando em consideração, Adam Smith (1776), Marx (1858) e, mais recentemente, Samuelson (1967), tradicionalmente reconhece a importância da acumulação do conhecimento e, portanto, da tecnologia no processo de crescimento. Sem mudanças tecnológicas, a acumulação de excedentes energéticos seria cada vez menos dinâmica e ampliada, o que traz implicações ambientais consideráveis dependendo das tecnologias adotadas.

A produção de excedente energético descrita por Passet (1979) é entendida como a quantidade de energia que um sistema ainda dispõe depois de satisfazer a reprodução dos recursos naturais, materiais e humanos, de tal forma que gere um fluxo econômico. Ou seja, a acumulação só se dá em razão deste excedente energético.

Como o ser humano, para seu crescimento e manutenção, tem eficiência de cerca de 20% na transformação energética do que consome,<sup>1</sup> ele não sobreviveria se não obtivesse energia complementar do meio em que vive. A domesticação de animais, tanto para alimento como uso de força motriz, e a agricultura sedentária, absorvendo a energia solar disponível, iniciam a produção de excedente que permite uma nova divisão de trabalho no grupo social. O homem passa a ter uma “eficiência produtiva” cada vez maior. Surge, assim, uma parte do grupo que tem tempo disponível para racionalizar o uso dos recursos, criando assim novos arranjos sociais e inovações técnicas.

Compreender a natureza biológica da espécie humana inserida nos ecossistemas terrestres permite perceber as diferenças em relação a outras espécies animais. Todas as espécies adaptaram-se a mutações vantajosas que permitiram o desenvolvimento de órgãos *endossomáticos*.<sup>2</sup> Essas mutações são caracterizadas por lentidão considerável se comparadas com as transformações culturais das sociedades humanas que adotam órgãos *exossomáticos*, como máquinas, instrumentos etc., para ampliar o seu potencial produtivo. Essa distinção entre órgãos *endo* e *exossomáticos* conduz a separação da energia que chega ao homem por meio das cadeias tróficas e aquela que chega por meio das técnicas. A criação dos órgãos exossomáticos torna-se a busca permanente de quantidades adicionais de energia livre para o acionamento destes instrumentos.

A cada novo arranjo, por meio de tentativa e erro, o homem se apropria de inovações que permitem maior acumulação de excedente energético e, por conseguinte, gera atividade produtiva e, conseqüentemente, o fluxo econômico. Passa-se, então, ao gerenciamento dos recursos energéticos para produção de bens por meio da administração dos recursos materiais criando-se assim os sistemas energéticos. Usam-se os recursos materiais escassos para confecção de bens, gerando a apropriação da “renda” energética.

O importante a observar é a técnica como manifestação criativa do homem em modificar constantemente as relações dele com o meio ambiente. Habilidades especiais que vão sendo acumuladas e passadas entre gerações que, por sua vez, interagem com elas e as modificam e, assim, sucessivamente. Marx (1858) a entendia como a transformação da natureza no corpo inorgânico do homem. Por sua vez Passet (1979) considera o trabalho humano como criador de valores de uso, como trabalho útil, indispensável à própria existência do homem por meio da efetivação do intercâmbio material entre homem e natureza.

Um sistema energético pode ser considerado, portanto, um mecanismo de mobilização e apropriação dos excedentes produzidos pela utilização com fins produtivos dos efeitos energéticos dos ciclos ou fenômenos naturais.<sup>3</sup> Assim sendo, praticamente toda a renda pode de alguma forma ser reduzida como fundamentalmente energética.

Tendo agora como referência os meios técnicos disponíveis para intervenção no meio ambiente, à medida que os grupos acumulavam, estes tinham maior capacidade de consumir e, assim, premiam pela obtenção de uma maior diversidade de produtos. Como estes últimos não estavam disponíveis em suas regiões, eram obtidos por meios de relações comerciais com outros grupos. Essa necessidade estimulou o desenvolvimento de outras técnicas para o uso da energia para o transporte, como a vela e a tração animal.\*

O impulso da acumulação se dava em virtude da apropriação do excedente energético na produção dos conversores vegetais para alimentação humana e a maior produtividade dos meios para obtê-la.

Com a diversificação do consumo de produtos, por meio da atividade mercantil, estimula-se a produtividade dos conversores biológicos e conseqüentemente a acumulação de riquezas por determinados grupos sociais, no caso, os comerciantes, além da difusão de técnicas. Detendo ativos resultantes da acumulação, é possível a ampliação dos meios de transportes e, conseqüentemente, um novo ciclo de expansão do comércio.\*\*

\* Em uma situação de paz, este seria o ciclo virtuoso de maior produção e consumo sem levar em conta a maior complexidade dos sistemas energéticos.

\*\* Estes elementos explicariam em linhas gerais a relação entre expansão e acumulação dos grupos sociais antes da Revolução Industrial.



É interessante observar a relação entre crescimento econômico e urbanização, mostrando a dependência existente entre a manutenção de grandes concentrações urbanas e a infraestrutura energética necessária para mantê-las. A cidade ultrapassa em muito seus limites físicos para sobreviver como tal. A pressão sobre o meio ambiente é ampliada, tanto no ponto de vista das alterações causadas, como em relação à utilização dos recursos naturais da área geográfica de influência.

Outro aspecto relevante é a irreversibilidade do processo de acumulação do ponto de vista técnico. O desaparecimento do Império Romano do Ocidente e a retração econômica da Europa não impeliram os novos grupos sociais ao abandono das técnicas até aquele momento conhecidas.\*

### 10.3. O ritmo da acumulação de excedentes se altera

O crescimento do número das corporações de ofício, a difusão das técnicas e estabilidade das fronteiras e do fluxo comercial permitiram os novos arranjos produtivos voltados para produtividade, custos de produção e a concorrência. Esses elementos se tornam chaves na diferenciação da economia industrial capitalista nascente daquelas que a antecederam. O custo de produção e novas formas de competição ganham destaque e reorganizam a produção.

O capitalismo industrial colocou a técnica produtiva em primeiro plano nas decisões econômicas e o processo de inovação tecnológica passou a ser um dos motores da acumulação da energia e do capital com racionalidades locacionais e organizacionais, intensificando-se o uso da energia.

Reestruturavam-se os meios de produção em organizações fabris com objetivo de intensificar a eficiência do trabalho humano e dos meios físicos e materiais utilizados para transformação dos recursos naturais. Essa nova estrutura modificara a relação entre os fatores de produção e destacara um em especial, a inovação tecnológica. Não por esta última ser menos importante na era pré-capitalismo industrial, mas pelo ritmo de desenvolvimento da mesma. Intensificam-se o uso dos recursos naturais, os impactos ambientais causados pelos empreendimentos e geração da poluição. Surgem novos arranjos que parecem superar qualquer dos antigos limites de produção. As inovações tecnológicas, de forma geral, visam maior produtividade com menor custo. A introdução da máquina a vapor não alivia o trabalho dos tecelões e operários em geral, mas permite produzir mais, mais rápido e mais barato.

A expansão da produção introduz outra questão. É necessário criar demanda para o aumento de escala permitido pelos novos arranjos. A prosperidade começa a ser um dos discursos dos teóricos do capitalismo para possibilitar o acesso a um maior número de pessoas aos produtos industrializados. O capitalismo industrial tem ampliados seus instrumentos de estímulo ao consumo por meio de mecanismos como a publicidade, o *marketing*, entre outros. Em decorrência, aumenta-se a competição e a pressão para diminuição dos custos de produção, forçando-se uma nova redução nas taxas de lucro. O aumento

de escala produzia uma diminuição de preços. Surgia um novo elemento: a obsolescência devido a não atualidade do bem.\* Formam-se novos padrões de consumo que estimulam ainda mais a produção de bens. O aumento de escala da produção impõe, por sua vez, uma ampliação cada vez maior da infraestrutura energética para suportá-la.

A produção industrial poderia ser considerada como a transformação e a adaptação dos recursos naturais, mediante processos baseados em princípios físicos e químicos, para atender às necessidades humanas.<sup>4</sup> Por essa razão, valorizou-se a pesquisa empírica para melhor conhecimento da natureza e descoberta de suas potencialidades para os novos arranjos de produção. Isto justificaria o grande impulso da pesquisa e seu desenvolvimento com a Revolução Industrial. Neste caso, assistia-se a duas importantes mudanças em paralelo: novos arranjos nos sistemas energéticos e produtivos e novos arranjos na pesquisa científica. A relação homem-natureza se altera, o homem passa a ser sujeito e a natureza, objeto de sua intervenção.

Furtado (1983) afirma que a partir da Revolução Industrial o impulso do homem em compreender e explicar o mundo físico e metafísico, presente em todas as culturas, se incorporou ao elemento motor dos sistemas econômicos. As inovações tecnológicas, impulsionadas pelas pesquisas empíricas, geraram uma expansão dos sistemas energéticos, da produção, comércio e serviços nunca antes verificados na história da humanidade.

O capitalismo industrial representa, portanto, uma ruptura radical com os sistemas energéticos conhecidos pela humanidade até a Revolução Industrial. *É o momento no qual se rompe com a preferência pelas energias biológicas renováveis e opta-se pelas energias com base fóssil.* Novos conversores aparecerão, derivando em inovações tecnológicas: as máquinas a vapor e de combustão interna. Esses equipamentos criam trajetórias tecnológicas particulares que reorganizam as relações do homem com a natureza e estabelecem novas interações entre os sistemas energéticos. O carvão e o petróleo destacam-se no novo cenário, seu uso se generaliza e a oferta de energia tende a preceder a demanda.

Essa lógica, entretanto, terá efeitos ambientais consideráveis. Os bens livres anteriormente abundantes, como água e ar limpos, se tornavam raros nos grandes centros industriais e passam a necessitar de tratamento, mobilizando mais uma vez recursos energéticos para serem utilizados pela própria indústria e pelos habitantes das cidades. O progresso tecnológico baseado principalmente na diminuição de custos, ampliação dos sistemas energéticos, no aumento de escala e estímulo ao consumo gera uma pressão permanente sobre o meio ambiente. O homem passa a ser vítima e ao mesmo tempo motor do aumento desta transformação. Criam-se necessidades desvinculadas da capacidade de suporte do meio ambiente, que, por sua vez, geram outras para corrigir os problemas suscitados pelas primeiras.

Apesar de não adotar a ótica do economista Joseph Alois Schumpeter e criticá-la, Furtado também acentua a importância da inovação tecnológica no desenvolvimento econômico. Mas é Schumpeter (1984) que apresenta alternativa ao enfoque clássico do equilíbrio e propensão à maximização de lucros, substituindo-o por uma visão dinâmica, evolutiva, que privilegia a inovação tecnológica gerada pelo homem empreendedor não somente estimulado pelo lucro.

\* As comunidades feudais, por exemplo, que se desenvolveram a partir de então, também, se mostraram capazes no ponto de vista da acumulação, já que, apesar de mais fechadas, eram capazes de manter pequeno exército, provisões, castelos e cidades.

\* O valor de uso do bem começava a se distanciar do valor econômico e passava-se a se relacionar ao status ou à diferenciação/distinção dele pela novidade, ou seja, pela inovação.



Schumpeter não discute, entretanto, as consequências ambientais desse empreendedorismo humano. O progresso técnico, sem um componente ambiental, passa a exercer uma pressão inadequada sobre os recursos naturais renováveis ou não. O aumento da poluição, causada pela ampliação de sistemas energéticos baseados em carvão e hidrocarbonetos e pela falta de conhecimento sobre uso de algumas inovações nesses sistemas, passa ser um fator importante. Há significativo aumento de emissão dos gases que intensificam o efeito estufa ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  etc.) ou, ainda, chuvas ácidas resultando em impactos ambientais globais. Apesar da análise do economista não incluir questões ambientais, essa visão fornece uma ideia de dinâmica muito importante para intervenção adequada nos sistemas energéticos para torná-los sustentáveis.

Para Schumpeter (1984: 112) o essencial, quando se analisa o capitalismo, é tratá-lo como um processo evolutivo. O caráter evolutivo não se deve somente ao fato de a vida econômica acontecer em um ambiente social mutável e este influenciar a ação econômica. O impulso fundamental e decisivo decorre dos novos bens de consumo, dos novos métodos de produção ou transporte, dos novos mercados, das novas formas de organização industrial que a empresa cria. O processo de mutação industrial incessantemente revoluciona a estrutura econômica de dentro para fora, destruindo-a e criando-a de forma diversa da anterior. Esse processo de destruição criadora é o fato essencial do capitalismo.

Para Schumpeter<sup>5</sup> todo o processo de desenvolvimento concreto repousaria sobre o desenvolvimento precedente, ou criaria pré-requisitos para o seu desdobramento. Essa visão remete à ideia de interdependência temporal, ou seja, dependência de uma rota adotada que será explorada pelos neoschumpeterianos. O desenvolvimento seria, portanto, um fenômeno distinto, estranho ao fluxo circular da economia, ou à tendência ao equilíbrio, como concebiam os clássicos. O desenvolvimento se daria, portanto, por meio de novos arranjos. Essas descontinuidades apareceriam no setor industrial/energético e comercial, mas não na esfera das necessidades dos consumidores de produtos finais. As inovações, em geral, e a consequente mudança econômica seriam iniciadas pelos produtores. Os consumidores seriam educados por estes, ou seja, ensinados a desejar novos bens, diferenciados daqueles usados habitualmente. Apesar da importância de se considerar as necessidades dos consumidores como uma força independente e fundamental para o fluxo circular da economia, o empreendedor seria o grande motor das transformações. A energia elétrica como um bem básico, universalizado, pode ser usado como exemplo, assim como a criação de um número cada vez maior de produtos que utilizam a energia elétrica, gerando maior consumo e por sua vez maior demanda e assim por diante. Os derivados de petróleo também poderiam ser um bom exemplo especialmente na parceria entre indústrias automobilísticas e as de petróleo elegendo os conversores de combustão interna de baixa eficiência e generalizando seu uso no mundo.

O atributo essencial do sistema capitalista, então, não é a sua capacidade de ocupar da melhor forma possível o espaço de valorização do capital já existente, e, sim, a sua capacidade de criar novos espaços. É este último atributo que define o desempenho desse sistema no longo prazo. Como os sistemas energéticos se tornam a base infraestrutural para a acumulação capitalista, esses sistemas também estariam sempre sendo implantados nesses novos “espaços”.

Essa discussão é de extrema relevância para as questões ambientais. Quais são os fatores verdadeiramente determinantes dos modelos de desenvolvimento dos sistemas ener-

géticos insustentáveis do ponto de vista ambiental? Seria uma cultura de consumo que determina modelos predatórios, impulsionando as empresas a produzir cada vez mais para suprir necessidades do consumidor? Ou os processos produtivos estariam permanentemente motivando o consumidor a consumir mais e mais para que possa haver a reprodução do capital? Schumpeter define como o principal motor do desenvolvimento econômico capitalista o sistema produtivo e sua ampliação por meio da criação permanente de novos mercados com as inovações. Mas o consumidor não é um agente isolado. Ele também participa do processo produtivo com o trabalho e é um indutor de muitas transformações. As novas organizações do trabalho com a Revolução Industrial permitem ao trabalhador produzir para um consumidor anônimo, o que não acontecia nas corporações de ofício, nas quais havia uma relação mais próxima entre produtor e consumidor. Se a inovação é um dos fatores principais para reprodução capitalista, é neste elemento que se deve atuar para se obter modelos de desenvolvimento de sistemas energéticos sustentáveis. A agregação de variáveis ambientais nos paradigmas tecnológicos tradicionais e a substituição daqueles insustentáveis tornam-se opções concretas. O entendimento do processo de inovação é, portanto, fundamental para a criação de mecanismos de indução de tecnologias cada vez mais limpas nos sistemas energéticos na evolução contemporânea do sistema capitalista. As energias alternativas renováveis complementares aparecem, portanto, como o *locus* da inovação para uma mudança concreta nos sistemas energéticos convencionais. Quando se associam ainda as variáveis ambientais, a mudança de rota tecnológica parece ser a única alternativa concreta para um combate eficaz às mudanças climáticas e aos impactos ambientais causados pelas fontes convencionais baseadas em energia fóssil. A implantação de sistemas nacionais ou internacionais de inovação envolvendo difusão e abandono de patentes voltados para a alteração dos sistemas convencionais de geração de energia torna-se um caminho promissor para promoção de fontes renováveis de energia ainda de custo impeditivo. Este inclusive inverte o fluxo de transferência de tecnologias, pois são essencialmente os países do Hemisfério Sul que as detêm. O uso, por exemplo, da biomassa, a produção de biocombustíveis e biogás sempre foi atributo principalmente dos países em desenvolvimento. A intervenção no processo de inovação, portanto, passa a ser fundamental para adequar os modelos de desenvolvimento não sustentáveis.

#### 10.4. O processo de inovação

Nelson e Winter (1977, 1982) consideram a geração e a difusão da inovação como resultado da interação da busca por novas oportunidades e a seleção delas. A inovação envolve incerteza e desequilíbrio. Os autores fazem analogia com a teoria evolucionária e a seleção natural de Charles Darwin e dos neodarwinistas e afirmam que emprestam da biologia uma série de conceitos básicos, como o próprio Darwin emprestou outros de Malthus. O mercado seria um ambiente seletivo para a firma/empresa de energia. Nele, ela pode ter sucesso ou não, dependendo de sua habilidade em se adaptar ou modificá-lo. Os padrões de desenvolvimento dessas empresas influenciam outras firmas que, por sua vez, em conjunto, influenciam a economia e, esta, novamente as firmas e assim por diante. Cria-se, portanto, uma relação de interdependência entre os padrões de desenvolvimento tecnológico, no caso entre empresas componentes do sistema energético e as do sistema produtivo em geral.



As empresas, portanto, estão sempre buscando a sobrevivência em um ambiente dinâmico e em constante mutação. Cada empresa, segundo Nelson e Winter (1977, 1982), tem a sua “rotina” com seus conhecimentos tácitos e técnicos, o que caracterizaria seus “genes”. A mudança se dá, portanto, com as mudanças dessas rotinas. Em havendo rotinas, uma delas deveria ser relativa à constante disposição para uma estratégia heurística, ou seja, de constante descoberta, impelindo a empresa ao hábito de lidar com questões não rotinizadas. O processo de inovação deve ser encarado como um mecanismo de longo prazo, com mudanças progressivas e ritmo específico de acordo com sua natureza. As regularidades observadas nos processos de inovação trazem outra ideia, a de dependência temporal. Hoje o quadro conhecido de uso de tecnologia na indústria de energia é resultado de decisões no passado e as decisões neste momento influenciarão o futuro. Essa interdependência temporal estabelece a irreversibilidade do processo de inovação. As decisões imprimem esse caráter, pois o processo de inovação visaria lucratividade e, assim sendo, dispêndios para a inovação. Pode ser caro reverter esse processo e, mesmo sendo possível, nunca se retornaria às condições iniciais. Estes são fatores que também esclarecem que as decisões de determinados setores do capital, como uso intenso do combustível fóssil em detrimento de alternativas existentes no passado e ainda associados a sistemas de “lock in” a eles ligados, podem, no ponto de vista de sistema energético, colocar em risco os sistemas naturais e ciclos da biosfera. O uso intenso de fontes não renováveis parece inapropriado diante da manutenção desses sistemas em longo prazo.

De forma geral, o processo de inovação pode ser considerado como a busca de novos produtos, processos e arranjos institucionais, via descobertas, experimentação, imitação e adaptação.<sup>6</sup> Isto dificulta uma percepção *ex ante* dos resultados do processo de inovação. Assim, a incerteza pode ser considerada como uma das características do processo de inovação. Uma característica importante da inovação é a confiança no progresso técnico. Se não houvesse experiências bem-sucedidas como referência para os agentes, não haveria estímulo para novas alternativas. A integração de sistemas de P&D, como institutos ou centros de pesquisa, com a indústria energética é outro elemento importante. As atividades formais de P&D estão cada vez mais integradas ao sistema produtivo como uma ferramenta para aumento da concorrência, na busca de novas oportunidades.

A energia elétrica, obtida por plantas term nucleares a fissão, é um bom exemplo. Essa tecnologia poderia impor uma série de mudanças, inclusive o abandono de outras tecnologias, como as termelétricas a carvão, mas este não foi o caso. A maioria das sociedades não quis arcar com os riscos da generalização de sua implantação. A confiabilidade desta tecnologia foi determinante em razão dos acidentes nos Estados Unidos e na extinta União Soviética. Por outro lado, se a fusão nuclear já tivesse sido controlada, essa opção tecnológica poderia se tornar uma alternativa concreta para substituição de tecnologias baseadas em combustíveis fósseis. Ainda assim, estaríamos diante de tecnologia nova na qual poderiam surgir problemas ambientais ainda não previstos. Cada paradigma resulta em oportunidades tecnológicas e obstáculos, dependendo dos estímulos circunstanciais, anteriormente discutidos. Mas, com certeza, uma das fontes de grandes mudanças de paradigmas tecnológicos continua sendo os avanços científicos e de pesquisa e desenvolvimento associados a sistemas nacionais e internacionais de inovação, como é o caso da indústria aeronáutica europeia.

A ideia de paradigma auxilia na compreensão do processo de inovação tecnológica. Em algumas áreas as inovações podem ser difundidas e absorvidas rapidamente, como é o

caso de telecomunicações e microeletrônica. Em outras, esse processo pode ser mais lento e não acontecer, caso das empresas tradicionais e consolidadas, em uma cadeia de produção já dominada, madura e de capital intensiva, como é caso daquelas que compõem os sistemas energéticos convencionais.

O uso de tecnologias de geração e de consumo de energia ambientalmente apropriada torna-se necessário para a manutenção da vida humana no planeta, pois esta parece ser a única “rota” de evolução tecnológica adequada para harmonizar a evolução geofísica com a antrópica (Hipótese Gaia). Os mecanismos de regulação da economia não são suficientes, em razão da dinâmica dos processos naturais, como o é a biosfera, grande regulador das atividades humanas. Não se respeitando os limites e sistemas existentes na biosfera, a vida na Terra pode estar ameaçada.

Kemp e Soete (1992) e Lundvall (1988) discutem exemplo que realça tanto as consequências ambientais do uso de determinadas tecnologias como a alteração do paradigma. Além disso, mostram como a uma solução tecnológica seguem outros problemas, muitas vezes, não identificados no momento de sua adoção. Os autores relatam como o uso dos cavalos como meio de transporte em Londres, na segunda metade do século XIX, trouxe grandes problemas ambientais para a cidade.\*

Apesar da disponibilidade de outros meios de transporte urbano, estes não foram adotados em razão da falta de infraestrutura, como postos de abastecimento e regulamentação da época que determinava, por meio de sinais vermelhos, o limite máximo de velocidade como de 12km/h. A pequena escala ainda dos veículos a vapor e posteriormente com os motores a combustão interna de Nikolaus Otto, Karl Benz e Gottlieb Daimler também não permitia ainda a utilização dessas alternativas. Mas vale ressaltar que um motor de combustão interna emite resíduos que não chegam a dez gramas por quilômetro rodado, o que significava uma redução de emissão de resíduos da ordem de 200 vezes. A opção pelo uso dos motores de combustão interna no início do século XX solucionara o problema dos resíduos deixados pelo cavalo, mas criaria outro: as emissões veiculares. Estas se tornaram responsáveis pela degradação das cidades e por parte significativa dos gases que intensificam o efeito estufa com uma frota mundial beirando um bilhão de veículos

Hoje, no século XXI, estudam-se alternativas ao motor de combustão interna, pois seu uso intenso degrada monumentos históricos, gera o *smog*, causa transtornos à saúde humana e contribui com quase metade dos gases de efeito estufa do planeta. Além disso, o motor de combustão interna é um equipamento de baixa eficiência que gira em torno de 20% da energia contida no combustível, todo resto torna-se calor, ou seja, energia dissipada (veja Cecchin & Veiga, neste volume). A célula a combustível aparece como uma possibilidade, ainda sem viabilidade econômica, ou mesmo os biocombustíveis. Mas haverá algum problema no futuro com as células combustíveis ou com o biodiesel que hoje desconhecemos ou desprezamos? A incerteza está, portanto, presente. A degradação do meio ambiente derivaria, portanto, das opções de uso de recursos energéticos, renováveis ou não, e a poluição gerada pelos meios de transformação e uso se estes fossem inadequados ambientalmente. O motor elétrico para tração em veículos leves foi abandonado no início

\* Como cada animal produzia cerca de 15kg de resíduos (fezes) por dia, eram necessários, aproximadamente, seis mil varredores para recolhê-los. O odor, a obstrução da passagem de pedestres e possivelmente o entupimento das galerias de águas pluviais tornaram-se problemas graves, funcionando como limitadores do trânsito deste tipo transporte.



do século XX devido à associação de montadoras com a indústria do petróleo, esta opção, no entanto, aparece hoje como uma alternativa concreta aos motores de combustão interna convencionais. Além de mais compactos, os motores elétricos podem possibilitar uma grande flexibilidade na geração de energia elétrica para alimentá-los, desde a energia eólica até o mais rudimentar gerador com biomassa, passando pelas convencionais e solar. As baterias de acumulação ácidas, que poderiam ser um impeditivo ao desenvolvimento da rota, já estão em processo de inovação para aumentar sua vida útil e autonomia do veículo.

A ideia de acumulação de conhecimentos já existe em Schumpeter (1984), mas foram os neoschumpeterianos, aqueles que aprimoraram a ideia do economista pioneiro, os proponentes da categoria de inovações incrementais dentro de um mesmo paradigma. Essa categoria abre espaço para conceitos de ecoeficiência, nos quais a diminuição do uso dos insumos, por meio de reuso, reciclagem e redução, tendo a mesma base tecnológica como referência, seria ponto central. Nesse caso, não há mudanças significativas no processo, no momento dos ciclos de investimento, que não romperiam com antigos conceitos de produtividade, mas simplesmente uma modernização e maior eficiência. Os benefícios e os riscos de uma inovação raramente são previsíveis devido às incertezas que caracterizam as mudanças tecnológicas. O conhecimento dos impactos das tecnologias tradicionalmente utilizadas é sempre muito maior, como é o caso, por exemplo, da substituição da gasolina pelo álcool etílico hidratado como combustível para veículos. O combustível fóssil por mais que trouxesse problemas ambientais, trazia problemas conhecidos. No caso do álcool, quando o Proálcool foi implantado, em 1975, não se sabia como os aldeídos e formaldeídos, componentes dos gases de combustão, iriam atuar na saúde humana e meio ambiente com o crescimento da frota desses veículos. Portanto, nos primeiros estágios do desenvolvimento das inovações, o impacto pode ser pior do que aqueles causados por tecnologias tradicionais, apesar dos benefícios futuros que estas podem trazer. A incerteza nas previsões de adequação ambiental da inovação pode provocar a criação de regulação e políticas, tanto empresariais como públicas, que inibam a experimentação de inovações e, por conseguinte, gera-se um “trancamento” (*lock-in*) com as tecnologias tradicionais.

Segundo Freeman e Soete (1997), as tecnologias que normalmente se aproveitam do *lock-in* são aquelas de controle da poluição (*end-of-pipe*), com as quais se pode transferir os poluentes de um local para outro diferentemente das tecnologias de processos mais limpos. Os autores fornecem o exemplo do uso do catalisador, instalado no escapamento dos motores para reduzir a quantidade de monóxido de carbono ou óxido de nitrogênio emitido pelos veículos movidos à combustão interna. Em vez da troca por motores que não produzam gases nocivos ou a troca de processo no lugar da implantação de filtros em termelétricas a carvão, continua-se com o mesmo paradigma tecnológico. Devido às vantagens das tecnologias de controle ambiental, muitas vezes as políticas de incentivo para inovações estão voltadas para esse tipo de tecnologia e obstruem as mudanças de processo profundas, ou paradigmas tecnológicos que poderiam evitar a emissão do poluente que esteja sendo tratado.

### 10.5. A inovação como instrumento de transformação dos sistemas energéticos

Se, por um lado, as inovações tecnológicas possibilitaram a uma parcela da humanidade usufruir de conforto e bem-estar por meio da produção de bens; por outro trouxeram problemas ambientais locais, regionais e globais. A mudança causada na relação do

homem-natureza pelo capitalismo industrial já se processa há mais de 200 anos e as consequências ambientais dessa opção de trajetórias tecnológicas só começaram a ser discutidas internacionalmente há cerca de 30 anos, por exemplo, no Clube de Roma, o Relatório Meadows *et al.*, posteriormente, na Conferência da ONU sobre o Meio Ambiente Humano (UNCHE), em Estocolmo, em 1972, e na Conferência da ONU sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED), no Rio de Janeiro, em 1992. O problema que se coloca é se há possibilidade de mudança nos paradigmas a tempo de reverter processos, como, por exemplo, as mudanças climáticas e o consequente aumento de temperatura constatado pelo quarto relatório de avaliação (AR4) do IPCC (2007).

A crença na solução tecnológica sempre possível para os problemas ambientais parece perder espaço diante dos danos irreversíveis causados por algumas atividades industriais. As externalidades negativas geradas pela escolha de paradigmas tecnológicos inadequados provocam a maioria dos problemas ambientais.

Se, por um lado, o processo de inovação pressupõe acumulação de conhecimentos tecnológicos e tácitos, por outro, os danos causados ao meio ambiente por determinado paradigma tecnológico podem demorar a se manifestar devido também a um processo acumulativo. As incertezas aparecem em ambos os casos, pois no meio ambiente, dada as suas dimensões e interatividade local, regional e global, as consequências não são nem parcialmente previsíveis em muitas situações.

Os paradigmas tecnológicos escolhidos para os sistemas energéticos determinam, tanto as possibilidades de inovação como os impactos ambientais dos mesmos. O importante a destacar é a ideia de que as atividades antropogênicas, especialmente as opções por sistemas energéticos, podem ter rumos mais harmônicos com o meio ambiente do que tiveram até agora. Não há uma direção mórbida determinada por conceitos de maximização de lucro ou equilíbrio em um mercado perfeito hipotético, no qual o homem, com essa característica, não teria outro caminho se não este que se assiste em termos de degradação ambiental.

Pensando-se com conceitos termodinâmicos, a tecnologia sempre causará algum distúrbio nas condições iniciais já que se trata de processo de transformação de recursos naturais. Haverá sempre outros produtos, além daqueles no foco de transformação. Resta saber, portanto, qual seria a tecnologia mais limpa apropriada para que haja uma gestão ambiental de longo prazo dos recursos naturais. Neste caso, vale ressaltar que se trata de tecnologias mais limpas e não simplesmente limpas, pois esta última forma é muito difícil de ocorrer. Não haveria, também, uma tirania das necessidades do homem na sociedade industrial. Se estas não pudessem ser atendidas com tecnologias ambientalmente adequadas naquele momento, tais necessidades poderiam ser adiadas ou descartadas.

Os sistemas energéticos centralizados baseados principalmente em energia fóssil se desenvolveram no capitalismo industrial seguindo a lógica de diminuição de custos e apropriação da renda energética sem levar em conta as externalidades ambientais negativas. Esses sistemas se tornaram, portanto, instrumentos preferenciais da expansão capitalista favorecendo a concentração industrial, financeira e econômica. Aos poucos, os sistemas energéticos baseados em energias renováveis foram sendo abandonados. Associado a estes sistemas energéticos preponderantes estavam paradigmas tecnológicos que foram exportados para os países em desenvolvimento. Muitos destes localizados juntos aos trópicos, como o Brasil. Não houve, neste caso, a opção, nesses países, por outros paradigmas basea-

dos em energias provenientes da biomassa, apesar de esta ser menos intensiva em capital, equipamentos e tecnologia e mais intensiva em trabalho humano.

A importação dos sistemas energéticos baseados em energia fóssil ampliou a dependência dos países em desenvolvimento e não foram respeitadas outras configurações de uso de energia que poderiam ser mais eficientes já que os conversores biológicos, como eucalipto e lenha obtida por manejo florestal, tinham uma produtividade muito maior que nos países temperados. O círculo vicioso estava formado: adoção de sistemas energéticos convencionais, necessidade de toda a tecnologia para utilizá-los. A oferta de energia convencional quase sempre foi superior à demanda, impulsionando novas tecnologias associadas. A gasolina que era considerada um subproduto indesejável passou a ter um valor diferenciado, mostrando uma perspectiva schumpeteriana de indução do consumo pelo setor produtivo, especialmente o setor energético, definindo claramente a opção por uma rota tecnológica cumulativa e irreversível no mundo contemporâneo. As condições ambientais do planeta, portanto, estariam condicionadas às opções tecnológicas realizadas em períodos anteriores que se manifestariam no presente em mudanças globais de aspectos relacionados à biosfera. Esta última, a real reguladora de todas as outras esferas de atividades: social e economia.

O desdobramento dessa relação de dependência se daria de outra forma nas últimas décadas. A diferenciação entre os produtos intensivos em energia e aqueles intensivos em informação.<sup>7</sup> A retomada do crescimento dos países industrializados, a partir da década de 1980, tem como uma das causas principais o desenvolvimento de tecnologias que permitiam a maior eficiência no uso da energia, ou seja, poupadoras de energia. Essas inovações permitiram maior produtividade do capital em grande parte diminuído os gastos com matéria-prima e energia. Nos países industrializados optava-se, portanto, por rotas tecnológicas intensivas em informação. Muitas delas não abandonariam os paradigmas primários, mas implementariam inovações incrementais.

Assim sendo, pelo lado da demanda ainda há muito que fazer no sentido de tornar o uso da energia mais eficiente e, pelo lado da oferta, o desenvolvimento de tecnologias para uso de fontes de energia alternativas renováveis parece essencial aos novos sistemas energéticos que poderão se formar no mundo.

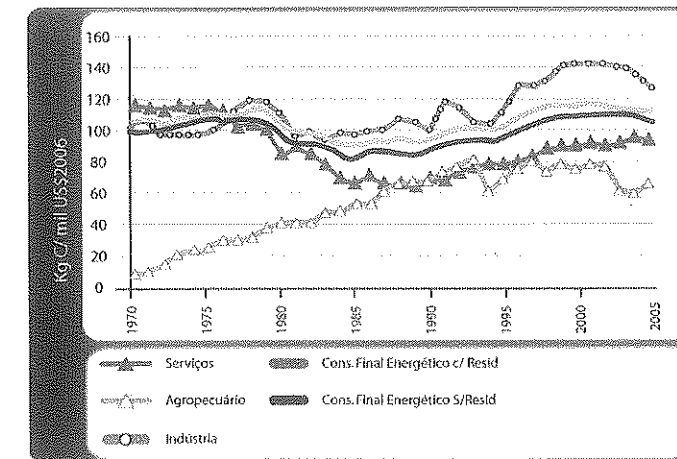
Além disso, a questão da equidade do uso dos recursos energéticos também passa a ser essencial. O desequilíbrio entre a pequena parte da população mundial que usa mais de 80% desses recursos no mundo flagra uma desigualdade insustentável refletindo na responsabilidade acumulada pelas emissões devidas ao uso desses sistemas energéticos obsoletos climaticamente. O equilíbrio do uso da renda energética entre os continentes também auxiliaria um uso mais racional dos recursos energéticos ainda disponíveis. A transferência de tecnologia entre os hemisférios Sul e Norte levando-se em consideração as variáveis ambientais e o aproveitamento de tecnologias que foram abandonadas no passado em detrimento de outras que se tornaram hegemônicas poderia romper com rotas já obsoletas no ponto de vista climático e dar lugar a um novo arranjo intensificando o uso de energias renováveis.

O progresso técnico foi primordial na redução do consumo energético por meio de rearranjos da estrutura produtiva e nova geração de equipamentos que reduzem o uso de matéria-prima. Essas mudanças, no entanto, não alteraram o crescimento global do consumo de energia, pois houve a realocação das atividades energo-intensivas no plano internacional, mostrando que os velhos paradigmas tecnológicos ainda predominam.

Além disso, houve por parte dos países desenvolvidos uma volta ao crescimento do consumo de energia. O comportamento das emissões de carbono por unidade de produto no Brasil pode exemplificar o que ocorreu. A Figura 10.1 mostra de 1970 a 2005 a variação do conteúdo de emissões por produto, ou seja, a intensidade de emissões de carbono nos vários setores da economia brasileira. A curva corrobora com o aumento contínuo desse conteúdo, mas se pode perceber, a partir de 2001/2002, uma alteração na derivada da curva indicando uma tendência de diminuição dessa intensidade nos últimos anos. A Figura 10.1 também mostra o consumo final incluindo o consumo residencial, a menos das diferenças nas emissões (gás natural não aproveitado e consumo não energético) e no produto (mudança de base).<sup>\*</sup> Também está representada a curva referente ao setor industrial, onde foi registrado o maior aumento das emissões por produto. Tanto o setor industrial como o de serviços passaram por um mínimo em torno de 1986 que foi o ano do “contra-choque” nos preços de petróleo, colocando-o em patamares bastante baixos. O setor industrial reagiu mais rapidamente ao aumento de preços do petróleo no início dos anos 2000.

Pode-se ver também na Figura 10.2 que o coeficiente de emissão por produto cresceu na agropecuária, o que se deve muito provavelmente ao processo de mecanização que aumentou o uso de combustíveis não renováveis (principalmente óleo diesel) no setor.

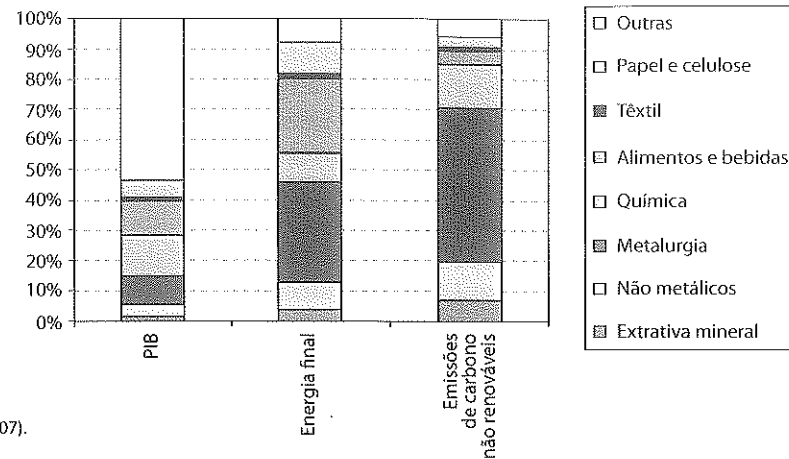
Vale ressaltar que as emissões de carbono na indústria estão concentradas em algumas atividades que agregam relativamente pouco valor ao PIB. A comparação da participação das atividades industriais no produto, na energia e nas emissões de carbono está apontada na Figura 10.2. A estrutura industrial, muito voltada para produtos metalúrgicos, é responsável por grande parte do crescimento das emissões verificado a partir de 1986 nas ativida-



Fonte: ECEN (2007)

Figura 10.1 Intensidade de emissões de carbono (não renovável)/Produto por setor: Brasil (1970-2005).

\* Os valores do PIB foram modificados em 2007 pelo IBGE. Para uma comparação, o valor do PIB para 2005 passou de US\$883 bilhões para US\$796 bilhões e é coerente com a variação nominal do PIB nas duas apurações, que foi de cerca de 11% em valores nominais. Existe ainda uma diferença nas emissões que se referem ao consumo final e não incluem as emissões referentes aos usos não energéticos e ao GN não aproveitado.



Fonte: ECEN (2007).

Figura 10.2 Participação das atividades no PIB, energia final e emissões de carbono.

des industriais. A atividade “outros”, que reúne principalmente as manufaturas, agrega muito valor e quase não é responsável por emissões. Em compensação, a atividade “metalurgia”, responsável por 10% do PIB, responde por mais da metade das emissões de carbono.

Mesmo mantendo-se uma distribuição precária no uso dos recursos naturais e energéticos no planeta, a intensificação do uso de fontes alternativas renováveis de energia pode contribuir em muito na diminuição da emissão de carbono por unidade de produto. O Brasil é um exemplo bastante expressivo, pois os setores energo-intesivos voltados para o mercado internacional são bastante significativos.

### 10.6. As fontes alternativas renováveis de energia como opção de redução de emissões

A inserção de fontes energéticas alternativas renováveis no setor elétrico brasileiro, por exemplo, pode ser considerada um caso muito especial entre as experiências mundiais. Diferentemente de outros países no mundo, o caso brasileiro é singular considerando-se que a nossa principal característica é o fato de, além de termos uma matriz de base predominantemente hídrica, o sistema apresenta uma reserva partilhada de porte equivalente à metade da energia consumida em um ano. Se os reservatórios brasileiros estiverem cheios e os rios afluentes secarem, a energia armazenada equivale a aproximadamente 6 meses de carga do Sistema Interligado Nacional (SIN). O único sistema de grande porte que apresenta características parecidas é o de Quebec, no Canadá, em proporções reduzidas.<sup>8</sup>

A arquitetura do sistema brasileiro altera as condições de análise da inserção de qualquer fonte alternativa renovável a ele, pois a coerência do mesmo está voltada para gestão da energia de reserva que fica nos grandes reservatórios. No Brasil optou-se pela adoção de certificados energéticos. A grande maioria das fontes não é contratada pela energia produzida, mas sim por um atestado *a priori* a partir de uma simulação da operação em uma configuração futura com a presença das pretensas fontes alternativas renováveis complementares ou não. Assim, a “energia assegurada” de cada usina é calculada não como a

energia efetivamente produzida, mas sim como o efeito da presença dessa energia na gestão da operação de um sistema único de geração-transmissão. Portanto, a maioria das usinas comercializa uma parcela da energia total do sistema que lhe é atribuída (D’Araújo, 2009).

Em princípio, quanto mais complementar puder ser a fonte analisada em relação às variações das aflúncias hídricas, mais energia agrega ao sistema. Esse efeito é tal que a energia assegurada de uma usina pode ser maior do que a efetivamente gerada por ela. Isso se dá porque, além dos MWh gerados na usina, é considerado também o aumento de energia advindo do refinamento da gestão da reserva a partir da presença daquela unidade. As fontes térmicas flexíveis representam esse caso, pois funcionam como seguradoras e proporcionam uma operação na qual melhor se aproveita as aflúncias em período de grande

Empreendimentos em operação							
Tipo		Capacidade instalada		%	Total		%
		N° de usinas	(kW)		N° de usinas	(kW)	
Hidro		786	77.692.536	69,74	786	77.692.536	69,74
Gás	Natural	89	10.598.502	9,51	120	11.842.985	10,63
	Processo	31	1.244.483	1,12			
Petróleo	Óleo diesel	764	3.721.486	3,34	784	4.986.680	4,48
	Óleo residual	20	1.265.194	1,14			
Biomassa	Bagaço de cana	266	3.652.278	3,28	326	4.839.275	4,34
	Licor negro	13	848.698	0,76			
	Madeira	32	265.017	0,24			
	Biogás	8	41.874	0,04			
	Casca de arroz	7	31.408	0,03			
Nuclear		2	2.007.000	1,8	2	2.007.000	1,8
Carvão mineral	Carvão mineral	8	1.455.104	1,31	8	1.455.104	1,31
Eólica		33	414.480	0,37	33	414.480	0,37
Importação	Paraguai		5.650.000	5,46		8.170.000	7,33
	Argentina		22.50.000	2,17			
	Venezuela		200.000	0,19			
Uruguai			70.000	0,07			
<b>Total</b>		<b>2.059</b>	<b>111.408.060</b>	<b>100</b>	<b>2.059</b>	<b>111.408.060</b>	<b>100</b>
<b>Total renovável*</b>		<b>1.145</b>	<b>82.946.291</b>	<b>74</b>	<b>1.145</b>	<b>82.946.291</b>	<b>74</b>

\* Total renovável sem importação.

Fonte: BIG — Banco de Informações de Geração, ANEEL (03/2009).

Figura 10.3 Matriz energética brasileira — Geração de energia elétrica.

hidraulicidade, tornando possíveis volumes de espera mais eficientes.<sup>9</sup> A Figura 10.3 mostra a matriz energética brasileira, no que diz respeito apenas à geração elétrica.

Essa arquitetura do sistema energético brasileiro parece ser uma distorção em relação às necessidades de mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) hoje no mundo. A metodologia de cálculo passa a ser um estímulo à energia térmica com base fóssil por ser esta a que assegura uma maior confiabilidade ao sistema. Mesmo sendo uma tecnologia madura, ela apresenta custos de manutenção muito variáveis em razão da variação dos preços dos combustíveis fósseis. Certamente este é um nicho no qual a regulação pode estimular tecnologias para uso de fontes energéticas alternativas renováveis.

Outra particularidade no caso brasileiro é que quando se analisam fontes alternativas renováveis complementares e a associação sistêmica destas com as convencionais, a questão da relação entre elas passa a ser fundamental. É necessária a ampliação da participação de outras fontes alternativas renováveis complementares nas metodologias para a alocação de fontes de energia, especialmente no Brasil, pois essa medida aprofundaria ainda mais os benefícios proporcionados pelas características peculiares do sistema nacional de geração e operação.

As fontes alternativas complementares de energia dependem inicialmente de subsídios, na grande parte das vezes. O mercado de energia eólica, aquele que teve maior expressão entre todas as renováveis, cresceu 27% em 2007. Mesmo tendo ainda uma base pequena de geração, a potência instalada mais do que dobra a cada 3 anos no mundo. Na China, ele triplicou de 2007 para 2008. Nos EUA, dobrou no mesmo período, assim como na Espanha, onde cresceu 30%, com adição de 3.500 MW à rede. Na Alemanha, cresceu 8%, mesmo sob desaquecimento do mercado de energia no país. Ainda assim, foram adicionados 1.700 MW ao parque eólico, que totalizou quase 22.500 MW no período.

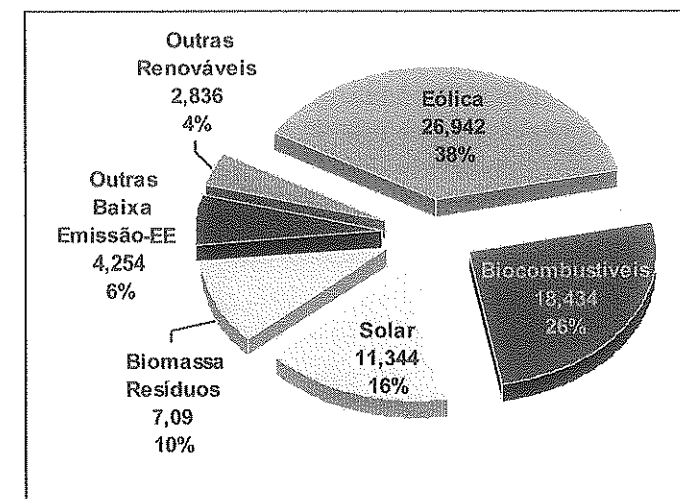
As experiências mundiais na implantação de energias complementares alternativas apresentaram resultados porque, ao contrário da situação brasileira, esses países são dependentes de combustíveis fósseis em sua matriz elétrica, tornando-se a opção também uma questão de segurança energética. No caso brasileiro, a base hídrica determina um padrão de preços menor do que os sistemas de base térmica transformando a substituição por fontes alternativas renováveis menos competitivas. Além disso, dentro do contexto de substituição de fontes emissoras de gases de efeito estufa (GEE), essas ganham outra dimensão, fato que, por enquanto, não é prioritário no setor hidroelétrico brasileiro já que as térmicas estão funcionando como reserva e ainda ingressam no sistema na base do sistema, e porque o Protocolo de Quioto não estabelece limitações nas emissões de GEE dos países não Anexo I. Nos países que implementaram a política de substituição das fontes intensivas em carbono, necessariamente foi adotado algum programa de subsídio que viabilizou a expansão das fontes alternativas complementares.

Entretanto, mesmo dispondo o Brasil de uma matriz elétrica majoritariamente renovável, isso não invalida que programas de energias alternativas complementares sejam implantados. Há limitações ambientais para a construção de hidroelétricas, que, certamente, não poderão mais contar com reservatórios cobrindo grandes áreas, característica singular do sistema brasileiro já implantado. Essa mudança contribui também para qualquer emissão de GEE gerada por grandes reservatórios, que, apesar de serem pequenas, representam alguma emissão. A participação, portanto, de fontes alternativas complementares será imperiosa em curto prazo. O que se pode realçar é que existem aspectos ainda não

considerados que alterariam as condições de viabilidade de fontes renováveis alternativas. Aprimorando-se a relação de complementaridade das várias fontes, seria possível o reconhecimento das vantagens sem a configuração de uma política de subsídio.

Segundo o último relatório do Fórum Econômico Mundial sobre investimentos verdes,<sup>10</sup> estes deixaram de ser um luxo de alguns países que dispunham de financiamento para se tornar uma questão estratégica em relação à insegurança energética e às mudanças climáticas. Mais do que uma opção, o investimento em fontes complementares alternativas renováveis de energia passou a ser uma opção estratégica dos empreendedores em razão das mudanças climáticas. Os volumes de investimento no setor energético são expressivos para combater os impactos das mudanças climáticas e o sucesso destas medidas depende da mobilização coordenada de setores-chave da economia. A crise econômica global traz uma oportunidade única para investimentos em energias alternativas renováveis e de baixa emissão de GEE. Torna-se crucial, portanto, que os desafios ambientais não sejam deixados de lado na futura estabilização do sistema econômico mundial e a retomada do crescimento, promovendo-se o diálogo entre setores privados-chave e entre estes e os setores públicos. A Figura 10.4 mostra os investimentos em energia renovável por tipologia em 2007.

A geração de energia é responsável hoje por cerca de 60% das emissões de GEE no mundo. De acordo com o Painel Intergovernamental para Mudanças Climáticas (AR4-IPCC, 2007) para se estabilizar a concentração de CO<sub>2</sub>eq\* em um patamar de 450ppm em 2030 será necessária uma redução também da ordem de 60% nas emissões de GEE em relação às emissões de 1990. Esse desafio significa que em poucas décadas será necessária uma completa reestruturação da infraestrutura energética no planeta. Essas mudanças,



Fonte: UNEP and New Energy Finance, 2007.

Figura 10.4 Investimentos em energia renovável por tipologia em 2007: Mundo.

\* CO<sub>2</sub>eq corresponde a unidade de equivalência entre os outros GEE. O dióxido de carbono é considerado como unidade e o Potencial de Aquecimento Global (GWP) de cada gás é utilizado para correspondência com este gás. Por exemplo, o metano (CH<sub>4</sub>) tem 21 vezes o GWP do CO<sub>2</sub> pelo SAR-IPCC 1996, logo uma tonelada de metano corresponde a 21 tonCO<sub>2</sub>eq.

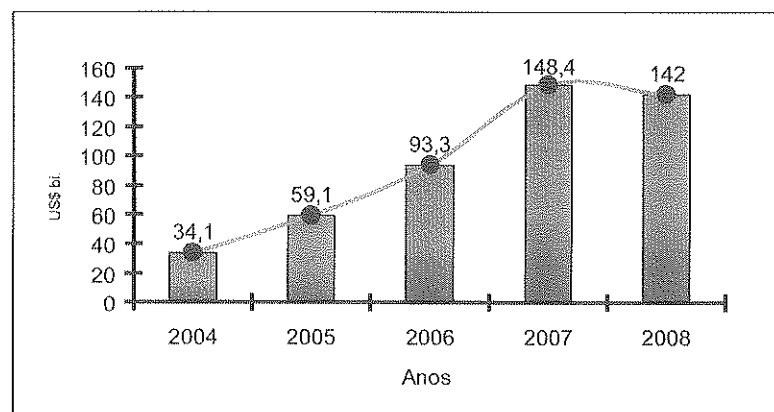


ainda não precisamente estimadas, giram em torno, segundo o Relatório Stern<sup>11</sup> em 1% do PIB mundial, o que significaria US\$54 trilhões, em 2007, US\$540 bilhões nos próximos 20 anos. Já a Agência Internacional de Energia<sup>12</sup> sinaliza nas perspectivas de 2008 um investimento de US\$550 bilhões em energias alternativas renováveis por ano de hoje até 2030 para que se estabilizem as concentrações em 450ppm de CO<sub>2</sub>eq. No caso da New Energy Finance's Global Futures, estima-se uma média anual de investimentos de US\$515 bilhões.<sup>13</sup>

Essa discussão também é produto dos desdobramentos do Protocolo de Quioto e os mecanismos de flexibilização regulamentados por Conferência das Partes da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (CQNUMC). Apesar das medidas de mitigação de emissão de gases de efeito estufa (GEE) por meio desses mecanismos ainda serem pouco expressivos, essas atividades mostraram caminhos inovadores para viabilização de projetos que não tinham atratividade sem a contribuição das Reduções Certificadas de Emissões geradas pelos Projetos de Mecanismo Limpo. De fato, as perspectivas para o segundo período de compromisso resultante das negociações da ampliação do Protocolo de Quioto parecem ser muito mais rígidas do que a mitigação em 5,2%, em média, em relação a 1990, dos países do Anexo I, pois o Relatório AR4 do IPCC-2007 indica com muito mais veemência as mudanças climáticas em curso.

Até a eclosão da crise econômica, os investimentos em energias renováveis e eficiência energética vinham crescendo, excluindo-se fontes nucleares e grandes centrais hidroelétricas. Em 2004, atingiram US\$33 bilhões e foram multiplicados quase por 5 vezes em 2007, chegando a US\$148 bilhões, praticamente 10% dos investimentos com infraestrutura energética no mundo de acordo com a New Energy Finance, como mostra a Figura 10.5. Somente em geração de energia elétrica atingiu-se 42 GW de potência instalada, praticamente um quarto do total daquele ano, 190 GW.

Segundo o relatório "Renewables Global Status Report: Energy",<sup>14</sup> os investimentos em energias renováveis, incluindo biocombustíveis, são oriundos de diversas instituições públicas e privadas. Os chamados capitais de risco (*venture capital*) tiveram uma forte



Fonte: Baseado em World Economic Forum — 2009.

Figura 10.5 Investimentos totais em energias complementares alternativas de 2004-2008: Global.

presença nas energias renováveis em 2006/2007, destinando US\$3 bilhões particularmente em biocombustíveis e energia solar. Outro grupo de grandes financiadores foram as instituições multilaterais que destinaram cerca de US\$700 milhões anuais entre 2005 e 2007.

Um exemplo interessante de *benchmark*, ou seja, referência no tratamento das energias renováveis devido a investimentos específicos, foi a BP. Os investimentos em biocombustíveis feitos pela empresa fazem parte de sua estratégia de entrada em outros segmentos de energia e mudanças climáticas. Sua posição vanguardista criou uma pressão significativa sobre outras grandes petrolíferas fazendo com que algumas companhias, como a Shell e Texaco, incorporassem as preocupações com as mudanças climáticas em sua estratégia para não perder vantagem competitiva.<sup>15</sup> Dentre os investimentos em biocombustíveis da BP, destaca-se o aumento do envolvimento da empresa na produção, distribuição e P&D para biocombustíveis de segunda geração.\* Em 2007, a BP foi responsável pela mistura de 2,8 bilhões de litros de etanol para o mercado americano de combustíveis. Considerando as operações na Europa, ela foi responsável pela comercialização de 3,7 bilhões de litros, aproximadamente 10% do mercado mundial de biocombustíveis.<sup>16</sup>

Apesar desse esforço alardeado, somando-se todos os volumes planejados para a área de energia renováveis para os próximos 10 anos (US\$8 bilhões) e os comparando com os volumes totais de investimentos pela empresa em E&P (Exploração e Produção), em 2007, US\$13,7 bilhões, a BP ainda é uma empresa predominantemente petrolífera. O importante a destacar nesse exemplo é como o envolvimento de uma empresa de grande porte em energias renováveis pode alterar os parâmetros de competição de mercado.

A Petrobras pode ser outro importante exemplo de investimentos em energias renováveis, uma empresa nacional com carteira agressiva de investimentos. Historicamente, ela sempre deu apoio à logística de distribuição e venda de biocombustíveis no Brasil, comprando o produto, misturando em seus centros de armazenagem, distribuindo pelo Brasil a mistura ou o álcool hidratado por meio de sua malha intermodal e vendendo em sua rede de varejo. De acordo com seus investimentos atuais, a empresa está no caminho da verticalização de sua participação em biocombustíveis, atuando na fase de produção de primeira geração, distribuição, venda e em P&D de segunda geração.

Buscando situar a parcela de investimentos em biocombustíveis, quando comparamos tais investimentos com os outros negócios da empresa, percebe-se que o montante é bem inferior a seu orçamento. Em 2007, a Petrobras investiu um total de R\$45,3 bilhões, distribuídos em: R\$20,8 bilhões (46%) em E&P; R\$10,5 bilhões (23,3%) em abastecimento e refino; R\$4,8 bilhões (10,6%) para a área de gás e energia, principalmente para a expansão da malha de gasodutos. Nesse contexto, o orçamento para o ano de 2008 na área de biocombustíveis corresponderia a 3% do orçamento total da empresa.<sup>17</sup>

Apesar desses sinais de inclusão das fontes alternativas renováveis de energia na carteira de investimentos de grandes empresas, ainda não há nenhuma mudança expressiva no montante de investimentos derivado do capital acumulado com fontes não renováveis de energia.

\* Considera-se como segunda geração de biocombustíveis os de origem celulósica: alga, Biomass-To-Liquid (BTL), gaseificação da biomassa.



### 10.7. Conclusões

O planeta passa por um momento que pode representar um divisor de águas nas opções tecnológicas dos países desenvolvidos e em desenvolvimento. Enquanto os primeiros associavam valor aos seus produtos por meio da intensificação da adoção de elementos de informação, os países em desenvolvimento permanecem em uma rota energo-intensiva. Nos países desenvolvidos a expansão das tecnologias energo-intensivas passava a ser limitada pelos custos ambientais associados às mesmas. Essas empresas passavam a internalizar parcialmente esses custos com sistemas por meio de mecanismos como cotas de emissão e maior rigidez regulatória. A expansão destas se dava, portanto, nos países em desenvolvimento em razão de dispor de abundância de energia e recursos naturais e uma pressão regulatória menor.

As questões globais conseguiram unificar os problemas ambientais relacionados à sustentabilidade das atividades humanas. O conflito claro entre sistema econômico-produtivo e biosfera, especialmente o sistema climático, aparece como uma referência a ser considerada. As inovações radicais recorrentes às tecnologias abandonadas no passado tornam-se essências para a mudança de paradigmas. Se, em vez de relegadas ao papel de coadjuvantes, tivesse havido o desenvolvimento paralelo de tecnologias de fontes energéticas alternativas renováveis, como o uso de biomassa, biocombustíveis, gaseificação, geração distribuída, solar térmica e fotovoltaica, eólica, marés e correntes, entre outras, o planeta não estaria diante de problemas globais tão graves. Esses tipos de fontes emitiriam pouco GEE e promoveriam a remoção do principal gás, o dióxido de carbono, no caso da biomassa, antecipadamente, como é o caso da cana-de-açúcar, que para seu desenvolvimento absorve  $\text{CO}_2$  para depois derivar em álcool combustível que será utilizado, criando um balanço positivo em razão da parcela de emissões associada à produção desse biocombustível. Para se atingir os patamares de concentração de 450 ppm de  $\text{CO}_2$  na atmosfera, o que corresponderia a um aumento de  $2^\circ\text{C}$ , o uso de fontes alternativas renováveis de energia parece essencial.

Nos países em desenvolvimento em geral as políticas de eficiência energética foram retardadas devido ao grande endividamento externo e à falta de capacidade do Estado de investir em alternativas tecnológicas para maior eficiência do parque industrial. O corte nos investimentos induziu a um alongamento da vida útil dos equipamentos antigos de baixa eficiência concorrendo, conjuntamente com a expansão de tecnologias energo-intensivas, para um aumento significativo do consumo energético. Esse quadro comprometeu sobremaneira o desenvolvimento sustentável dessas nações. Somente na segunda metade da década de 1990 alguns desses países começaram a introduzir novas tecnologias de uso eficiente da energia, algumas vezes resultantes ou intensificados por “apagões”, como aquele que houve no Brasil em 2001. Para manter estável a relação emissões de carbono/PIB, o Brasil teria que compensar em outros setores o provável aumento da emissão que se espera na geração de eletricidade. Medidas de eficiência energética, substituição de combustíveis fósseis por biomassa e mudanças na estrutura industrial parecem ser eficazes para essa redução. A alteração da estrutura industrial em benefício de produtos de maior valor agregado (e conteúdo tecnológico/informação) surge da análise como um caminho para a redução das emissões de carbono por produto.

De maior importador de petróleo dos países em desenvolvimento,<sup>18</sup> em 1973, o Brasil passa à autossuficiência em petróleo em um contexto internacional no qual seu papel é de aumento progressivo de exportações e consumo de energia para seu parque industrial cada vez mais energo-intensivo. O esforço exportador baseou-se em bens intermediários, tornando a economia brasileira vulnerável à nova divisão internacional entre produtos energo-intensivos e informação intensivos.

A ampliação do uso de tecnologias energo-intensivas, por outro lado, agrava os problemas ambientais do planeta por meio do aquecimento global. É necessário, portanto, uma ruptura com as trajetórias energo-intensivas e uma generalização de trajetórias intensivas em informação. Essa mudança se constituiria em uma mudança qualitativa dos sistemas energéticos e econômicos para harmonizá-los com a biosfera.

A busca por tecnologias mais limpas se caracteriza por investimentos consideráveis em inovações, tanto por ser este um foco diferente do desenvolvimento com novos paradigmas como pela necessidade de as inovações solucionarem problemas ambientais ainda não resolvidos. Neste contexto, surge um aspecto interessante, pois a conservação do meio ambiente estimula inovação e paradigmas ou trajetórias alternativas que por sua vez estimulam outras inovações e assim sucessivamente, criando um círculo virtuoso entre meio ambiente e progresso técnico. Mas como induzir a adoção de tecnologias cada vez mais limpas? Estas são soluções cujo desenvolvimento e difusão dependem de fatores políticos, econômicos, tecnológicos e organizacionais.

A regulação, sem dúvida, é um dos fatores mais importantes para a indução de tecnologias cada vez mais limpas. Neste caso, o desenvolvimento do aparato legal de regulamentação ambiental nos últimos 30 anos tem gerado pressão intensa no sentido da adoção de tecnologias ambientalmente mais adequadas. Por sua vez, os incentivos por meio de um sistema nacional de inovações voltado para solução dos problemas têm sido ainda muito modestos. Ou ainda, incentivos por meio de taxas, subsídios ou políticas têm tido pouca expressão, especialmente no Brasil.

O país poderia desenvolver sistemas nacionais de inovação conectados em rede com outros países nos quais o centro das atenções estaria no desenvolvimento de paradigmas tecnológicos, ou mesmo de sistemas energéticos alternativos àqueles convencionais que se ampliam no mundo. Romper-se-ia com as estruturas de proteção de tecnologias para aferição de lucros extraordinários quando se tratasse daquelas que beneficiam o meio ambiente e se estimularia a transferência/difusão das mesmas para harmonização das atividades humanas ao meio ambiente. O aperfeiçoamento de tecnologias para o uso de energias renováveis baseadas em biocombustíveis, intensivas em trabalho, ou seja, associadas à agricultura familiar, pode ser uma saída. Certamente essa opção tem que ser vista com cautela em razão da concorrência que pode haver com a agricultura de conversores biológicos para alimentação. A ampliação de uso da energia hidráulica também pode ser uma alternativa, se vista como substituição dos hidrocarbonetos. O financiamento de pesquisa para o desenvolvimento desses sistemas energéticos é fundamental. Caso o estímulo econômico fosse o mesmo daqueles utilizados nas fontes convencionais ou para o socorro aos sistemas financeiros internacionais possivelmente teríamos rotas tecnológicas para sistemas energéticos renováveis e todos os equipamentos deles decorrentes muito mais harmônicos com a biosfera. A consciência e maior conhecimento dos problemas ambientais globais muitas vezes trazem a solução, induzindo inovações não obsoletas no ponto de vista climático.



A opção, portanto, está no uso racional dos recursos energéticos não renováveis convencionais para que se tenha tempo de desenvolvimento competitivo das tecnologias de uso de fontes alternativas renováveis de energia. Os mecanismos regulatórios e de incentivos devem estar voltados para o desenvolvimento dessas tecnologias, além dos sistemas nacionais de inovação integrados em um grande esforço de inovações radicais para o setor energético.

### 10.8. Guia de leitura

Esta é uma discussão nascente sobre a inovação, sistemas energéticos e sua relação com as sociedades.

Uma publicação que pode ser bastante interessante e de leitura instigante sobre a relação das sociedades e energia é *Uma história da energia*, da Editora Universidade de Brasília, reeditado recentemente (Debier *et al.*, 1993). Ainda sobre o tema pode-se encontrar uma maneira bastante peculiar de tratamento do assunto no livro *Pensando a energia*, de Aluísio Campos Machado, editado pela Eletrobrás (Rio de Janeiro, 1998).

Sobre sistemas energéticos e inovação, o artigo “O processo de inovação tecnológica como elemento destacado no desenvolvimento dos sistemas energéticos e seus impactos ambientais”, encontrado nos Anais do XI CBE (Davignon, 2007), pode mostrar de uma forma compacta a relação de gestão do sistemas energéticos, inovação e sociedades.

No que diz respeito à eficiência energética e aos programas de investimento nesta área no mundo e no Brasil, a publicação *Crise energética e trajetórias de desenvolvimento tecnológico* (Furtado, 2003) pode ser muito útil. Além deste, o artigo intitulado “Estão as emissões de carbono brasileiras crescendo mais que o PIB?”, encontrado na revista *Economia e Energia*, n. 64, 2007, pode ser bastante esclarecedora (<http://www.ecen.com/>).

O capítulo 18 do livro *The Economics of Industrial Innovation*, de Chris Freeman e Luc Soete, editado por The MIT Press (Cambridge, Massachusetts, 1999), pode ser uma referência interessante para compreender a relação de meio ambiente e a microeconomia da inovação.

### Referências bibliográficas

- BP. Annual Report and Accounts, 2008.  
 BP. Sustainability Review, 2008.  
 D'Araújo, R.P. *O setor elétrico brasileiro — Uma aventura mercantil*. Série Pensar o Brasil, n. 5, Ed. Confca: Brasília, 2009.  
 Davignon, A. O processo de inovação tecnológica como elemento destacado no desenvolvimento dos sistemas energéticos e seus impactos ambientais. *Anais do XI CBE*, 2007.  
 ———. O processo de inovação tecnológica como elemento destacado no desenvolvimento industrial e seus impactos ambientais. *Anais do XXII Simpósio de Gestão da Inovação Tecnológica*. São Paulo: FEA/USP, 2002.  
 Debier *et al.* *Uma história da energia*. Editora Universidade de Brasília, 1993.  
 Dosi, G. The Nature of The Innovative Process. In: Dosi, G. *et al.* (eds.). *Technical Change and Economic Theory*. Londres: Pinter Publishers, 1988.  
 Freeman, C.; Soete, L. *The Economics of Industrial Innovation*. Cambridge, Massachusetts: The MIT Press, 1999.  
 Furtado, C. O mito do desenvolvimento e o futuro do terceiro mundo. *Argumento*, n. 1, outubro, p. 46-53, 1973.  
 Furtado, A. Crise energética e trajetórias de desenvolvimento tecnológico. *Ciclo de Seminários. Brasil em desenvolvimento — texto preliminar*. 2003.  
 Kemp, R.; Soute L. The Greening of Technological Progress. *Futures*, v. 24, n. 5, junho, p. 437-457, 1992.  
 Kolk; Levy. *Multinationals and Global Climate Change: Issues for the Automotive and Oil Industries*, 2003.

- Lundvall B-A. Innovation as an Interactive Process from User-Producer Interaction to the National System Innovation. In: Dosi G *et al.* (eds.). *Technical Change and Economic Theory*. Londres: Pinter Publishers, 1988.  
 Nelson, R.; Winter, S. *An Evolutionary Theory of Economic Change*. Harvard University Press, 1982.  
 Odum, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 1988.  
 Passet, R. *L'Economique et le Vivant*. Paris: Traces, Payot, 1979.  
 Petrobras. *Relatório Anual de Atividades*. 2008.  
 REN21. *Renewables 2007 Global Status Report*. Paris, Washington, DC: REN21 Secretariat and Worldwatch Institute, 2008.  
 Schumpeter, Joseph A. *Capitalismo, socialismo e democracia*. 1. ed. Rio de Janeiro: Zahar Editores, 1984.  
 Williamson, O. E., *Markets and Hierarchies: Analysis and Antitrust Implications*. Nova York: Free Press, 1975.  
 World Economic Forum. *Green Investing: Towards a Clean Energy Infrastructure Report*. World Economic Forum, 2009.

### Notas

- <sup>1</sup> Odum (1988).
- <sup>2</sup> Lokta (1925), *apud* Debier *et al.*, (1993).
- <sup>3</sup> Debier *et al.* (1993).
- <sup>4</sup> Marx (1857).
- <sup>5</sup> Schumpeter (1988).
- <sup>6</sup> Dosi (1988).
- <sup>7</sup> Furtado (2003).
- <sup>8</sup> D'Araujo (2008).
- <sup>9</sup> D'Araujo, 2008).
- <sup>10</sup> World Economic Fórum (2009).
- <sup>11</sup> Stern Review The Economics of Climate Change (2006).
- <sup>12</sup> *Apud* World Economic Forum (2009).
- <sup>13</sup> *Apud* World Economic Forum (2009).
- <sup>14</sup> REN21 (2007).
- <sup>15</sup> Kolk & Levy (2003).
- <sup>16</sup> BP (2008).
- <sup>17</sup> Petrobras (2008).
- <sup>18</sup> Furtado (2003).

## Comércio e meio ambiente: evidências do setor agroexportador brasileiro

■ ■ ■

**Luciana Togeiro de Almeida**

*Departamento de Economia, UNESP*

**Rodrigo Daniel Feix**

*Faculdade Horizontina, FAHOR*

**Sílvia Helena Galvão de Miranda**

*Departamento de Economia, Administração e Sociologia Rural, ESALQ/USP*

### 11.1. Introdução

Este capítulo aborda o tema comércio e meio ambiente em três níveis de análise: questionamentos teóricos; políticas de comércio (negociações comerciais internacionais); e a apresentação de evidências empíricas de efeitos ambientais do modelo agroexportador brasileiro.

A despeito de persistirem controvérsias teóricas sobre as relações entre comércio e meio ambiente, fundamentadas em estudos com recortes metodológicos e evidências empíricas diversas, é inquestionável que os níveis e padrões de comércio internacional têm consequências ambientais importantes e também que as políticas ambientais podem interferir no desempenho do comércio.

Uma agenda positiva sobre comércio e meio ambiente que favoreça o desenvolvimento sustentável é o objetivo propalado pela Organização Mundial do Comércio (OMC) ao incluir temas ambientais nas negociações sobre comércio internacional. Daí o interesse em examinar aqui em que medida essa agenda tem se efetivado.

As interfaces entre comércio e meio ambiente se tornam mais evidentes quando se passa do tratamento teórico e das negociações comerciais internacionais para uma análise aplicada ao setor agroexportador brasileiro. Há fortes indícios de que este modelo de desenvolvimento segue uma trajetória não sustentável, na contramão das crescentes exigências ambientais que se observam nos mercados internacionais.



## 11.2. Controvérsias sobre a relação entre comércio e meio ambiente

Duas visões conflitantes — a ambientalista *versus* a de defensores do livre comércio — se destacam em meio ao debate sobre as relações entre comércio e meio ambiente.

De acordo com os ambientalistas,\* o livre comércio induz taxas elevadas de crescimento econômico e assim prejudica o meio ambiente ao expandir a escala de uso dos recursos naturais acima de limites sustentáveis. Alegam também que a integração econômica gera uma dinâmica regulatória indesejável, conhecida como “corrida para o fundo do poço” (*race to the bottom*), na qual os países diante de fortes pressões competitivas preferem adotar estrategicamente padrões ambientais domésticos mais baixos. Assim, os ambientalistas defendem o uso de restrições comerciais com propósitos ambientais e, por conseguinte, consideram a OMC um fórum adequado e importante para avançar compromissos ambientais multilaterais em virtude do seu poder de fazer cumprir (*enforcement power*) os seus acordos.\*\*

Contrariando a visão ambientalista, os defensores do livre comércio\*\*\* argumentam que o crescimento econômico induzido pelo livre comércio potencialmente favorece o meio ambiente e contribui para o desenvolvimento sustentável. O argumento de que a liberalização comercial é *per se* promotora do desenvolvimento sustentável tem como um dos seus fundamentos a relação não linear entre crescimento econômico e degradação ambiental descrita pela Curva de Kuznets Ambiental. Esta curva,† com o formato de U invertido, indica que o crescimento econômico, medido pelo aumento da renda *per capita*, provoca um aumento da degradação ambiental nos estágios iniciais de desenvolvimento, mas uma vez atingido certo nível de renda *per capita* passa a ocorrer a reversão desse processo, ou seja, o crescimento econômico contínuo é benéfico para o meio ambiente. As teses da Curva de Kuznets Ambiental e do livre comércio como motor do crescimento econômico se alinham para estabelecer uma relação positiva entre liberalização comercial e desenvolvimento sustentável.

Ainda na perspectiva dos defensores do livre comércio, a pressão competitiva que emerge em um contexto de maior liberalização e integração econômica tende a gerar uma “corrida para o topo” (*race to the top*), com os países ricos pressionando os países pobres a adotar regulações ambientais mais rigorosas e a “nivelar o campo da disputa” (*level the playing field*) para a concorrência internacional. Autores que compartilham esta visão enfatizam as vantagens das soluções domésticas e que deve ser dada prioridade para combater problemas ambientais diretamente nas suas fontes causadoras por meio de políticas ambientais adequadas, isto é, as que fazem uso de instrumentos econômicos. De acordo com essa perspectiva, medidas supranacionais em nível regional ou global podem ser justificadas somente em casos de problemas ambientais transfronteiriços, mas mesmo nestes casos o uso de restrições comerciais com propósitos ambientais é considerado uma segunda escolha de políticas (*second-best policy choice*). Isto porque, para os defensores do livre comércio, as políticas comerciais são instrumentos indiretos para combater problemas ambientais e estas podem acrescentar

falhas de governo às falhas de mercado já existentes. Nesta perspectiva de escolha ótima de políticas, as ambientais domésticas são a primeira opção de políticas (*first-best policy option*), pois apresentam melhor eficiência econômica e maior eficácia ecológica comparadas com as políticas comerciais com propósitos ambientais.

Seguindo esta argumentação, políticas ambientais deveriam ser estabelecidas à parte de políticas comerciais, de modo que o comércio não sofra distorções provocadas por restrições de ordem ambiental. No que respeita às negociações internacionais, a OMC não seria um fórum adequado para regular questões ambientais, isto é, as regras do sistema de comércio multilateral sob seu comando não devem ser alteradas por motivos ambientais.

Entre essas duas visões conflitantes extremas, encontram-se outras perspectivas analíticas que se propõem a promover maior coerência e reforço mútuo entre políticas comerciais e ambientais. A urgência de criar sinergias entre as agendas de comércio e meio ambiente é ressaltada por organizações não governamentais (ONGs) e autores que se preocupam com as consequências ambientais dos padrões de comércio internacional e, em particular, reconhecem a debilidade do regime ambiental global para lidar com problemas ambientais transfronteiriços.\*

Com base em numerosos estudos conduzidos ao longo das três últimas décadas voltados para apurar os possíveis vínculos econômicos entre comércio e meio ambiente, e, assim, construir um referencial teórico sobre o tema, pode-se identificar a recorrência de sete indagações principais ou tópicos norteadores da agenda de pesquisa:

- (i) De que forma as políticas ambientais determinam os padrões de comércio e as vantagens comparativas?
- (ii) Como as políticas ambientais afetam os termos de troca?
- (iii) Quais os reflexos destas políticas sobre os padrões de produção e consumo?
- (iv) O comércio resulta em degradação ambiental?
- (v) As políticas ambientais são um determinante da direção dada ao fluxo de Investimento Direto Externo?
- (vi) Como as políticas ambientais afetam o retorno dos fatores de produção?
- (vii) Qual o papel desempenhado pelo comércio nas questões ambientais globais?

Boa parte das respostas a estas indagações ainda carece de satisfatória robustez teórica e empírica. Ao longo dos anos, diante da multiplicidade de resultados descontraídos a que se chegou, tornou-se cada vez mais claro o papel desempenhado pelas especificidades setoriais e regionais neste campo de estudo.

## 11.3. Negociações sobre temas ambientais na OMC

A influência deste debate sobre as negociações comerciais multilaterais tem sido observada desde a Rodada Uruguai\*\* e explicitada em diversas disputas sobre comércio e meio ambiente, a começar pelo painel atum-golfinho em 1991, frequentemente citado

\* Herman Daly, influente defensor da economia ecológica, é a principal referência para a visão aqui identificada como ambientalista. Para uma síntese da sua visão, ver Daly e Farley (2004).

\*\* Ao menos enquanto não existir uma organização ambiental multilateral com *enforcement power* semelhante.

\*\*\* Jagdish Bhagwati é inquestionavelmente a principal referência para a visão aqui identificada como de “defensores do livre comércio”. Entre outras contribuições, ver Bhagwati e Srinivasan (1996).

† A Curva de Kuznets Ambiental, derivada da Curva de Kuznets original que prevê uma relação entre crescimento econômico e distribuição de renda, foi formulada por Grossman e Krueger (1991).

\* Duas contribuições de acordo com esta visão são: Esty (2001) e Panayotou (2000).

\*\* Esta Rodada de negociações de liberalização comercial no âmbito do Acordo Geral sobre Comércio e Tarifas (*General Agreement on Trade and Tariffs* — GATT) se estendeu de 1986 a 1994 e teve como um dos principais resultados a criação da Organização Mundial do Comércio. Aspectos ambientais foram considerados nesta Rodada, por exemplo, vinculados aos Acordos sobre Barreiras Técnicas e Medidas Sanitárias e Fitossanitárias.

como catalisador da “reação ambiental” do GATT.\* O estabelecimento do Comitê sobre Comércio e Meio Ambiente em 1995 na OMC foi uma resposta às crescentes demandas para integrar as questões ambientais ao sistema de comércio multilateral.<sup>1</sup>

O mandato negociador da Rodada Doha\*\* da OMC inclui questões ambientais sob o argumento geral de que a liberalização do comércio deve ser consistente com os objetivos do desenvolvimento sustentável dos países-membros da OMC. A ideia de que o livre comércio deve avançar *pari passu* com o desenvolvimento sustentável está expressa no preâmbulo do Acordo de Marraqueche, que instituiu a OMC, e confirmada no parágrafo 6 da Declaração Ministerial de Doha (DMD), que estabelece o mandato desta Rodada:

We strongly reaffirm our commitment to the objective of sustainable development, as stated in the Preamble to the Marrakesh Agreement. We are convinced that the aims of upholding and safeguarding an open and non-discriminatory multilateral trading system, and acting for the protection of the environment and the promotion of sustainable development can and must be mutually supportive (WTO, 2001).

Dois temas se destacam nesse mandato negociador sobre comércio e meio ambiente (parágrafos 31 a 33 da DMD):

- “a relação entre as regras da OMC e obrigações comerciais específicas prescritas em Acordos Ambientais Multilaterais” — parágrafo 31(i);
- “a redução ou, quando apropriada, a eliminação de barreiras tarifárias e não tarifárias para bens e serviços ambientais” — parágrafo 31(iii).

As negociações sobre esses dois temas são brevemente relatadas a seguir. Cabe lembrar, entretanto, que outras questões sob o mandato de Doha têm interfaces com as ambientais, tais como: as negociações sobre agricultura (parágrafos 13 e 14); o conflito entre prescrições do Acordo sobre Direitos de Propriedade Intelectual (*Trade-Related Aspects of Intellectual Property Rights* — TRIPS) e a Convenção sobre Diversidade Biológica — CDB (parágrafos 17-19) (ver Quadro 11.1); a relação entre comércio e investimento (parágrafos 20-21); e subsídios à pesca (parágrafo 28).

#### Acordos Ambientais Multilaterais e OMC

A importância de Acordos Ambientais Multilaterais para o combate aos problemas ambientais transfronteiriços — regionais ou globais — é reconhecida por toda a comunidade internacional. O número desses acordos cresceu extraordinariamente nas últimas décadas, contabilizando, atualmente, cerca de 200 em vigência, dos quais 20 incorporam medidas comerciais. Dentre estes, destacam-se:<sup>\*\*</sup>

\* Nesse Painel do GATT, que ocorreu em paralelo à Rodada Uruguai, a disputa foi entre EUA e México, este como parte reclamante das restrições às importações de atum impostas pelo primeiro sob a alegação de proteção ambiental (para evitar o aprisionamento e morte acidental de golfinhos). Para mais detalhes, ver Charnovitz (1993).

\*\* A Rodada Doha foi instaurada em novembro de 2001 com previsão de término em janeiro de 2005, mas, devido à falta de consenso entre as partes negociadoras, ainda não foi concluída.

\*\*\* Para uma descrição aprofundada das medidas comerciais de Acordos Ambientais Multilaterais, ver o documento WTO (2003).

#### Quadro 11.1. Conflito TRIPS-CDB na Rodada Doha\*

Embora o TRIPS e a CDB sejam muito diferentes quanto a seus objetivos e provisões, muitos países levantam dúvidas quanto à compatibilidade entre os dois acordos. O Parágrafo 19 da Declaração Ministerial de Doha instrui o Conselho do TRIPS a levar em consideração a relação entre o TRIPS e a CDB durante seu programa de trabalho, tendo em mente os artigos 7 e 8 do acordo do TRIPS (objetivos e princípios, respectivamente) e a dimensão de desenvolvimento.

Para muitos países em desenvolvimento, a atual redação do TRIPS não leva em consideração os princípios da CDB, principalmente o de repartição justa e equitativa dos benefícios derivados da utilização dos recursos genéticos (art. 1) e o reconhecimento dos direitos soberanos dos Estados sobre seus próprios recursos genéticos (art. 15). Assim, o TRIPS permite que sejam concedidas patentes a produtos desenvolvidos com os recursos genéticos e/ou conhecimento tradicional de um país, sem que seja de seu conhecimento e sem a garantia de que haja a distribuição justa e equitativa dos benefícios. A proposta dos países em desenvolvimento para compatibilizar o TRIPS e a CDB e, portanto, diminuir casos de patentes indevidas para invenções baseadas em recursos genéticos e/ou conhecimento tradicional é reformar o TRIPS, incluindo as chamadas “exigências de declaração”. Essas exigências seriam de (i) declaração da fonte e do país de origem do recurso genético e/ou do conhecimento tradicional usado em uma invenção; (ii) declaração de evidência de consentimento prévio informado; (iii) declaração de evidência de repartição justa e equitativa dos benefícios oriundos da utilização do recurso genético e/ou conhecimento tradicional.

As três exigências são combatidas pelos países desenvolvidos, que levantam dúvidas quanto a sua eficácia para coibir patentes indevidas e apontam problemas quanto à operacionalidade das exigências dentro do sistema de patentes, alegando que são exageradamente trabalhosas e custosas e que se distanciam demais dos critérios tradicionais para a expedição de patentes.

- Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Fauna e Flora Selvagens Ameaçadas de Extinção;
- Protocolo de Montreal sobre Substâncias que Destroem a Camada de Ozônio;
- Convenção da Basileia sobre o Controle dos Movimentos Transfronteiriços de Resíduos Perigosos e sua Eliminação;
- Acordo Internacional sobre Madeiras Tropicais;
- Convenção de Roterdã sobre o Procedimento de Consentimento Prévio Informado para o Comércio Internacional de Determinadas Substâncias Químicas e Pesticidas Perigosos;
- Protocolo de Cartagena sobre Biossegurança — acordo suplementar da CDB.

Note-se que apesar de em número relativamente reduzido, os Acordos Ambientais Multilaterais que incorporam medidas comerciais são, em sua maioria, de grande relevância em razão da abrangência do número de países signatários e do problema ambiental focalizado, isto é, com impacto global. As medidas comerciais nestes acordos assumem diversas formas, cujas principais são:<sup>2</sup>

- Exigências de informação sobre o comércio de determinados produtos;
- Rotulagem ou outras exigências de identificação;

\* Uma síntese do conflito baseada em Dutra (2007).



- Proibições de exportações e/ou importações;
- Impostos e outras medidas tarifárias e não tarifárias, tais como compras governamentais.

O potencial de conflito entre as medidas comerciais dos Acordos Ambientais Multilaterais e as regras do sistema multilateral de comércio é tema presente na agenda de trabalho do Comitê sobre Comércio e Meio Ambiente da OMC desde o momento da sua instalação em 1º de janeiro de 1995. Até o momento, nenhum conflito foi registrado na OMC referente a inconsistências entre provisões destes Acordos e da OMC, ou seja, nenhum país membro instalou uma disputa oficial sob a alegação de que estaria sofrendo qualquer discriminação comercial de outro país membro, este sob o amparo de um Acordo Ambiental Multilateral. A inexistência de conflitos, após décadas de convivência entre marcos jurídicos concorrentes, serve de argumento para aqueles que defendem a posição negociadora do “deixe como está” sobre esta matéria.

Persiste, entretanto, um potencial de conflito, explicitado em 2000, pela controvérsia entre o Chile e União Europeia sobre a conservação e exploração sustentável das reservas de peixe-espada no Oceano Pacífico. A União Europeia contestou uma regulamentação chilena que impedia o acesso aos portos de todo o país para barcos de pesca europeus transportando peixe-espada, uma espécie ameaçada de extinção. Este caso foi resolvido de maneira diplomática pelas duas partes, que concordaram em não levar adiante a controvérsia em nenhuma das duas instâncias inicialmente acionadas — OMC pela União Europeia e o Tribunal Internacional de Direito Marítimo (*International Tribunal for the Law of the Sea* — ITLOS) pelo Chile.\* O “caso peixe-espada” reforçou a preocupação com a necessidade de serem estabelecidos critérios ou princípios para dirimir eventuais conflitos entre Acordos Ambientais Multilaterais e a OMC, contribuindo para a inclusão deste tema no mandato negociador da Rodada Doha.

#### A liberalização do comércio de bens e serviços ambientais

Essas negociações tomam por base a classificação setorial de serviços do Acordo Geral de Comércio de Serviços (*General Agreement on Trade in Services* — GATS), em que o setor serviços ambientais abrange quatro subsetores: serviços de esgoto; tratamento e disposição de resíduos; serviços de saneamento e similares; e outros. Várias ressalvas foram feitas a esta classificação, mas não se avançou para propostas concretas sobre a definição e escopo do que se entende por serviços ambientais, tampouco se avançou em pedidos e ofertas de liberalização desses serviços pelos países-membros.\*\*

No que diz respeito às negociações sobre a liberalização do comércio de bens ambientais, dois enfoques foram inicialmente apresentados ao Comitê sobre Comércio e Meio Ambiente—Seção Especial (CTE-SS), fórum negociador desta matéria: o “enfoque conceitual” (ou *top-down approach*), que frisa a importância da definição precisa do que vem a ser um bem ambiental (se definido pelo seu uso final e/ou pelo seu método e processo de produção) antes de se avançar em compromissos de liberalização para bens específicos; e

o “enfoque de lista”, que consiste na listagem de bens ambientais, antes mesmo de se esgotarem os esclarecimentos sobre critérios para a sua definição (*bottom-up ou list-driven approach*). Este último enfoque dominou as discussões desde o início dos trabalhos do CTE-SS, em parte por causa do pioneirismo da Organização para a Cooperação Econômica e Desenvolvimento (OCDE) em propor uma lista de bens e serviços ambientais para propósitos analíticos, isto é, uma lista ilustrativa para o estudo da indústria ambiental global,<sup>3</sup> mas que acabou servindo de instrumento para o processo negociador.

A predominância do “enfoque de lista” em meio ao processo negociador sobre bens ambientais no primeiro semestre de 2005 fazia crer que os membros alcançariam uma proposta consensual sobre uma lista para ser levada para a Reunião Ministerial da OMC em Hong Kong, em dezembro desse ano. De fato, até o final de agosto de 2005, sete países ou grupos regionais de países da OCDE (Canadá, União Europeia, Japão, Coreia, Nova Zelândia, Suíça e Estados Unidos) e dois outros membros da OMC (Catar e Taiwan) apresentaram suas propostas de listas.

De modo geral, o “enfoque de lista” foi percebido pelos Países em Desenvolvimento (PEDs) como uma manobra negociadora dos Países Desenvolvidos (PDs), líderes no mercado mundial dos bens ambientais assim identificados. Os PEDs, como importadores líquidos de bens ambientais e com um nível de proteção tarifária sobre estes mais elevado do que nos PDs, percebiam mais perdas comerciais do que ganhos ambientais com uma liberalização do comércio desses bens.\*

A proposta da Índia, apresentada em junho de 2005,<sup>4</sup> identificada como “enfoque de projeto” (*environmental project approach*), veio a alterar completamente a dinâmica das negociações. No “enfoque de projeto”, somente os bens e serviços ambientais especificados em projetos ambientais — elaborados de acordo com critérios a serem definidos pelo CTE-SS e com o aval das respectivas “Autoridades Nacionais Designadas” — seriam qualificados para a liberalização do seu comércio, em caráter temporário e conforme o período de duração de cada projeto. A liberalização do comércio dos bens e serviços ambientais ficaria totalmente condicionada à sua vinculação com projetos ambientais nacionais.

Os PDs, de modo geral, defensores do “enfoque de lista” e interessados em acelerar o ritmo do processo negociador e obter compromissos de liberalização em Hong Kong, não concordaram com a proposta da Índia, alegando uma série de problemas práticos para sua implementação. As reações que se seguiram à proposta da Índia não foram capazes de construir um novo consenso para definir o escopo das negociações em bens ambientais.

Dentre os poucos estudos acadêmicos realizados no Brasil sobre o tema, o de Oliva e Miranda (2008) apresenta o estado da arte na negociação de bens e serviços ambientais até meados de 2007. Segundo os autores, desde o início das negociações os países enviaram em suas listas um total de 480 itens para o CTE-SS. Em 27 de abril de 2007, Canadá, Estados Unidos, União Europeia, Japão, Coreia do Sul, Nova Zelândia, Noruega, Taiwan e Suíça submeteram ao CTE-SS uma proposta conjunta de lista revisada em relação ao que já tinham submetido anteriormente. Estes países, autodenominados de *friends of environmental goods*, elaboraram uma lista revisada com 153 itens, distribuídos em 12 categorias de bens ambientais.

\* Para mais detalhes sobre este caso, ver WTO (2004).

\*\* Para mais detalhes sobre a negociação em serviços ambientais, ver Almeida e Presser (2005).

\* A assimetria do mercado mundial de bens e serviços ambientais entre países desenvolvidos e em desenvolvimento é abordada em Almeida e Presser (2005), com base em diversas fontes estatísticas.



Para Oliva e Miranda (2008), que alertam para a importância da negociação de bens ambientais para o futuro dos biocombustíveis no comércio internacional, é preocupante o rumo que esta negociação tomou desde 2007, já que, mesmo países que inicialmente incluíram os biocombustíveis em suas listas de bens ambientais, recuaram neste ponto da negociação. A lista enviada em abril de 2007 pelos *friends of environmental goods* contemplou todas as formas de energias renováveis com exceção dos biocombustíveis.

O governo brasileiro, mais preocupado com os impactos comerciais da liberalização, insiste em uma melhor definição de bens ambientais (o “ênfase conceitual”) antes de firmar qualquer compromisso com base em listas.

#### Avanços nas negociações sobre meio ambiente na Rodada Doha?

Essa breve análise das negociações sobre o tema comércio e meio ambiente no âmbito da OMC indica, primeiramente, que o avanço realizado desde a instauração da Rodada Doha ocorreu no plano da realização de estudos e esforços analíticos que fundamentaram as discussões sobre procedimentos para o processo negociador. Nenhuma decisão concreta foi alcançada sobre os temas ambientais em pauta, à exceção das normativas de sustentabilidade ambiental para os subsídios à pesca que constaram na Declaração Ministerial de Hong Kong (2005). Ficaram evidentes as limitações para se avançar em compromissos ambientais multilaterais na OMC. Mesmo quando houve um “avanço” nas negociações, como ocorreu com as discussões sobre bens ambientais ao longo de 2005, o que explicitamente estava em jogo eram interesses comerciais, disfarçados pela sua possível contribuição ao desenvolvimento sustentável. Quando houve propostas que procuraram assegurar *ex-ante* esses ganhos ambientais da liberalização do comércio, a exemplo da proposta da Índia para as negociações em bens e serviços ambientais, mas que limitavam o “livre” acesso aos mercados, surgiram reações contrárias de PDs e PEDs.<sup>5</sup>

Um outro aspecto que merece destaque é que as análises de economia política internacional identificam a ligação entre comércio e meio ambiente como sendo uma questão a princípio conflituosa entre Norte-Sul. PEDs se opõem a introduzir mandato negociador para temas ambientais na OMC por temer que isto legalize novas medidas protecionistas de PDs. Neste sentido, interesses ofensivos dos PDs, fundamentados na percepção de vantagens competitivas de alguns dos seus atores privados, podem moldar as preferências desses membros da OMC por acordos comerciais vinculados a regulamentações ambientais mais rigorosas, como também por acordos de liberalização radical de bens e serviços ambientais, cujos efeitos benéficos sobre o meio ambiente são presumidos.\*

Entretanto, no tocante às negociações sobre temas ambientais na Rodada Doha, uma análise preliminar não corrobora a existência de uma divisão bem marcada de interesses Norte-Sul neste caso. As alianças nas negociações dos temas ambientais têm sido diversas das formadas para os demais temas em que se observa uma maior unidade dos PEDs, em particular em agricultura, onde confrontam o protecionismo dos PDs.<sup>6</sup>

Note-se que nas discussões sobre a relação entre Acordos Ambientais Multilaterais e OMC, PEDs, inclusive o Brasil, se alinharam com os Estados Unidos para barrar as pressões

da União Europeia e da Suíça em favor de compromissos concretos e mais abrangentes sobre este tema. A maior heterogeneidade dos grupos negociadores foi também evidente nas discussões sobre a definição de bens ambientais: os PDs não conseguiram apresentar uma proposta consensual entre eles, tampouco os PEDs. Por outro lado, as evidentes assimetrias do mercado global de bens e serviços ambientais em favor de PDs têm suscitado preocupações dos PEDs sobre os riscos potenciais de uma liberalização comercial abrangente nesses setores. Na questão de subsídios à pesca, a polarização Norte-Sul evidentemente não se colocou, pois o embate foi, sobretudo, entre os “Amigos dos Peixes” (*Fish Friends Group* — Austrália, Argentina, Chile, Equador, Nova Zelândia, Filipinas, Peru, Noruega, Islândia e Estados Unidos) *versus* Japão e Coreia.

De modo geral, o Brasil mantém sua posição negociadora tradicional sobre temas ambientais na OMC: não se comprometer com disciplinas ambientais neste fórum, uma vez que se percebem mais riscos de perdas comerciais do que possíveis ganhos, comerciais e ambientais, com essas negociações. Esse receio é patente mesmo quando se trata da negociação sobre a relação Acordo Ambiental Multilateral-OMC, tendo o Brasil se aliado aos Estados Unidos, entre outros, para evitar qualquer tentativa de se estabelecer princípios que possam subverter o primado das regras da OMC sobre tais acordos. Neste caso, a posição brasileira é paradoxal, pois o Brasil é um forte defensor dos direitos e obrigações prescritos pela CDB sobre as provisões do TRIPS.

Em síntese, percebe-se que a composição de forças nas negociações sobre temas ambientais na OMC se dá fundamentalmente a partir da identificação de ganhos ou perdas comerciais, que mudam conforme o produto ou tema em pauta, e não por propósitos ambientais comuns. Para que estes primordialmente motivem as negociações há que haver uma reconciliação entre interesses comerciais estreitos e amplos interesses públicos.

#### 11.4. Agricultura e meio ambiente no Brasil

A atividade agrícola, ao mesmo tempo que cumpre um papel fundamental para a erradicação da fome no mundo, está diretamente associada à demanda insustentável pelos recursos naturais. Segundo a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação,<sup>7</sup> a produção agropecuária é a principal fonte antropogênica de gases responsáveis pelo efeito estufa e contribui de forma significativa para outros tipos de contaminação do ar e da água. Além disso, os métodos agrícolas, florestais e pesqueiros são as principais causas da perda de biodiversidade no mundo.

A degradação ambiental no setor agrícola está associada, principalmente, à expansão da fronteira produtiva, à utilização de defensivos químicos e ao arranjo ineficiente destes e dos demais insumos. Da mesma forma, particularmente no caso das *commodities* agrícolas, a necessidade de contínuos ganhos de produtividade visando à transposição das barreiras protecionistas no mercado internacional é considerada incompatível com padrões ecológica e economicamente sustentáveis de produção.

De acordo com Procópio Filho, Vaz e Tachinardi (1994), existe um amplo consenso de que barreiras comerciais e subsídios na área agrícola têm provocado significativas distorções de mercado em prejuízo aos PEDs e induzido modos ineficientes de produção. Há várias evidências de que o protecionismo agrícola não somente pode falhar na ajuda ao meio ambiente, como pode ser uma fonte importante de degradação ambiental.

\* [...] When you take your moral agendas to the trade arena, the dominant players there are trade lobbies; and this context inevitably taints your program with the stench of competitiveness considerations. (BHAGWATI e SRINIVASAN, 1996, p. 493-494).

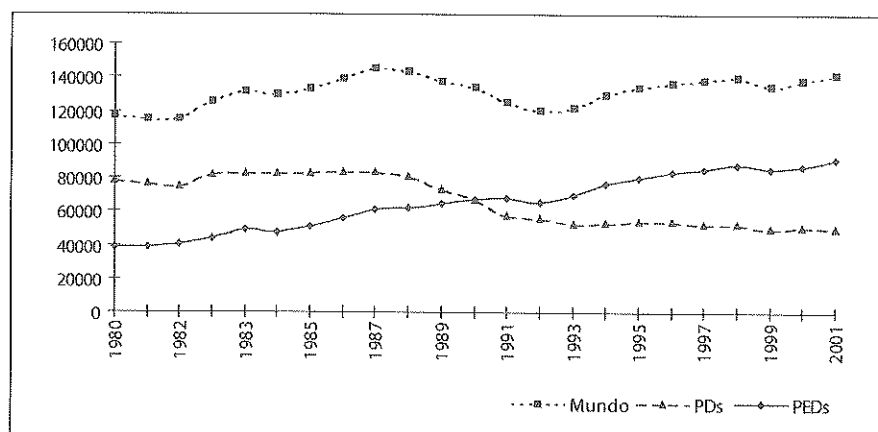


Entretanto, os mesmos autores ressaltam que o comércio agrícola não pode ser inequivocamente apontado como principal causador dos danos ambientais gerados a partir da agricultura. No longo prazo, os efeitos dinâmicos da liberalização do comércio neste setor dependerão do seu impacto sobre o uso de insumos (agroquímicos em particular) e do aporte de tecnologias que permitam maximizar o uso do solo, da água e dos insumos produtivos sem causar novos danos ambientais ou ampliar os já existentes.

A política de subsídios adotada pelos principais países da OCDE, no intuito de garantir a competitividade de seus produtos, acaba por reduzir os preços internacionais das *commodities* agrícolas, contribuindo para a estagnação econômica dos PEDs. Em contrapartida, cada vez mais, os PEDs veem-se obrigados a intensificar o uso de defensivos agrícolas e outras práticas degradantes ao meio ambiente, a fim de não verem abalada a competitividade dos seus principais produtos destinados à exportação.

Os dados estimados para o consumo mundial de agroquímicos destinados à produção agrícola nas décadas de 1980 e 1990 (Figura 11.1) evidenciam o contraste Norte-Sul na orientação de políticas agrícolas e ambientais. Ao passo que as legislações ambientais nacionais dos PDs eram orientadas no sentido de criarem incentivos ao abandono a práticas potencialmente agressivas à paisagem rural e mantinham a política de subsídios ao setor, nos PEDs a utilização em larga escala dos chamados insumos modernos, como os fertilizantes, era proclamada como medida fundamental para resguardar a competitividade de seus produtos agrícolas no exterior.

Os PEDs, por sua vez, condenam ações “ecoprotecionistas” que pressionam pela harmonização internacional de normas e padrões ambientais, utilizando-se de três argumentos principais.<sup>8</sup> O primeiro diz respeito à diferença de prioridades entre países ricos e pobres: enquanto os PDs já consolidaram sua posição econômica e adquiriram índices de desenvolvimento satisfatórios, podendo refletir a sustentabilidade do ecossistema como uma de suas prioridades principais, os PEDs ainda necessitam melhorar significativamente as condições de saneamento básico, acesso à saúde e à educação e garantir a segurança alimentar de sua população. Segue-se que, nos PEDs, a questão ambiental é relegada a um segundo plano.



Fonte: FAO (2008).

Figura 11.1 Consumo mundial e regional de fertilizantes (em milhares de toneladas).

O segundo argumento enfatiza que os PDs somente possuem o atual grau de desenvolvimento porque, no passado, enriqueceram fazendo uso das bases naturais que dispunham em seus territórios e/ou em suas colônias, o que contribuiu significativamente para o atual estágio de degradação ambiental do planeta. Não seria justo, portanto, os PDs simplesmente negarem o direito aos países pobres de seguirem o mesmo caminho, em vez de pagarem parte de sua dívida ambiental auxiliando os PEDs na melhoria de suas dotações econômicas e tecnológicas, dando-lhes condições para o alcance do desenvolvimento sustentável.

O terceiro argumento é sustentado nas conclusões expressas no Relatório Brundtland,<sup>\*</sup> que deixaram claro que a degradação ambiental não pode ser confrontada de forma efetiva na ausência de crescimento econômico e de redução da pobreza. Assim, sendo o comércio internacional, uma das fontes de crescimento econômico, não pode ser reduzido senão sob alguma forma de compensação por parte dos PDs.

Tendo em vista a atual tendência de estes países procurarem intensificar a aplicação extraterritorial de normas e padrões ambientais, fitossanitários e zoossanitários visando à harmonização dos mesmos, intensifica-se o risco de os PEDs virem a confrontar-se com medidas restritivas ao seu comércio agrícola.<sup>9</sup>

Historicamente, o setor agrícola ocupa papel de destaque na economia brasileira. Desde o descobrimento até a emancipação política e econômica do Brasil no século XIX, os períodos de prosperidade ou crise na economia nacional estiveram ligados, direta ou indiretamente, às condições mercadológicas dos produtos agrícolas exportados. Mesmo após a desestruturação do tradicional modelo agroexportador de desenvolvimento na década de 1930, e a subsequente passagem da economia brasileira de *predominantemente agrícola* para uma economia *alimentar industrializada* na década de 1980, a agricultura jamais deixou de figurar entre as principais atividades econômicas do país.

Entretanto, as características que atualmente marcam a agricultura brasileira são completamente distintas daquelas que a identificaram até o início da década de 1950. A partir do final da Segunda Guerra Mundial os antigos modelos de *plantations* e de subsistência foram gradualmente cedendo espaço à chamada “agricultura moderna”, caracterizada pela crescente especialização, elevada produtividade e direta integração aos demais sistemas produtivos. Para Montoya e Guilhoto (1999), “com a expansão da produção industrial, assentada no modelo de substituição de importações, a agricultura deixou de ser um setor econômico distinto, passando rapidamente a se integrar à dinâmica da produção industrial, naquilo que ficou conhecido como *Agronegócio*”.

Paralelamente à maturação desse processo, ao longo da década de 1980, ocorre a reversão da postura intervencionista do Estado em relação ao setor agrícola, manifestada até então, e sobretudo, por meio da política de garantia de preços mínimos e crédito rural subsidiado.<sup>10</sup> A partir daí, e mais intensamente após a abertura comercial da década de 1990, a agricultura brasileira é definitivamente orientada em direção à economia de mercado.

O aquecimento do setor do agronegócio no período 1998-2003 contrasta com o desaquecimento dos demais setores da economia brasileira e de certa forma confirma as expectativas da CEPAL (1998), que já previa um processo de “desindustrialização” das economias latino-americanas que aderissem ao chamado Consenso de Washington.

\* O Relatório Brundtland é o documento oficial da Comissão Mundial sobre Desenvolvimento e Meio Ambiente, publicado em 1987, que sistematizou e divulgou o conceito de Desenvolvimento Sustentável.

No comércio exterior, o mesmo diagnóstico também é válido, visto que houve uma “reprimarização” das trocas internacionais brasileiras em decorrência do fato de somente os produtos agrícolas terem apresentado crescimento de competitividade na última década.<sup>11</sup> Os dados disponibilizados pela Fundação Centro de Estudos do Comércio Exterior (FUNCEX) mostram que, enquanto as exportações brasileiras totais cresceram em média 4,28% a.a. entre 1994 e 2003, as exportações agropecuárias expandiram-se em 10,9% a. a.\* Na ótica de Lustosa e Young (2002), este fenômeno está diretamente associado à volta das vantagens comparativas estáticas ao posto de elemento dominante na determinação das metas de produção e exportação dos PEDs.

Em 2007, as exportações brasileiras do agronegócio totalizaram US\$58,4 bilhões, enquanto em 1997, apenas US\$23,4 bilhões. Segundo o MAPA (2008), entre 2000 e 2007, período de maior impulso dessas exportações, o valor comercializado registrou taxa média anual de crescimento de 16%, refletindo os aumentos anuais de 4,2% nos preços e de 11,3% nas quantidades exportadas. Nesse período de 1997 a 2007, a União Europeia se destacou como o principal parceiro comercial do Brasil em diversos segmentos, principalmente naqueles ligados ao agronegócio. Apesar da tendência de declínio de sua participação relativa nas exportações brasileiras do agronegócio ao longo da década de 1990, caindo de 43,7%, em 1997, para 32,3%, em 2006, mostrou recuperação em 2007, alcançando 35,8%.<sup>12</sup>

Não obstante o comportamento favorável da demanda externa tenha sido fundamental para a expansão das exportações agropecuárias, são muitos os condicionantes internos que também contribuíram decisivamente para o sucesso do setor agroexportador brasileiro. Dentre estes destaca-se a consolidação de um ambiente institucional favorável à produção de grãos. Segundo os dados da CONAB, entre as safras 1993/1994 e 2007/2008, a produção brasileira de grãos passou de 76,04 para 144,11 milhões de toneladas, o que equivale a um crescimento de aproximadamente 88,63% no período. O mais surpreendente é que este crescimento ocorreu, principalmente, via ganhos de produtividade (toneladas/hectare), visto que o avanço da fronteira agrícola foi de apenas 21,7%.

A mensuração dos impactos desta expansão da safra agrícola em termos de sustentabilidade ambiental é complexa e envolve a avaliação de diversos fatores. Se por um lado o melhor aproveitamento da terra permitiu a conservação de áreas ainda inexploradas, passíveis de aproveitamento pela agricultura, por outro, a expansão das monoculturas de exportação transformou a paisagem natural e intensificou o uso de insumos considerados degradantes ao meio ambiente.

Além disso, o caráter difuso da contaminação faz com que seja difícil determinar a contribuição das distintas atividades no impacto ambiental global. A diversidade e a complexidade dos ecossistemas podem fazer com que uma determinada prática seja contaminante em um lugar e não em outro. O impacto depende também de fatores naturais, como o vento, a pluviosidade e a temperatura, cujos efeitos não se percebem em muitos casos senão com o passar dos anos.

De acordo com a FAO (1997), as principais categorias de impactos ambientais relacionados ao cultivo agrícola são:

- Os efeitos para a saúde humana, causados por fertilizantes, defensivos agrícolas e metais pesados, por meio da contaminação da água e de produtos alimentícios, e os depósitos ácidos causados pelas emissões de amoníaco dos fertilizantes;
- A erosão do solo e a consequente sedimentação das águas costeiras e superficiais que causam danos à infraestrutura e à propriedade;
- Perdas na fauna e flora silvestres e de diversidade biológica, assim como danos ao equilíbrio e resistência dos ecossistemas como consequência da degradação do solo; contaminação de águas costeiras, superficiais e freáticas causada por fertilizantes e agrotóxicos.

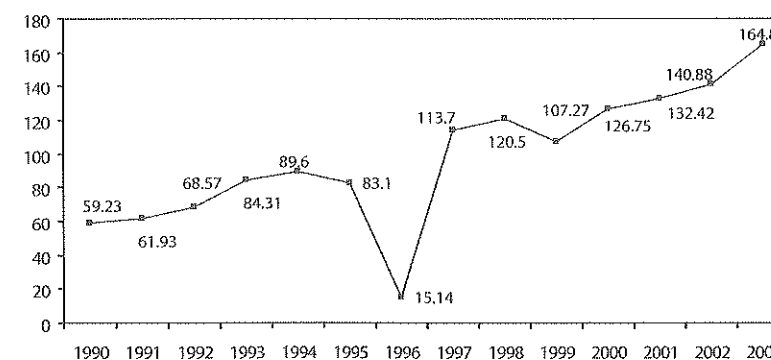
Quando se pretende elucidar as interfaces entre agricultura e meio ambiente no caso brasileiro e analisa-se o comportamento das principais variáveis acima citadas, percebe-se que a condição brasileira é preocupante. Segundo o IBGE (2002), embora a agricultura moderna esteja atingindo níveis de produção e de produtividade que atendem às exigências do mercado, sua expansão tem gerado impactos ambientais que comprometem a sustentabilidade dos ecossistemas agrícolas.

Com o auxílio dos dados referentes à venda de fertilizantes, pode-se concluir que há uma forte tendência à intensificação do uso deste insumo na produção agrícola brasileira. Entre os anos de 1990 e 2003, a comercialização média de fertilizantes por hectare (ha) cultivado cresceu aproximadamente 180% (Figura 11.2).

Quando se analisa a evolução do consumo de defensivos agrícolas, outro insumo agrícola com significativo potencial nocivo ao ecossistema, o mesmo fenômeno volta a se repetir. Para o IBGE (2002):

os agrotóxicos — produtos utilizados para o controle de pragas, doenças e ervas daninhas — estão entre os principais instrumentos do atual modelo de desenvolvimento da agricultura brasileira, e seu uso intensivo está associado a agravos à saúde da população, tanto dos consumidores quanto dos trabalhadores que lidam diretamente com os produtos, à contaminação de alimentos e à degradação do meio ambiente.

Impulsionado pelo excelente desempenho da agricultura, o setor de defensivos triplicou seu faturamento na última década (Tabela 11.1). O mercado brasileiro, que era de



Fontes: IBGE (2002, 2008).

Figura 11.2 Quantidade média de fertilizantes comercializada, por área plantada, no período 1990-2003 no Brasil (em kg/ha).

\* Disponível em <http://www.funcef.com.br>. Acesso em: 12 jun. 2008

**Tabela 11.1** Venda de defensivos agrícolas — 1990 a 2003. Brasil (em US\$ milhões)

Ano	Inseticidas	Acaricidas	Fungicidas	Herbicidas	Outros	Total
1990	273	93	171	547	Nd	1.084
1991	231	56	147	534	20	988
1992	195	64	145	516	28	947
1993	196	74	166	589	25	1.050
1994	300	91	211	776	26	1.404
1995	339	100	227	835	35	1.536
1996	376	92	276	1.005	43	1.793
1997	465	87	357	1.215	58	2.181
1998	583	114	428	1.367	68	2.560
1999	596	79	422	1.176	56	2.329
2000	690	66	380	1.301	64	2.500
2001	631	66	363	1.143	85	2.287
2002	468	72	360	988	64	1.952
2003	725	80	714	1.524	94	3.136

Fonte: Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola — SINDAG apud Brasil (2006).

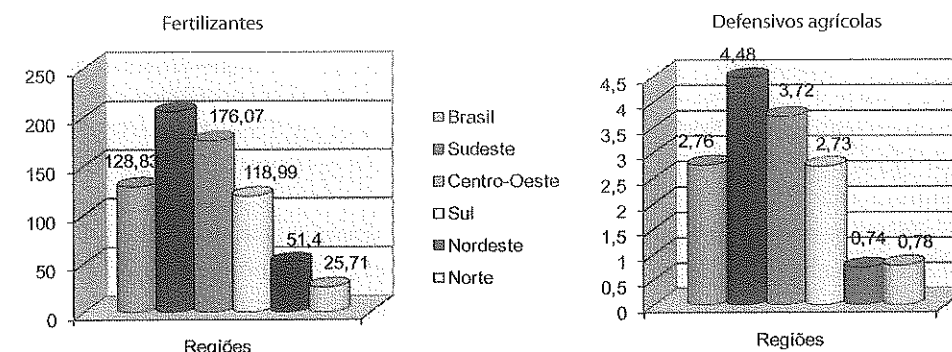
US\$942 milhões em 1992, chegou a US\$3,1 bilhões em 2003. Segundo Velasco e Capanema (2006), em 2004 o Brasil assumiu o posto de terceiro maior mercado de agroquímicos do mundo (superado apenas por Estados Unidos e Japão).

O significativo ganho de faturamento do setor de defensivos reflete, entre outras coisas, o intenso crescimento do consumo de agrotóxicos no Brasil. Enquanto, em 1990, a quantidade média comercializada de defensivos agrícolas era de apenas 1,13 kg de princípio ativo por hectare cultivado, as estimativas para o ano de 2003 apontam que a comercialização média aproximou-se dos 3 kg por hectare, o que equivale a uma variação aproximada de 147%. De acordo com Velasco e Capanema (2006), em 2003 o Brasil ocupou a oitava posição no *ranking* mundial dos países com maior consumo de defensivos por área cultivada.

Outro possível fator agravante da intensificação do consumo de agrotóxicos e fertilizantes na agricultura brasileira foi a abrupta abertura comercial a partir de 1989, que levou à redução dos preços reais de fertilizantes e defensivos agrícolas.<sup>13</sup>

De qualquer forma, sejam quais forem os agentes envolvidos no conjunto desse processo, o que se observa é que a expansão da agricultura moderna no Brasil vem consolidando a tendência de processos produtivos com potencial mais degradante ao meio ambiente. Em vista disto, é natural que nos próximos anos se intensifique o conflito de interesses entre os produtores rurais e outros integrantes da sociedade civil, que apresentam demandas ambientais cada vez mais exigentes. Além do potencial de problemas ambientais associado a esse modelo agroexportador, é evidente a sua vulnerabilidade

econômica, uma vez que o uso mais intensivo de fertilizantes e defensivos agrícolas ocorre justamente nas principais regiões exportadoras (e produtoras) de produtos agrícolas (Centro-Oeste, Sudeste e Sul) (Figura 11.3).



Fontes: Brasil (2006) e IBGE (2002).

Nota: Todos os dados referentes ao consumo de fertilizantes e defensivos agrícolas estão expressos, respectivamente, segundo a quantidade de nutrientes da composição (N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O) e quantidade de ingrediente ativo.

**Figura 11.3** Utilização de fertilizantes e defensivos agrícolas por unidade de área cultivada (kg/ha), nas grandes regiões brasileiras no ano 2000.

Embora, conforme ressalva do próprio IBGE, a simples agregação territorial da informação das vendas dos insumos (segundo Unidades da Federação), sem associá-las às características das culturas, dos agroecossistemas ou, ainda, das técnicas de manejo, possa mascarar a real carga de utilização dos mesmos, as variáveis acima descritas permitem concluir que há evidências da existência de um padrão de especialização diferenciado. Este seria mais intenso na utilização de agrotóxicos e fertilizantes nas principais regiões produtoras de *commodities* agrícolas destinadas ao mercado internacional. Trata-se de regiões onde o efeito composição agrava a degradação dos recursos naturais, tornando-as vulneráveis às normas e regulamentações ambientais mais estritas que os empresários e governos dos PDs vêm adotando.

Desta forma, diante da atual tendência brasileira de intensificação do uso de insumos agrícolas degradantes ao meio ambiente e de um cenário externo que caminha em direção à imposição de rigorosos padrões ambientais na produção agrícola, é inevitável que os produtos brasileiros passem a encontrar barreiras não tarifárias cada vez maiores. Conforme alerta Abramovay:<sup>14</sup>

O emprego intenso de insumos agrícolas, sem levar em conta os custos ambientais correspondentes, é uma forma perversa de competitividade e, por mais que o Ministério da Agricultura e o Itamaraty insistam em denunciar o protecionismo dos países desenvolvidos, a falta de qualquer política para a construção de uma agricultura sustentável — a começar pelo estabelecimento de metas quanto ao uso de produtos tóxicos — deixa o país com um “telhado de vidro”, sobre o qual as pedras do comércio internacional cedo ou tarde vão desabar.



## Sugestões de leitura adicional

A literatura sobre comércio internacional e meio ambiente é muito ampla. Para que você possa saber mais sobre:

Abordagens teóricas para comércio e meio ambiente, ver Gallagher e Werksman (2002) e Jayadevappa e Chhatre (2000).

Negociações sobre meio ambiente na OMC, ver a seção Trade and Environment no site [http://www.wto.org/english/tratop\\_e/envir\\_e/envir\\_e.htm](http://www.wto.org/english/tratop_e/envir_e/envir_e.htm). Ver também o site do International Centre for Trade and Sustainable Development (ICTSD) <http://www.ictsd.org> que faz um acompanhamento sistemático das negociações internacionais sobre meio ambiente.

Comércio e meio ambiente na América Latina, ver Braga e Miranda (2002), Blanco, Almeida e Gallagher (2005) e May (2003). O site da Comissão Econômica para a América Latina e Caribe — CEPAL/División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos/ Capacitación en Comercio y Medio Ambiente, [http://www.eclac.cl/cap\\_comercio/com\\_portada.htm](http://www.eclac.cl/cap_comercio/com_portada.htm), onde se encontra, por exemplo, o estudo de Murillo (2007).

Agricultura e meio ambiente, ver DUPAS (2008) e o site do Institute for Agriculture and Trade Policy (IATP) <http://www.iatp.org/>, especialmente a sua seção Trade Observatory em <http://www.tradeobservatory.org/>.

## Referências bibliográficas

- Abramovay, R. A agricultura brasileira na contra mão. *Gazeta Mercantil*. São Paulo, 10 jan. 2001, Agronegócio, p. A-3.
- Almeida, L. T. de; Presser, M. F. Bens e serviços ambientais e as negociações na OMC. *VI Encontro Bienal da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica*. Brasília — DF: 2005.
- \_\_\_\_\_. Comércio e meio ambiente nas negociações da Rodada Doha. *III Encontro da ANPPAS*. Brasília-DF, 23 a 26 de maio de 2006.
- Bhagwati, J.; Srinivasan, T. N. Trade and the Environment: does environmental diversity detract from the case for free trade? In: Bhagwati, J.; R. E. Hudec. (ed.). *Fair trade and harmonization*. V. 2. Cambridge, Massachusetts: The MIT Press, 1996.
- Blanco, H.; Almeida, L. T. de; Gallagher, K. P. (ed.). *Globalización y Medio Ambiente: Lecciones desde las Américas*. Santiago: RIDES-GDAE, 2005. Disponível em <http://www.ase.tufts.edu/gdae/publications/globalizationbooks.htm>.
- Braga, S. B.; Miranda, L. C. (org.). *Comércio e meio ambiente: uma agenda para a América Latina e Caribe*. Brasília: MMA/SDS, 2002.
- Brasil. Ministério da Agricultura e Abastecimento. *Dados estatísticos*. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br>>. Acesso em: 12 out. 2006.
- \_\_\_\_\_. Ministério da Agricultura e Abastecimento. *Intercâmbio comercial do agronegócio: Principais mercados de destino*. Brasília: MAPA. 2008. 373p.
- Cepal. *Panorama de la Inserción Internacional de América Latina y el Caribe, Comisión Económica para América Latina y el Caribe*. Santiago, 1998.
- Charnovitz, S. Environmentalism Confronts GATT Rules: Recent Developments and New Opportunities. *Journal of World Trade*, v. 27, n. 2, p. 37-53, 1993.
- Companhia Nacional de Abastecimento — Conab. *Central de informações agropecuárias*. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/conabweb/index.php?PAG=101>>. Acesso em: 11 nov. 2005.
- \_\_\_\_\_. *Séries históricas: safras 1976/77 a 2008/09*. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/conabweb/index.php?PAG=136>. Acesso em: 31 maio 2009.
- Daly, H.; Farley, J. *Ecological Economics: Principles and Applications*. Washington, DC: Island Press, 2004.
- Dias, G. L. S.; Amaral, C. M. Mudanças estruturais na agricultura brasileira. Santiago do Chile: CEPAL, 2001. Disponível em: <[www.nuca.ie.ufjf.br/infosucro/biblioteca/agricultura/ias\\_mudancas.pdf](http://www.nuca.ie.ufjf.br/infosucro/biblioteca/agricultura/ias_mudancas.pdf)>. Acesso em: 17 jun. 2006.
- Dupas, G. (org.). *Meio ambiente e crescimento econômico: tensões estruturais*. São Paulo: Editora UNESP, 2008.

- Dutra, P. H. *Institution Interaction and Regime Purpose — Considerations Based on TRIPS/CBD*. 2007. Dissertação (Mestrado) — Center for International Studies, Ohio University, Athens, 2007.
- Esty, D. C. Bridging the Trade-Environment Divide. *The Journal of Economic Perspectives*, v. 15, n. 3 (Summer 2001), p. 113-3.
- FAO. *Posibles Efectos de los Reglamentos Medioambientales en el Cultivo, Elaboracion y Comercio de los dos Principales Cultivos Oleaginosos Anuales y Perennes*. Roma: 1997. Disponível em: <<http://www.fao.org>>. Acesso em: 5 ago. 2004.
- \_\_\_\_\_. *Perspectivas para la Agricultura e el Medio Ambiente en los Próximos Treinta Años*. Roma: FAO, 2003.
- \_\_\_\_\_. *Faostat*. Disponível em: <<http://faostat.fao.org>>. Acesso em: 29 abr. 2008.
- Fundação Centro de Estudos do Comércio Exterior (FUNCEX). *Base de dados estatísticos*. Disponível em: <[http://www.funccx.com.br/basesbd/ca\\_d\\_base.asp?tp=1](http://www.funccx.com.br/basesbd/ca_d_base.asp?tp=1)>. Acesso em: 12 jan. 2007.
- Gallagher, K.; Werksman, J. (ed.). *International Trade & Sustainable Development*. London, UK, Sterling, VA, USA: Earthscan, 2002.
- Grossman, G. M.; Krueger, A. B.. *Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement*. NBER Working Paper 3914, Nov. 1991.
- Homem de Melo, F. *Abertura comercial e o papel dos aumentos de produtividade na agricultura brasileira*. São Paulo, 2002. Disponível em: <<http://www.ifb.com.br/documentos/hdemelo.pdf>>. Acesso em: 24 jul. 2006.
- IBGE. *Indicadores de desenvolvimento sustentável*. Rio de Janeiro: IBGE, 2002. Disponível em: <[http://www2.ibge.gov.br/pub/indicadores\\_descenvolvimento\\_sustentavel](http://www2.ibge.gov.br/pub/indicadores_descenvolvimento_sustentavel)>. Acesso em: 13 jan. 2006.
- IBGE. *Sistema IBGE de recuperação automática (SIDRA)*. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. Acesso em: 10 maio. 2008.
- IISD. *Manual de Medio Ambiente y Comercio*. 2ª Edición. Winipeg: 2005. Disponível em: <[http://www.iisd.org/pdf/2005/envirotrade\\_handbook\\_2005\\_es.pdf](http://www.iisd.org/pdf/2005/envirotrade_handbook_2005_es.pdf)>. Acesso em: 28 abr. 2009.
- Jayadevappa, R., Chhatre, S. International trade and environmental quality: a survey. *Ecological Economics*, v. 32, n. 2, p. 175-94, 2000.
- Lustosa, M. C. J.; Young, C. E. F. Competitividade e meio ambiente. In: Sérgio Braga; Luiz Camargo de Miranda. (org.). *Comércio e meio ambiente: uma agenda para a América Latina e Caribe*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2002. p. 41-60.
- May, P. H. Comércio agrícola e meio ambiente na América Latina. In: May, P. H.; Lustosa, M. C.; Vinha, V. (orgs.). *Economia do meio ambiente: teoria e prática*. Rio de Janeiro, Elsevier/Campus, 2003.
- Montoya, M. A.; Guilhoto, J. J. M. Dimensão econômica e mudança estrutural no agronegócio brasileiro entre 1959 a 1995. Passo Fundo: UPE, 1999 (Texto de Discussão nº 3). Disponível em: <[www.upf.br](http://www.upf.br)>. Acessado em: 4 jul. 2004.
- Murillo, D. R. *La Competitividad Exportadora de los Sectores Ambientalmente Sensibles y la Construcción de un Patrón Exportador Sostenible en América Latina y el Caribe*. Santiago de Chile: CEPAL, 2007.
- OECD. *Opening Markets for Environmental Goods and Services*. Policy Brief. Paris: Set., 2005.
- Oliva, F. C.; Miranda, S. H. G. Biocombustíveis na OMC: indefinição entre commodity ou bem ambiental. *Revista de Política Agrícola*. Ano XVII, n. 1, p. 97-107, jan./fev./mar., 2008.
- Panayotou, T. *Globalization and Environment*. Center for International Development at Harvard University. Working Paper Nº 53, July 2000.
- Procópio Filho, A. (Coord.); Vaz, A. C.; Tachinardi, M. H. *Ecoprotecionismo: comércio internacional, agricultura e meio ambiente*. *Estudos de Política Agrícola*, n. 17. Brasília: IPEA, 1994.
- Silva, C. R. L. Evolução do comércio agrícola brasileiro segundo o valor adicionado. In: *Congresso da Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural*. 42ª, 2004. Cuiabá. Anais. Cuiabá: Sober, 2004. 1 CD-ROM.
- Velasco, L. O. M.; Capanema, L. X. L. O setor de agroquímicos. *BNDDES setorial*. Rio de Janeiro, n. 24, p. 69-96, set. 2006. Disponível em: <<http://www.bndes.gov.br/conhecimento/bnset/set2403.pdf>>. Acesso em: 29 mai. 2009.
- WTO. *Ministerial declaration*. Geneva: WTO, WT/MIN(01)/DEC/1, 20 November 2001.
- \_\_\_\_\_. *Committee on Trade and Environment — Special Session — Matrix on trade measures pursuant to selected Multilateral Environmental Agreements — Note by the Secretariat*. Geneva: WTO, WT/CTE/W/160/Rev.2, 25 April 2003.
- \_\_\_\_\_. *Trade and environment background*. Geneva: WTO, 2004.
- \_\_\_\_\_. *Committee on Trade and Environment Special Session. An alternative approach for negotiations under paragraph 31(iii). Submission by India*. Geneva: WTO, TN/TE/W/51, 3 June 2005.
- \_\_\_\_\_. *Ministerial Conference — Sixth Session. Doha Work Programme. Ministerial Declaration*. Hong Kong: WTO, WT/MIN(05)/DEC, December 2005.

**Notas**

<sup>1</sup> May, 2003.

<sup>2</sup> WTO, 2004.

<sup>3</sup> OECD, 2005.

<sup>4</sup> WTO, 2005.

<sup>5</sup> Almeida e Presser, 2006.

<sup>6</sup> Almeida e Presser, 2006.

<sup>7</sup> FAO, 2003.

<sup>8</sup> IISD, 2005.

<sup>9</sup> Procópio Filho; Vaz; Tachinardi, 1994.

<sup>10</sup> Dias; Amaral, 2001.

<sup>11</sup> Silva, 2004.

<sup>12</sup> Mapa, 2008.

<sup>13</sup> Homem de Melo, 2002.

<sup>14</sup> 2001, p. A-3.

**■ PARTE III ■****A ECONOMIA DA  
BIODIVERSIDADE  
E SERVIÇOS  
AMBIENTAIS**

## A valoração da biodiversidade: conceitos e concepções metodológicas

■ ■ ■

**José Aroudo Mota**

*Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA)*

**Marcel Burstzyn**

*Centro de Desenvolvimento Sustentável (CDS/UnB)*

**José Oswaldo Cândido Junior**

*Senado Federal do Brasil*

**Ramon Arigoni Ortiz**

*Centro Basco de Mudança Climática, Bilbao, Espanha*

### 12.1. Introdução

De acordo com os princípios da termodinâmica, descritos no capítulo 2, o meio biofísico troca energia e matéria com todos os entes que o cerca. A biosfera apresenta características de um sistema aberto, tendo como subsistemas o meio ambiente físico, os entes da natureza (fauna e flora), as atividades econômicas e as atividades humanas.

Deste modo, toda a interferência feita pelo homem no meio ambiente redundará em consequências para o próprio homem. Por exemplo, a poluição das águas dos rios é originada a partir de dejetos urbanos (esgoto sanitário das residências e dos dejetos provenientes das atividades econômicas), os quais causam não somente a degradação da natureza, mas também sérios prejuízos para a sociedade, tais como doenças transmissíveis, custos hospitalares e os custos de reconstituição do meio ambiente e do bem-estar humano para permitir o uso da água. Para arcar com estes custos, a sociedade encara aumentos de impostos, instituição de taxas e outros artifícios fiscais; uma ação preventiva, que reconheça o valor dos recursos naturais e dos serviços prestados à sociedade poderia evitar tais custos.

Este capítulo apresenta conceitos de valoração da natureza, principalmente derivados dos conceitos da economia neoclássica, sem perder de vista as limitações de tais contribuições para expressar o valor intrínseco dos recursos naturais, entre outras preocupações elucidadas pela ética e pela economia ecológica. O foco dos estudos de caso apresentados

no final do capítulo é a valoração da biodiversidade, a qual é introduzida como parâmetro de decisão em análises de benefício/custo para investimento de recursos públicos e privados em projetos de impacto, na conservação da biodiversidade ou na gestão de recursos naturais de importância humana.

## 12.2. O valor econômico da biodiversidade: contribuição da economia neoclássica

Pela ótica da economia neoclássica, mudanças nos ativos da natureza ou nos seus serviços geram efeitos que não fazem parte dos seus custos pelos indivíduos ou firmas que os produzem. Por outro lado, os ativos da natureza geram externalidades para os seres humanos (as externalidades proporcionam mudanças positivas ou negativas nos níveis de bem-estar dos seres humanos), já os impactos geram efeitos sobre o ambiente físico, sobre a natureza em si. Portanto, uma avaliação de impacto ambiental envolve esses dois aspectos. A avaliação de impacto ambiental é um processo sistemático e integrativo e refere-se aos prováveis efeitos produzidos por projetos de investimentos, os quais causam benefícios ou custos à sociedade — externalidades — ou efeitos ao patrimônio natural, impacto.<sup>1</sup>

No entanto, tais externalidades geram mudanças nos níveis de bem-estar dos seres humanos. A cesta de consumo preferida pelas pessoas leva em consideração não apenas seus ganhos pessoais como melhorias de níveis de bem-estar. É na teoria do bem-estar que repousa o alicerce das escolhas do consumidor, as quais são feitas a partir de suas preferências reveladas ou declaradas em relação a um conjunto de ativos e serviços fornecidos pela natureza. Nesses termos, a teoria neoclássica tem repousado sobre a “internalização” dos custos ou benefícios associados às externalidades, como meio para evidenciar e corrigir as falhas de mercado que escondem os efeitos de tais mudanças. O primeiro passo nesta internalização é a valoração econômica. A afirmação de Marshall (1996) de que o preço de uma mercadoria tende ao seu valor à medida que há escassez fornece a base do fundamento econômico de que determinados ativos naturais mesmo não tendo cotação de preço nos mercados têm valor econômico.

No enfoque neoclássico, há uma base conceitual para a valoração dos benefícios e custos econômicos da biodiversidade que envolve o valor de uso atual, valor de uso futuro e valor de existência.<sup>2</sup> O valor de uso atual engloba a apropriação direta e indireta dos bens e serviços ambientais proporcionados pela diversidade biológica, incluindo sua utilidade como fonte de matéria-prima, produtos medicinais, recreação e outros bens de consumo direto em geral, além dos benefícios gerados indiretamente pelos ecossistemas que englobam tal diversidade. Já os valores de uso futuro ou de opção incluem reconhecimento do risco de extinção de recursos, que poderiam ser utilizados direta ou indiretamente futuramente. A bioprospecção e as inovações em biotecnologia podem extrair dos ativos da floresta e de outros biomas novas substâncias e conhecimentos que podem gerar benefícios para a população. O valor de existência engloba as subjetividades dos indivíduos perante os recursos naturais, como posicionamento ético, altruístico, contemplativo e moral sobre a sobrevivência e perpetuação dos ecossistemas. É importante notar que atribuir um valor à existência de um determinado recurso natural é válido quando os indivíduos são capazes de expressar as suas preferências em relação a esse recurso, levando em consideração as suas dotações, tais como renda, riqueza e direitos e a um conjunto de oportunidades de consumo.



Neste sentido, o valor de existência e os valores de uso presente e futuro apresentam os mesmos pressupostos exigidos pela teoria econômica neoclássica. Normalmente, os valores atribuídos à biodiversidade podem englobar apenas uma pequena parte do seu valor econômico e certamente existem dificuldades em computar os valores de uso futuro e de existência dos ecossistemas. Para se avançar nessa questão é preciso que haja unidades comuns de análise<sup>3</sup> construídas por cientistas naturais e sociais, em que, de um lado, esses pesquisadores buscam avaliar a percepção para os indivíduos da conservação e da existência dos recursos da biodiversidade e, de um outro, abranja a importância do modo de funcionamento natural dos ecossistemas. Utilizando uma ferramenta econômica, a ideia seria equilibrar a demanda por serviços ambientais dos ecossistemas para as atuais e futuras gerações com a conservação dos ecossistemas (oferta da biodiversidade).

A tarefa e o desafio são gigantescos, mas não se pode adotar visões extremas. Em uma ótica puramente utilitarista, em que a demanda pelos serviços ambientais é privilegiada, a tendência seria de esgotamento dos recursos, mais cedo ou mais tarde. Em uma ótica exclusivamente preservacionista, em que se considere que o valor da biodiversidade é o valor de tudo que existe, porque tudo que é produzido e as próprias vidas humanas dependem da biodiversidade, então se teria uma resposta trivial para esse valor. Portanto, nesse caso não se pode avançar muito, quando tenta se incorporar nas decisões econômicas, comportamentais e de políticas públicas os seus efeitos sobre a biodiversidade.

Portanto, para se avaliar os impactos do bem-estar social decorrente de uma mudança na quantidade e qualidade disponíveis de um determinado recurso natural é necessário realizar o somatório dos ganhos individuais oriundo desse recurso, representado pela disposição a pagar desses indivíduos (DAP) e deduzi-la do somatório das perdas individuais, que é dado pela disposição a aceitar (DAC) como compensação por essas perdas. A disposição a pagar mostra que o indivíduo estaria disposto a abrir mão para obter uma melhora no seu bem-estar ou para evitar uma piora no seu bem-estar. Por exemplo, o usuário local da floresta teria uma DAP associada ao uso da madeira e das vendas de animais ou produtos agrícolas oriundos do uso do solo após a sua conversão. De modo análogo, a disposição a aceitar se refere ao que seria necessário para o indivíduo aceitar de forma a compensá-lo por uma piora no seu bem-estar ou por uma renúncia de melhoria de bem-estar. A título de ilustração, ao perder uma área da Floresta Amazônica para o desmatamento, a sociedade global e regional teria uma DAC contabilizada pelos valores associados com a perda da biodiversidade, da capacidade de fixar carbono, de regular o clima e o fluxo de nutrientes e recursos hídricos. Se o somatório da DAP é superior ao da DAC, é melhor mesmo (pela ótica puramente economicista) cortar a floresta. Se não, seria melhor prevenir.

A DAP e o DAC são perfeitamente revelados ou declarados pelos preços de mercado, no caso dos bens privados negociados em mercados competitivos e em pequenas quantidades. No entanto, os preços de mercados não fornecem a informação adequada quando os bens são não rivais ou não exclusivos, ou na hipótese de competição imperfeita ou ainda quando estão em questão grandes variações do bem ou serviço em análise. Em geral, a biodiversidade (como outros bens e serviços ambientais) não se enquadra nessa situação especial em que os preços expressam perfeitamente os valores econômicos. Mesmo assim, isso não invalida a utilização da teoria neoclássica do valor econômico nesses casos. Isso porque existem modelos de avaliação empírica que tentam contornar esses problemas e buscam mensurar a DAP e a DAC (veja a seção abaixo sobre métodos de valoração). Por-



tanto, a teoria neoclássica defende que existe uma base conceitual para a valoração econômica da biodiversidade e que não pode ser confundida com as informações reveladas pelos preços de mercado, que são coerentes para avaliação dos benefícios e custos dos bens de natureza privada.

Cabe destacar que como qualquer outra teoria, existem limitações no processo de valoração econômica da biodiversidade com base na teoria econômica neoclássica.<sup>4</sup> Primeiro, a metodologia exige que as pessoas tenham a informação necessária sobre os benefícios da diversidade biológica e dos riscos e custos da sua perda. A incerteza sobre as consequências das escolhas, principalmente se elas estão situadas em um futuro longínquo dificulta o ordenamento das preferências. Os cientistas e especialistas estão alertando para os problemas oriundos do aquecimento global e da devastação dos biomas e isso de certa forma está influenciando o comportamento das instituições e do cidadão comum. No entanto, é importante aumentar o grau de confiança dessas informações para que ela possa influenciar de forma mais contundente as decisões a respeito da gestão dos recursos ambientais. Da mesma forma, é fundamental o papel da bioprospecção e da pesquisa científica na identificação do patrimônio genético que contribuirá para identificar as oportunidades econômicas na geração de emprego e renda.

Uma segunda questão que não está claramente definida refere-se ao nível de agregação da avaliação dos ecossistemas. Qual mais adequado: avaliar cada espécie da fauna e da flora separadamente ou levar em consideração todo o ecossistema? É necessário definir unidades de análise que: primeiro, tentem extrair informações de como os indivíduos percebem os elementos do ecossistema, o que pode envolver uma hierarquia de preferências em relação a esses elementos; e, segundo, compreendam o funcionamento e as ligações biológicas de todo o ecossistema. Esta não é uma tarefa fácil e exige a interdisciplinaridade de esforços entre os cientistas sociais e naturais.

Uma terceira limitação e que também tem relação com as outras duas refere-se aos problemas de decisão intertemporal. O instrumental utilizado requer que os custos e os benefícios de decisões que envolvam a biodiversidade sejam estimados a valor presente. O problema é que na balança entre os benefícios imediatos da exploração da biodiversidade e os custos incertos e de difícil previsão da destruição dos biomas, descontado a uma taxa de desconto, geralmente pesam em favor das gerações presentes em detrimento das gerações futuras. Em geral, os economistas ecológicos recomendam usar uma taxa de desconto de zero ou muito baixo, quando se refere a bens e serviços da biosfera, cuja demanda deve aumentar com a escassez futura.

Finalmente, qualquer análise de agregação de preferências dos indivíduos na sociedade embute um grau de arbitrariedade. No somatório dos benefícios e custos da exploração dos recursos naturais, todos devem receber o mesmo peso? As comunidades nativas devem ser ponderadas de forma mais significativa? Para resolver este problema é preciso que o método de valoração esteja respaldado por algum critério ético, de comportamento moral ou filosófico, abordado a seguir.

### 12.3. Os valores da natureza: uma contribuição da economia ecológica

Quais os limites da quantificação e da interação entre a economia e a natureza? Na economia ecológica considera-se que os padrões vigentes de consumo são insustentáveis

para um planeta finito. Esses limites são estreitados ainda mais a partir da apropriação humana indevida dos recursos da biosfera e do subsolo, levando a efeitos cumulativos e potencialmente catastróficos de mudanças climáticas; ruptura da camada de ozônio; degradação da terra e perdas de biodiversidade, entre outros.<sup>5</sup>

Isso ocorre porque “o homem tem apenas um objetivo: escolher para a sua própria vantagem; a natureza, pelo contrário, escolhe para a vantagem do próprio ser”.<sup>6</sup> Assim, um ativo da biodiversidade somente tem valor quando a sua utilidade é imprescindível para a manutenção da vida na Terra. Os seres humanos não possuem conhecimentos adequados para fazer julgamento sobre a procedência da existência das demais espécies.<sup>7</sup> Assim, estes valores geralmente não são revelados pelo mercado. Por seu turno, o preço significa que o recurso natural tem cotação no mercado, exibindo a conjugação de escassez e utilidade, assim como o contexto institucional para a realização de trocas. O valor não precificado nestes termos implica que o componente da natureza em questão é transcendente e metafísico, que existem outros princípios morais, éticos e espirituais que vão além do que as trocas econômicas entre seres humanos podem expressar nos mercados convencionais.

O conhecimento científico absorveu essa mensagem a partir da divulgação de que cerca de 1,4 milhão de espécies vivas de todos os tipos de organismos já foram catalogadas, e que o número absoluto de espécies oscila no intervalo de 5 a 30 milhões de organismos.<sup>8</sup> Apesar da aparente falta de escassez, a extinção das espécies é considerada uma perda em termos de valor intrínseco. E as extinções ocorrem na medida em que o *habitat* das espécies é comprometido pela transformação do mesmo pelos seres humanos. O valor da biodiversidade é maior do que a soma de suas partes, pois o acúmulo das espécies, os ecossistemas que os abrigam e os serviços gerados pelos mesmos individualmente e no seu conjunto significam que no caso dos ativos que estão no mercado os seus preços não refletem os seus valores, pois determinadas informações ainda não foram descobertas.

Juízo e atribuição de valores aos ativos da natureza podem ser vistos sob diversas perspectivas associadas com a economia ecológica.<sup>9</sup> Pela ótica biológica, os ativos naturais contribuem para um melhor entendimento de como a cadeia alimentar e a matriz de suprimentos interagem entre si, gerando uma completa proteção dos recursos da natureza. Os entes da natureza sobrevivem em completo estado de harmonia, cujo interrelacionamento denominamos de *simbiose*. Assim, a cadeia alimentar envolve herbívoros e plantas, parasitos e hospedeiros. As relações predador-presa, herbívoro-planta e parasito-hospedeiro são casos especiais de relações consumidor-recurso, que organizam as comunidades biológicas em uma série de “cadeias de consumidores”. Portanto, a comunidade biológica sobrevive de forma sistêmica por meio do mutualismo e da competição. O mutualismo se refere ao beneficiamento mútuo entre as espécies, e a competição ocorre quando diversas espécies procuram os mesmos recursos. Desta maneira, a cadeia alimentar se refere ao movimento simbiótico entre os seres em um dado ecossistema. Assim, as plantas captam energia do sol para produzir alimentos. Por seu turno, servem de alimento para os animais herbívoros e estes servem de alimento para os animais carnívoros. Com a morte dos animais, os seus corpos são decompostos pelas bactérias que retornam suas substâncias ao solo, a fim de que possam ser reaproveitadas pelas plantas. Pelo enfoque ecológico, a abordagem do valor fornece subsídios para a análise da capacidade de suporte e resiliência, assim como das ações de políticas públicas capazes de atenuar os efeitos da degradação e exaustão dos recursos naturais. Pela ótica da conservação de recursos naturais, o valor refere-se à defesa





do estoque em forma de capital natural, de modo que as gerações futuras possam usufruir os mesmos benefícios das gerações presentes. Além disso, a conservação do capital é analisada como função estratégica para os países, em que constitui-se como mecanismo de barganha nos processos de negociação. Como subsídio à gestão ambiental, o valor retrata a ética que deve prevalecer nas decisões públicas ambientais e servir de suporte para a formulação, acompanhamento e análise dessas políticas, pois a regra tradicional de análise de investimentos ainda está fundamentada na avaliação econômica de projetos, na qual a dimensão ambiental tem sido apenas recentemente considerada. Para refletir as distintas perspectivas na avaliação de opções para o desenvolvimento, May (1995) afirma que "... a estimação dos limites do ecossistema e a valoração dos custos e benefícios ambientais de caminhos alternativos de desenvolvimento requerem colaboração interdisciplinar para construir modelos para a previsão e construção de cenários alternativos".

Somente como exemplo para que o leitor possa entender a dimensão do problema do valor em ciências ambientais. Qual é o valor do Parque Nacional da Serra da Capivara? Este tipo de pergunta tem angustiado os pesquisadores em ciências ambientais, pois apenas uma parte do valor pode ser estimada em termos monetários, isto é, os valores relativos aos serviços prestados pelo Parque, tais como recreação ao ar livre, fornecimento de produtos que contribuem para a sobrevivência das populações nativas, fabricação de artesanatos, produção de mel etc. Não existem métodos que possam de *per se* (como se o recurso tivesse um valor puramente instrumental) avaliar o quanto vale um ativo natural, pois esses entes não têm cotação de preço no mercado convencional. Para contornar estas limitações, a economia ecológica lança mão de métodos alternativos, tais como avaliação multicritério e abordagens deliberativas que envolvem os atores sociais afetados por determinada mudança na qualidade ambiental, em esforços conjuntos para decidir a importância relativa das opções apontadas, não deixando tais decisões ao *trade-off* unicamente entre valores monetários conflitantes.

#### 12.4. Os métodos de valoração da biodiversidade

Apesar das críticas e das limitações, os economistas continuam usando a valoração dos ativos naturais, visando assim contribuir com a tomada de decisões. Um dos conceitos elaborados para apoiar este processo é o valor econômico total (VET) de um recurso natural. O VET compreende a soma dos valores de uso, do valor de opção e do valor de existência do recurso ambiental, este último algumas vezes também chamado de valor de não uso. Os valores de uso compreendem a soma dos valores de uso direto, valores de uso indireto e valores de opção. Os valores de uso indireto são aqueles advindos das funções ecológicas do recurso ambiental ou aqueles derivados de uso *ex-situ* ao ambiente do recurso. O valor de opção se relaciona à quantidade que os indivíduos estariam dispostos a pagar para manter o recurso ambiental para uso futuro. Isto é, não há uso, direto ou indireto no presente, mas poderá haver o uso no futuro. Em outras palavras, o valor de opção é a disposição a pagar de um indivíduo pela opção de usar ou não o recurso no futuro. O valor de existência ou valor de não uso de um recurso ambiental está relacionado à satisfação pessoal em saber que o ativo está intacto, sem que o indivíduo tenha vantagem direta ou indiretamente dessa presença.

A contaminação do meio ambiente acarreta perdas para os entes da natureza, atividades econômicas e manutenção ou melhoria do bem-estar humano, pois ocorrem mo-

dificações no processo produtivo, na saúde humana, alterações no *habitat* natural, na vegetação, no clima, na qualidade do ar, na vida animal, nos monumentos históricos e nas demais belezas da natureza.

Os impactos (cujos efeitos recaem sobre o meio ambiente natural, os quais modificam a cadeia alimentar da natureza e os valores hedônicos do capital natural) e as externalidades (cujos efeitos positivos ou negativos recaem sobre os seres humanos, melhorando ou piorando os seus bem-estares) constituem-se como matéria-prima para a valoração ambiental.

Deste modo, os métodos de valoração podem ser classificados em: a) métodos que se baseiam no mercado de bens substitutos (métodos do custo de recuperação e/ou reposição, método do custo de controle, método do custo de oportunidade, método do custo irreversível, método de custo evitado, método de produtividade marginal e método de produção sacrificada); b) métodos de preferência revelada (métodos do custo de viagem e de preço hedônico); c) métodos de preferência declarada (métodos de valoração contingente e *conjoint analysis*); d) método de função efeito (que relaciona causa e efeito de fenômenos ambientais por meio de uma função dose-resposta); e) métodos multicritérios (são técnicas de programação matemática úteis para avaliar cenários complexos e adversos com base em multiatributos ambientais) e, f) método de valoração de fluxos de matéria e energia (em que são avaliados os fluxos de matéria e energia entre os agentes econômicos e ambientais).

Cada uma destas técnicas é descrita nesta seção e algumas são elaboradas, em maiores detalhes, nos estudos de caso que seguem. Referências a fontes de leitura adicionais sobre estas técnicas estão fornecidas no final do capítulo.

##### 12.4.1. Métodos baseados no mercado de bens substitutos

O mercado é um local onde há uma constante interação de desejos e necessidades dos produtores (que buscam maximizar lucros) e dos consumidores (que maximizam bem-estar). Concomitantemente, outros entes influenciam a tomada de decisão no mercado, tais como o Estado (representado pelos poderes Executivo, Judiciário e Legislativo, os quais têm a incumbência de gerir os negócios do país, promover a justiça social e legislar para a defesa do bem comum, respectivamente) e as organizações do terceiro setor, que têm desempenhado um papel importante em defesa das diversas formas de vida na Terra. Além do que, essas organizações têm contribuído com informações que os agentes de mercado usam em suas tomadas de decisão. Porém, muitos ativos da natureza não têm cotação nos mercados tradicionais, por isso é comum estimar os preços desses recursos por meio de técnicas de mercado de bens substitutos.

Os bens substitutos são representados por aqueles que, havendo um aumento no preço de um bem, acarretam um aumento na demanda de um outro bem, dito substituto. A analogia com os mercados de bens substitutos facilita a estimação de forma simples e objetiva do preço do ativo ambiental, pois se entende que ao se consumir o bem substituto, o consumidor não perde bem-estar em relação ao bem consumido anteriormente.

##### *Método do custo de recuperação e/ou custo de reposição*

Entre os métodos de bens substitutos, o método de custo de reposição, como o nome sugere, consiste em se estimar o custo de repor ou restaurar o recurso ambiental danificado

de maneira a restabelecer a qualidade ambiental inicial. Esse método usa o custo de reposição ou restauração como uma aproximação da variação da medida de bem-estar relacionada ao recurso ambiental. Como exemplo, o gasto na recuperação da qualidade ambiental da baía de Guanabara, que foi alterada a partir do derramamento de óleo da Petrobras ocorrido em janeiro de 2000. O valor gasto com o tratamento da água e o monitoramento das características ecológicas da baía pode ser encarado como uma aproximação, em termos monetários, de uma parcela do custo social imposto pelo acidente. Além disso, outros custos podem ser considerados, tais como custos sociais decorrentes do acidente, como a produção pesqueira perdida, a limitação das atividades recreativas nas praias da região, o mal-estar provocado pelas imagens e notícias do acidente envolvendo a morte de animais e peixes, entre outros. O método de custos de reposição é de fácil aplicação, pois necessita de poucos dados e recursos financeiros, por não envolver pesquisa de campo.

#### *Método do custo de controle*

Outro método envolvendo valores substitutos é aquele que utiliza o custo de controle ou do custo evitado, referindo-se ao custo incorrido pelos usuários, *a priori*, para evitar a perda de capital natural. É o custo de investimento, cuja finalidade é melhorar a capacidade de resposta dos ativos naturais em decorrência dos efeitos da degradação, refletindo o investimento que deve ser feito no presente de modo a garantir o bem-estar das próximas gerações.

Este método vem sendo aplicado nas análises de tomada de decisão sobre problemas globais associados com a mudança climática.<sup>10</sup> Em vez de analisar quanto custa uma perda ambiental diretamente, pergunta-se o quanto pode custar no futuro, evitar no presente o investimento necessário para não incorrer no problema futuro. Estabelece-se desta maneira uma forma mais contundente para a tomada de decisão sobre quanto investir.

#### *Método do custo de oportunidade*

O método do custo de oportunidade refere-se ao custo do uso alternativo do ativo natural, sinalizando que o preço do recurso natural pode ser estimado a partir do uso da área não degradada para um outro fim, econômico, social ou ambiental. A base de cálculo para o preço do dano é usada como a melhor alternativa para o uso do recurso natural, pois além da perda de renda econômica, há também a restrição ao consumo e à privação de que outras espécies possam usufruir o recurso natural. Este método tem sido aplicado no contexto da floresta amazônica<sup>11</sup> usou o custo de oportunidade para estimar a captura de carbono e conservação da biodiversidade em sistemas de produção da agricultura familiar no nordeste do estado do Pará.

#### *Método do custo irreversível*

O método do custo irreversível é útil para se estimar o custo do recurso natural quando há um entendimento de que a despesa realizada no meio ambiente é irreversível. Do ponto de vista econômico um custo irreversível não pode ser considerado no processo de decisão empresarial, pois a atividade empresarial tem como pressuposto a geração de lucro e a cobertura tempestiva de custos, mas com o advento da causa ambiental esses custos têm sido considerados no processo de gestão, já que em muitos casos o mais importante é investir no ambiente degradado, independentemente se o ativo natural irá proporcionar

retorno econômico. Este método é usado por agentes públicos quando o interesse de governo é o de recompor o ambiente degradado ou no caso de iniciativas proporcionadas por agentes privados em sinal de benevolência ou compromisso com a causa ambiental.

#### *Método do custo evitado*

O método de custo evitado é útil para se estimar os gastos que seriam incorridos em bens substitutos para não alterar a quantidade consumida ou a qualidade do recurso ambiental analisado. O bem de mercado, substituto do recurso ambiental, não deve gerar outros benefícios aos indivíduos além de substituir o recurso ambiental analisado e deve ser um substituto perfeito do recurso ambiental, por exemplo, o custo com a compra de água potável quando o consumo da água de estuário é prejudicado por poluição. No caso da biodiversidade, poderia valorar o uso de uma erva medicinal para curar uma dor de cabeça, baseado no preço de um medicamento alopático (tylenol, aspirina), que não seria necessário comprar se tivesse acesso a um recurso da biodiversidade local. Este método não estabelece uma preferência, mas uma simples metáfora que pode suprir a necessidade de caracterizar o valor de bens ambientais que pode ser utilizada para auxiliar a tomada de decisões.

#### *Método de produtividade marginal*

O método da produtividade marginal é aplicável quando o recurso natural analisado é fator de produção ou insumo na produção de algum bem ou serviço comercializado no mercado, ou seja, este método visa achar uma ligação entre uma mudança no provimento de um recurso natural e a variação na produção de um bem ou serviço de mercado. Por exemplo, os custos e os níveis de produção de alguns produtos agrícolas podem ser afetados pela redução da qualidade do solo — propriedades físicas e químicas — afetado pelo aumento da poluição atmosférica. Os efeitos dessa mudança nos custos e na quantidade da produção agrícola serão observados pelo mercado. Uma vez identificada variação na produção provocada pela variação na qualidade ambiental do solo — que por sua vez foi afetada pelo recurso ambiental poluição atmosférica —, pode-se utilizar o preço de mercado do produto agrícola em análise e a quantidade que deixou de ser produzida para obter uma parcela do dano ambiental causado pela poluição atmosférica.

#### *Método de produção sacrificada*

A teoria do capital humano supõe que uma vida perdida representa um custo de oportunidade para a sociedade equivalente ao valor presente da capacidade de gerar renda deste indivíduo. Logo, no caso de morte prematura, este valor presente representaria a renda ou a produção perdida. Esta abordagem também pode ser utilizada em casos onde há riscos ambientais associados à saúde humana que não necessariamente levem à morte de indivíduos da população afetada. Por exemplo, quando indivíduos afetados pela poluição do ar ou da água ficam doentes estima-se uma aproximação de preços desses danos à saúde (morbidade) por meio da produção sacrificada desses indivíduos no mercado de trabalho. Este método é criticado, pois além da elevada sensibilidade a taxas de desconto, em geral é aplicado com dados demográficos, conseqüentemente usa valores médios e não considera as preferências das pessoas e suas percepções de risco ambiental. Um outro exemplo é o caso da produção sacrificada dos motoristas que trafegam nas rodovias federais brasilei-



ras<sup>12</sup> conduzindo cargas com produtos químicos. Os acidentes de trânsito envolvendo cargas químicas perigosas têm sido mais frequentes e conduzido a óbito muitos motoristas, os quais deixam de contribuir em termos econômicos para a formação do Produto Interno Bruto do Brasil.

#### 12.4.2. Métodos de preferência revelada

Os métodos de preferência revelada baseiam-se na teoria do comportamento do consumidor, a qual fundamenta as escolhas dos consumidores nos mercados econômicos. Podem ser classificados em dois métodos distintos: o método do custo de viagem (o qual avalia o comportamento do consumidor por recreação em ativos naturais) e o método de preço hedônico (que se refere a uma curva de demanda por residências ou salários em decorrência de atributos ambientais e/ou socioeconômicos).

##### *O método do custo de viagem*

Em 1949, o economista americano Harold Hotelling escreveu uma carta ao diretor do Serviço Nacional de Parques dos Estados Unidos, sugerindo que os custos incorridos pelos visitantes dos parques poderiam ser usados como uma medida de valor de uso recreativo dos parques visitados. Esta foi à ideia original do método de custo de viagem.

O método de custo de viagem estima o preço de uso de um ativo ambiental por meio da análise dos gastos incorridos pelos visitantes ao local de visita. É um método de pesquisa que, em geral, utiliza questionários aplicados a uma amostra de visitantes do lugar para coletar dados sobre a origem do visitante, seus hábitos e gastos associados à viagem. Cada visita ao lugar de recreação envolve uma transação implícita, na qual o custo total de viajar a esse lugar é o preço que se paga para utilização dos serviços recreativos do parque, praia, lago etc. Por hipótese, para usar os serviços recreativos de um lugar, os indivíduos têm que se deslocar de diferentes pontos de origem ou zona até esse lugar de recreação e os custos envolvidos nesse deslocamento são parte significativa do preço pago pelo indivíduo para visitar o local. Em geral, o método de custo de viagem é utilizado na abordagem por zona ou na abordagem individual. A abordagem por zona do método de custo de viagem caracteriza-se pela hipótese de homogeneidade entre os indivíduos moradores de uma mesma região ou zona, ou seja, os visitantes de um lugar de recreação têm as mesmas características socioeconômicas que um visitante padrão ou médio oriundo da mesma zona. Com os dados disponíveis, estima-se uma curva de demanda por visitas recreativas relacionando-se os custos médios de viagem por zona e as variáveis socioeconômicas com as taxas de visitas por zona. Uma vez estimada a curva de demanda por visitas recreativas, calcula-se o excedente do consumidor obtido no período estudado. Algumas hipóteses implícitas ao modelo de custo de viagem por zona devem ser discutidas. Admite-se que os indivíduos residentes em zonas mais distantes do sítio recreativo visitam menos este local, não havendo a possibilidade de troca entre número de visitas e estadias mais prolongadas no local de recreação.

Na abordagem individual do método de custo de viagem estima-se uma curva de demanda por visitas ao recurso analisado a partir do custo de viagem de cada indivíduo — variável preço — e do número de visitas que cada indivíduo realizou no período analisado — variável quantidade.

Existem vários problemas associados com a aplicação do método de custo de viagem, por exemplo, merecem atenção a questão do destino múltiplo na mesma viagem; o trata-

mento do custo de oportunidade do tempo gasto para uma visita recreativa; a escolha de sítios substitutos ao local analisado; o tratamento do congestionamento como atributo de qualidade do sítio estudado e a forma funcional da curva de demanda por visita recreativa.

Por outro lado, o método de custo de viagem é uma ferramenta útil para produzir estimativas do valor de uso recreativo associado a lugares de recreação, sendo metodologicamente consistente com a teoria de ciências ambientais; é de fácil aplicação para produzir curvas de demanda por visitas recreativas ao sítio analisado. A partir da demanda, é possível estimar a elasticidade-preço da demanda por visitas recreativas. Com isso, o gestor de um recurso ambiental — unidades de conservação, por exemplo — pode aprimorar suas ações de gestão simulando variações desses custos e prevendo os impactos no fluxo de visitas e na geração de receitas. Com aplicação em recreação, Strong (1983) usou este método para estimar os benefícios proporcionados por locais de pesca desportiva no estado americano do Oregon. No Brasil, Grasso *et al.* (1995) utilizaram o custo de viagem para avaliar os benefícios de visitantes aos manguezais das cidades paulistas de Cananeia e Bertiooga.

##### *O método de preço hedônico*

O método de preço hedônico\* estima um preço implícito com base em atributos ambientais característicos de bens comercializados em mercado, por meio da observação desses mercados reais nos quais os bens são efetivamente comercializados. Os dois principais mercados hedônicos são o mercado imobiliário (método de valor de propriedade) e o mercado de trabalho (método de salário de compensação). Primeiramente, estima-se uma função de preço hedônico, onde o valor do bem de mercado é a variável dependente e as variáveis explicativas são as características que determinam este preço, incluindo-se a característica ambiental a ser analisada. Em seguida calculam-se preços implícitos para a variável ambiental de interesse, finalmente estimamos a curva de demanda pelo recurso ambiental empregando-se os preços marginais calculados a partir da função hedônica, em uma estimativa da função de disposição marginal a pagar. Algumas hipóteses são implícitas ao método de preço hedônico, destacando-se que os indivíduos podem perceber mudanças na qualidade ou quantidade ofertada do atributo ambiental e que o mercado analisado é competitivo, está em equilíbrio e existe informação perfeita. A fim de avaliar o efeito da poluição do ar em cidades selecionadas dos EUA, Pearce e Markandya<sup>13</sup> usaram este método para estimar os preços de residências em função do aumento dos níveis de enxofre.

#### 12.4.3. Métodos de preferência declarada

Os métodos de preferência declarada baseiam-se nas preferências dos consumidores ou usuários de recursos naturais, e utilizam mecanismos de eliciar escolhas por meio de técnicas de questionários. O método de valoração contingente é usado para eliciar escolhas a partir do desenho de um mercado hipotético; o método de *conjoint analysis* é útil para avaliar escolhas relativas do consumidor a partir de uma função utilidade ponderada; o método de análise de correspondência descreve relações entre duas variáveis nominais em uma tabela de correspondência e o método de regressão de Poisson, que é usado para se es-

\* Este nome é uma referência ao Hedonismo, corrente filosófica ou doutrina que considera que o prazer individual e imediato é o único bem possível e princípio e fim da vida moral.



timar o valor esperado de uma função quando a variável dependente assume uma pequena quantidade de valores, é não negativo e se refere a uma contagem.

### O método de valoração contingente

O método de valoração contingente consiste na utilização de pesquisas amostrais para identificar, em termos monetários, as preferências individuais em relação a bens que não são comercializados em mercados. São criados mercados hipotéticos do recurso ambiental — ou cenários envolvendo mudanças no recurso — e as pessoas expressam suas preferências de disposição a pagar para evitar a alteração na qualidade ou quantidade do recurso ambiental.\* Na estimação da DAP e da DAC um dos métodos utilizados é o de valoração contingente, o qual desenha um mercado hipotético para a provisão de um recurso natural a partir do esboço de cenário ambiental, no qual estão citadas as condições de preservação desse recurso e as consequências da degradação ambiental. Este é o único método capaz de captar os valores existenciais dos recursos naturais, portanto é o mais adequado para avaliar monetariamente os valores dos ecossistemas conforme as preferências dos indivíduos. No entanto, para que a avaliação contingente produza resultados confiáveis é necessária a formulação criteriosa da metodologia da pesquisa e dos questionários a serem aplicados.

Há vários problemas metodológicos relacionados ao método de valoração contingente relatado pela literatura. O *viés estratégico* está relacionado fundamentalmente à percepção dos entrevistados acerca da obrigação de pagamento e às suas perspectivas quanto à provisão do recurso em questão. O *viés hipotético está relacionado com o comportamento dos indivíduos*, que podem entender que não pagarão, visto que se trata apenas de simulações. O *viés da informação* refere-se à interferência da informação fornecida no cenário hipotético na resposta recebida e o *viés do entrevistador está relacionado* à forma como ele se comporta. O *viés do instrumento de pagamento* existe quando os indivíduos não são totalmente indiferentes em relação ao veículo de pagamento associado à disposição a pagar. Com o intuito de propor procedimentos e técnicas econométricas que tratem o máximo de vieses e, assim, dar maior credibilidade ao método de valoração contingente, o governo dos EUA organizou o Painel NOAA\*\* (*National Oceanic and Atmospheric Administration*). Este método é o mais usado de todas as metodologias referenciadas pela literatura de valoração, pois já somam mais de 2.000 pesquisas publicadas. O Instituto de Pesquisa Florestal da Dinamarca patrocinou um estudo, o qual foi conduzido por Dubgaard, 1998, cujo objetivo era avaliar a disposição dos residentes naquele país em pagar para terem acesso às florestas da Dinamarca. Hinman<sup>14</sup> realizou um estudo para analisar o quanto às famílias de Washington, Oregon, Idaho e parte de Montana estavam dispostas a pagar para evitar a produção de energia específica (construção de hidroelétricas, exploração de combustíveis fósseis e usinas nucleares).

\* Alternativamente, podemos perguntar ao indivíduo sobre sua disposição a aceitar (DAC) alterações no recurso ambiental. Na teoria, não deve fazer diferença eliciar a DAC ou a DAP, mas, na prática, quem tem a opção de receber sempre a valoriza mais do que quem teria de pagar. Essa alternativa tende a obter valores mais altos da preferência individual porque o sujeito não está limitado por uma restrição orçamentária, como acontece quando solicitamos sua disposição a pagar.

\*\* Após o derramamento de óleo bruto do petroleiro *Exxon Valdez*, no Alasca, o governo norte-americano aplicou o método de valoração contingente com o objetivo de avaliar os danos e obrigar a *Exxon Corporation* a indenizar suas vítimas.

### O método de conjoint analysis

No método de *conjoint analysis*, ou de análise conjunta, os indivíduos recebem um conjunto de cartões, cada qual descrevendo uma situação diferente ou de alternativas hipotéticas com respeito ao recurso ambiental e outras características que seriam argumentos na função utilidade do entrevistado. Como, por exemplo, o nível de congestionamento e a taxa de admissão de um parque. As pessoas são chamadas a organizar seus cartões em ordem de preferência e os valores relativos aos recursos podem ser inferidos a partir de um ranqueamento, utilizando-se as taxas marginais de substituição entre qualquer das características e o recurso ambiental. Se algum dos outros bens ou características tiver preço de mercado, então é possível calcular a disposição a pagar do entrevistado pelo recurso ambiental. Esse método é aplicável em situações onde o cenário hipotético poderia ser pouco compreendido pelos entrevistados — comunidades com pouca ou nenhuma inserção na economia de mercado, como indígenas, por exemplo. A lógica para sua utilização é que as pessoas teriam mais facilidade em expressar suas preferências por meio da ordenação de bens e serviços usuais nos seus cotidianos do que em termos monetários.

O estudo de Baarsma (2003) descreve a aplicação de *conjoint analysis* nos Países Baixos, cuja área é uma reserva natural que foi degradada logo após a construção de um novo conjunto residencial. O objetivo é avaliar os valores da área verde e de recreação a partir das preferências de respondentes, os quais fizeram as suas opções com base em cartões de escolhas.

#### 12.4.4. O método de função efeito

O método de função efeito se refere à estimação de uma função dose resposta, a qual fornece uma relação de causa e efeito de fenômenos, especialmente os relacionados ao meio ambiente. O método estabelece uma relação entre o impacto ambiental (como resposta) e alguma causa desse impacto, por exemplo, a poluição (como dose). A técnica é usada onde a relação dose-resposta entre alguma causa de danos e efeitos ambientais são conhecidos. Por exemplo, efeitos da poluição do ar nos gastos com saúde, na taxa de mortalidade de uma cidade, no patrimônio histórico, nos ecossistemas aquáticos etc. Este método foi usado por Lave e Seskin<sup>15</sup> para estudar os efeitos da poluição do ar nas taxas de mortalidade.

#### 12.4.5. Métodos multicritérios

A análise multicritério tenta reconciliar a abordagem neoclássica e a ecológica, no tocante à mensuração de valores para a biodiversidade e assim avançar no objetivo de conseguir unidades comuns de avaliação. Este método busca incorporar as múltiplas visões e dimensões de valores atribuídos à biodiversidade. Com isso objetiva-se reunir um grande número de dados, relações, fatos e julgamentos das diversas correntes científicas envolvidas nesse complexo processo de valoração da biodiversidade. Este método reconhece os problemas de incertezas, ausência de informações e incomensurabilidade que são levantados por estudiosos (ver sugestões de leitura).

A teoria de utilidade multiatributo baseia-se em uma função de valor composta por um conjunto de alternativas que o tomador de decisão deseja avaliar, as quais podem ser agregadas por critérios ou atributos. Assim, o tomador de decisão é capaz de identificar as alternativas discretas para serem avaliadas juntamente com um critério hierárquico de es-



colha. Embora aplicada em muitas decisões, apresenta grande risco em razão dos axiomas envolvidos no seu processo de elaboração. O método consiste em escolher uma alternativa de um leque de proposições viáveis, que melhor satisfaça o resultado esperado dentro de uma escala de valoração.

Já o método de análise hierárquica divide o problema em níveis crescentes de posicionamento, determinando de forma objetiva cada uma das alternativas propostas, as quais são classificadas em ordem de prioridade. De posse da classificação hierárquica o pesquisador faz uma comparação, em pares, de cada elemento de um mesmo nível hierárquico, e assume as suas preferências entre os itens comparados.

Por fim, os métodos multicritérios têm obtido aceitação em trabalhos de valoração, em que a complexidade do ativo que está sendo avaliado é revertida em valores diversos, tais como visões ecológicas distintas, usos múltiplos do ativo a ser avaliado, entendimento político sobre o assunto, compromissos e julgamentos de valor quanto ao aspecto ambiental e modos de enxergar a problemática ambiental diante dos desafios da preservação/conservação ambiental.

#### 12.4.6. Método de valoração do balanço dos fluxos de matéria e energia

A proposição deste método é integrar à valoração ambiental os princípios de economia ecológica. A valoração de insumo-produto<sup>16</sup> baseia-se na construção de uma matriz de balanço de materiais, a qual retrate o intercâmbio constante entre os diversos setores que consomem e produzem ativos e serviços ambientais. Neste contexto, Jeppesen, Folmer e Komen (1999) e Hufschmidt *et al.* (1983) descrevem os fluxos micro e macroeconômicos que podem ser usados para avaliar o estresse ambiental.\*

De modo didático vamos analisar a seguinte situação: o setor agrícola fornece matéria-prima para a indústria extrativa, e esta fornece materiais para outros setores de atividade. A indústria de manufatura recebe produtos do setor agrícola e abastece outros setores de atividade econômica. Assim, há uma troca permanente de materiais, serviços e energia entre os setores, a qual é caracterizada por um sistema de *input* (insumo que um setor fornece para um outro setor) e *output* (saída de produto/serviço de um setor para outro setor). Na análise de insumo-produto, os insumos são as entradas do sistema, os quais são trabalhados e saem na forma de produtos/serviços. Isso permite avaliar a produção, o consumo, as externalidades e as pressões de exploração sobre os recursos naturais. Essas relações são mais bem avaliadas por meio de um balanço de matéria, em que o fluxo de insumo, processamento, demanda e produção são analisados.

#### 12.5. Aplicação dos métodos de valoração ambiental da biodiversidade no Brasil

Os métodos de valoração ambiental têm sido aplicados de forma ampla e variada. Os estudos recentes desenvolvidos no Brasil comprovam a eficácia destes métodos na avaliação dos valores dos ativos ambientais representativos da biodiversidade nacional. Não se pretende ser exaustivo na quantidade de estudos apresentados nesta seção, mas a ideia é

comentar vários artigos que foram publicados na literatura e que são representativos dos métodos de valoração ambiental, com particular ênfase na biodiversidade.

Neste sentido, Motta *et al.* (2007) aplicaram o método de valoração contingente para estimar a disposição a pagar para manter a qualidade da água dos moradores do Distrito Federal que recebem abastecimento de água do sistema das barragens de Santa Maria e Torto, que estão situadas no complexo natural do Parque Nacional de Brasília. O lago Santa Maria enfrenta um processo crescente de degradação em razão da ocupação desordenada de áreas próximas as suas nascentes e margens. A construção de casas e barracos clandestinos gera a produção de dejetos que se acumulam nas proximidades do lago e deterioram a qualidade da água extraída para abastecimento de parte da população do Distrito Federal. Foi realizada uma pesquisa com *survey*, em uma amostra de 400 domicílios, com o objetivo de avaliar os serviços ambientais fornecidos pelo Parque Nacional de Brasília, especialmente os benefícios auferidos pelos usuários pela utilização da água extraída do Parque. Este método permite que seja desenhado um mercado hipotético para a provisão de um recurso natural a partir do esboço de um cenário ambiental, no qual estão citadas as condições de preservação do recurso água.

A disposição a pagar estimada pela preservação da água relacionou-se diretamente com o nível de consumo, a renda, o nível de escolaridade e a idade do consumidor. A disposição a pagar pela conservação da água foi mais fortemente influenciada pelos níveis de consumo e idade do consumidor, onde os valores das elasticidades encontradas foram maiores. Isto reflete os benefícios auferidos e a percepção dos usuários quanto à importância de se melhorar a qualidade da água evitando danos ambientais ao lago Santa Maria. Além disso, foram estimados os preços que devem ser considerados na cobrança da água para consumidores nas diferentes regiões pesquisadas no Distrito Federal a partir das estimativas do excedente do consumidor, o que permitiu a estimativa de R\$0,04 por metro cúbico de água captada. Os resultados desta avaliação serviram de base para aplicação da contribuição financeira paga pela companhia de saneamento ambiental do DF pela captação de água em uma área de conservação, conforme previsto no artigo 47, da Lei nº 9.985, que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação — SNUC.

Young *et al.* (2007) avaliaram os serviços ambientais proporcionados pela manutenção da cobertura florestal e da consequente biodiversidade no estado do Mato Grosso por meio do método de custos evitados. Os autores optam por centrar o estudo em Mato Grosso devido ao fato de que este estado tem se destacado pela significativa expansão da fronteira agropecuária, especialmente na pecuária bovina de corte e no cultivo da soja. Segundo os autores, as elevadas taxas de desmatamento são explicadas pelas políticas históricas de incentivos econômicos diretos e indiretos que estimulam atividades predatórias e pela precariedade e insuficiência das ações de monitoramento, comando e controle ambiental. Além disso, o estudo defende a tese de um novo marco conceitual destinado a reduzir o desmatamento na Floresta Amazônica. A ideia é implementar mecanismos de compensação financeira para políticas de conservação, recuperação e adequação de atividades econômicas sustentáveis, abrangendo terras privadas e públicas. No caso específico, os incentivos financeiros estariam associados à redução das emissões de carbono proporcionadas pelo desmatamento evitado. Para alcançar este objetivo seria necessário estimar o custo de oportunidade do uso da terra como *benchmark* para avaliar os serviços ambientais representativos do enorme escopo de bens e serviços de interesse direto ou indireto

\* Os autores apresentam uma revisão de estudos empíricos sobre regulação e comércio internacional, nos quais foram usados o enfoque de Leontief.

do ser humano, mas que não necessariamente se revertem em benefícios financeiros aos controladores diretos ou indiretos desses serviços. Estes incentivos seriam direcionados aos estados, que são os agentes responsáveis pela gestão das florestas (Lei nº 11.284/2006) e aos atores sociais conservacionistas (povos tradicionais, indígenas e pequenos agricultores). O estudo concluiu que no estado de Mato Grosso a rentabilidade da soja é bastante variável, com áreas com elevados e baixos retornos financeiros. O importante é que existem extensas áreas, nas quais o custo de oportunidade é baixo, em razão da menor produtividade. Portanto, as estimativas de custo para compensar o desmatamento evitado em áreas de florestas no período de 2003-2005 seriam de US\$ 4,89 por tonelada de carbono. Os autores ressaltaram que a estratégia de pagamento por serviços ambientais deveria ser complementar aos instrumentos tradicionais de regulação, tais como padrões de emissões, licenciamentos, e demais mecanismos de comando e controle.

Utilizando o mesmo princípio do Pagamento dos Serviços Ambientais (PSA), Young *et al.* (2007a) estimam o custo de oportunidade da atividade pecuária do estado do Amazonas, considerado o principal fator de pressão para o desmatamento neste estado. A exemplo do caso do estado de Mato Grosso, o estudo mostra a existência da viabilidade financeira para se estabelecer um programa de compensação por serviços ambientais, tendo por base as estimativas do preço internacional do carbono. Na realidade, os autores mostram que a preços muito baixo da tonelada de carbono, por exemplo, US\$1,74/tC, é possível reduzir em 52% as emissões geradas nas áreas de pastagens com rentabilidade média em torno de R\$ 40/ha/ano. A um preço de US\$2,02/tC a totalidade das emissões poderiam ser evitadas, o que implicaria um valor de US\$132 milhões para impedir a circulação na atmosfera de 65 milhões de toneladas de carbono. (Veja VEIGA e MAY neste volume para uma maior discussão sobre a compensação de serviços ambientais.)

No estudo de Alburquerque *et al.* (2007) foram estimados os impactos dos ativos ambientais sobre o preço dos imóveis na cidade de Recife utilizando o método de preços hedônicos. A motivação dos autores reside no fato de que a ocupação urbana de Recife, sobretudo após os anos 1920, não considerou a preservação dos recursos naturais. Por exemplo, ecossistemas frágeis (mangues, matas e estuários) foram transformados em áreas urbanas; e alagados, margens de rios e canais foram ocupados. A consequência deste processo de degradação foi o aumento das enchentes na cidade, motivada principalmente pela impermeabilização do solo. Além do que a pesquisa avalia se a proximidade do imóvel de algum recurso natural afeta o preço do mesmo. A hipótese inicial é que exista uma relação positiva entre proximidade e preço. O preço do imóvel é considerado uma variável dependente da estrutura da residência (área, idade, número de quartos e banheiros, existência de garagem etc.), localização do imóvel, renda média do bairro, distância do bairro ao centro da cidade e variáveis ambientais, que são representadas pela proximidade (até 500m de distância) de áreas verdes (reservas florestais, bosques e parques) e proximidade de corpos d'água (rios, lagos, lagoas e mar). O método de preço hedônico permitiu estimar a disposição a pagar dos habitantes recifenses pelos atributos ambientais implícitos no preço dos imóveis. Os resultados confirmaram uma relação positiva entre o preço das habitações e a proximidade dos recursos naturais, indicada pela disposição a pagar de 13% a mais para imóveis próximos às áreas verdes e de 9% a mais para residências que estão próximas aos corpos d'água.

Outra área que demanda estudos de valoração econômica e que ainda é pouco explorada no Brasil refere-se aos serviços prestados pela polinização, ou seja, são os serviços

prestados por entes da biodiversidade. Em ciências ambientais, a polinização\* é um exemplo clássico de externalidades positivas. Meade (1952) defendeu o pagamento por parte dos produtores de maçãs aos apicultores pelos benefícios proporcionados pelas abelhas na produção de maçãs. É possível avaliar os efeitos positivos da atividade da apicultura sobre os pomares de maçãs, então eles poderiam negociar contratos de forma a internalizar estes efeitos positivos. Tudo isso dependeria de reduzidos custos de transação nessa negociação.<sup>17</sup> No entanto, hoje é sabido que os efeitos benéficos da polinização vão além do aumento da produção agrícola e da qualidade dos frutos obtidos. Segundo Imperatriz-Fonseca (2004): "A polinização é essencial para a reprodução sexuada das plantas e, na sua ausência, a manutenção da variabilidade genética entre os vegetais não ocorre."

O trabalho de Pereira *et al.* (2007) é pioneiro em estimar os serviços de polinização prestados pelas abelhas mamangava (*xycolopa sp.*) no cultivo do maracujá-amarelo (*passiflora edulis f. flavicarpa deg.*). As abelhas mamangavas apresentam características distintas de outras espécies de abelhas: são solitárias e não produzem mel. Essa espécie é o principal agente de polinização do maracujá-amarelo e presta relevantes serviços de polinização nas culturas de abóbora, goiaba e tomate. Além da polinização na agricultura, as mamangavas também geram esses benefícios para diversas espécies vegetais de flora nativa. Neste caso, a atividade agrícola e a preservação de fragmentos de mata nativa são *habitats* complementares e harmoniosos ambientalmente, que geram benefícios mútuos com aumento da renda dos agricultores e conservação da biodiversidade. A presença das mamangavas em áreas próximas à produção do maracujá-amarelo aumenta a produtividade da cultura e reduz o custo para os agricultores na realização de atividades manuais de polinização. Por outro lado, os produtores têm o incentivo de manter áreas de vegetação nativa para que as abelhas nidifiquem e também possam encontrar alimentos nos períodos em que a floração do maracujá está paralisada temporariamente.

Assim, estimaram o valor econômico dos serviços da polinização utilizando uma amostra de três propriedades rurais situadas em Minas Gerais por meio do método de custo evitado combinado com o método de verossimilhança. Na ausência das abelhas mamangavas seria necessária a adoção da polinização manual, dado que as flores do maracujá-amarelo não se autofecundam. Portanto, os autores decidiram utilizar o valor dos salários de trabalhadores contratados para polinização manual como variável *proxy* do valor dos serviços prestados pelas mamangavas. O valor estimado para as três propriedades, correspondente a três anos de cultivo, alcançou R\$28.475,80 a preços de junho de 2007. Vale ressaltar que este valor econômico está subestimado, já que computa apenas o valor de uso direto, não abrangendo os valores de uso indireto, de opção e de existência proporcionados pela polinização das mamangavas, isto é, não foram internalizados na estimativa os valores biológicos e ecológicos.

Serra *et al.* (2004) aplicaram o método de valoração contingente para avaliar o quanto os visitantes da Estrada Parque Pantanal estão dispostos a pagar como pedágio para trafegar na sua extensão de 120 km. A região é rica em biodiversidade, pois já foram catalogadas 720 espécies de aves, 89 de mamíferos, 230 de peixes e 52 espécies de répteis. Além do que,

\* A polinização pode ser realizada por agentes abióticos, vento e água, ou agentes bióticos, tais como aves, morcegos, abelhas, besouros, vespas, dentre outros. As abelhas se destacam pela capacidade de realizar a polinização cruzada, porque coletam pólen e néctar para alimentar sua prole (Pereira, *et al.*, 2007).



por está localizada no Pantanal Matogrossense do Sul, é importante economicamente para Brasil, Bolívia e Paraguai, formando uma área de transição entre a Floresta Tropical Amazônica, o cerrado e os campos abertos do sul, constituindo-se em na bacia hidrográfica do rio Paraguai, o qual tem como afluentes os rios São Lourenço, Cuiabá, Taquari, Negro, Miranda e Aquidabã. A região é frequentemente visitada por turistas (que vão em busca de recreação e apreciação às belezas locais), pescadores (artesanais e amadores) e produtores locais. A modelagem contingente permitiu estimar os preços médios de pedágio para os turistas em R\$10,43, de R\$8,43 para os produtores e de R\$6,04 para a subamostra de pescadores.

Ortiz e Motta (2000) usaram o método do custo de viagem para analisar a demanda por turismo no Parque Nacional do Iguaçu (PNI). O PNI é um dos principais atrativos turísticos do mundo, tem um significativo fluxo anual de visitantes em torno de 800.000 pessoas, sendo que quase metade vem do exterior. Por meio de dados de pesquisas de demanda turística realizada em Foz do Iguaçu, observou-se que um número significativo de pessoas visitou a cidade de Foz do Iguaçu com vários objetivos e aproveitou para visitar o Parque Nacional do Iguaçu com suas cataratas. Há a possibilidade de realização de compras em Cidade do Leste (Paraguai), cidade vizinha a Foz do Iguaçu que goza de facilidades para o comércio de produtos estrangeiros. Também há muitos visitantes que chegam à cidade para eventos (seminários, feiras, exposições etc.) ali realizados em função do grande número de bons hotéis. Existem outras atrações turísticas na cidade que são bastante procuradas, como o Lago e a Usina da Hidroelétrica Itaipu Binacional. Essas características exigem a aplicação de um modelo de valoração econômica ambiental — custo de viagem — que trate a questão do destino múltiplo na demanda turística por visitas ao PNI. O valor de uso recreativo anual calculado a partir dos gastos dos visitantes entrevistados variou entre US\$12 e US\$34 milhões, sendo que o valor obtido por meio do modelo proposto incorporando o tratamento do problema dos destinos múltiplos foi de US\$28 milhões.

Para Oliveira (1997), a alta concentração populacional e de atividades produtivas nos grandes centros urbanos tem gerado uma série de problemas de difícil solução, como a poluição do ar atmosférico na cidade de São Paulo. O objetivo deste estudo é mensurar o custo da poluição atmosférica na cidade de São Paulo com base na técnica de preços hedônicos, avaliando-se o efeito da poluição atmosférica sobre o valor de imóveis novos na cidade. A ideia é que o preço de mercado de um imóvel deve depender das qualidades desse imóvel, uma vez que essas qualidades afetam tanto o custo de produção do mesmo quanto o preço que os consumidores estão dispostos a pagar por ele. Algumas qualidades são independentes da região onde o imóvel se localiza — área, número de cômodos, vagas na garagem etc. Já outras qualidades são determinadas pela localização do imóvel, como a acessibilidade ao transporte, as características da vizinhança e a poluição do ar. Para o cálculo da função de preços hedônicos foram utilizados três grupos de variáveis que potencialmente afetam os preços dos imóveis novos em São Paulo: as características que podem ser determinadas pelo produtor independentemente da região onde o imóvel se localiza; características referentes à região onde está o imóvel — criminalidade, escolas, poluição atmosférica etc. —; características locais — distância e tempo de acesso a centros de trabalho e lazer. Os resultados obtidos indicam que uma redução de 10% na média anual geométrica de concentração de partículas inaláveis provocaria uma elevação entre US\$3.735 e US\$11.037 no valor dos imóveis de São Paulo, conforme a forma funcional da função de preços hedônicos considerada.

Conforme Adams (2008), a Mata Atlântica brasileira é internacionalmente reconhecida como uma das florestas tropicais mais biodiversas e uma das mais ameaçadas do planeta. A Mata Mesófila Semidecídua está entre os biomas mais fragmentados e ameaçados do Domínio Mata Atlântica. O maior remanescente deste bioma (35.000 ha) é protegido pelo Parque Estadual Morro do Diabo (PEMD), localizado no Pontal do Paranapanema, estado de São Paulo. Apesar de sua importância ambiental, o parque sofre com pressões político-econômicas e demográficas. O método de avaliação contingente foi utilizado para estimar a DAP da população pela conservação do PEMD e do total de remanescentes da Mata Atlântica do estado de São Paulo. Os resultados apresentaram uma alta frequência de DAPs nulos e votos de protesto. Mesmo assim, a população está disposta a pagar R\$7.080.385,00/ano (US\$2.113.548,00/ano) pela conservação do PEMD (valor de uso e existência), ou R\$2,30/ha/ano (US\$60,39 ha/ano) e R\$2.981.215,00/ano (US\$889,915,00/ano) pelo remanescente da Mata Atlântica. Os resultados indicam que o valor de preservação está fortemente associado à capacidade de pagamento da população, sendo crescente com o nível de renda. A pesquisa qualitativa mostrou que a população dá uma grande importância às unidades de conservação, sugerindo um potencial para políticas públicas ambientais que envolvam a população e para o trabalho voluntário em organizações não governamentais. Por outro lado, a valoração do PEMD demonstrou a defasagem que existe entre o orçamento destinado pelo governo ao parque em relação ao valor desejado pela população.

No estudo desenvolvido por Rivas, Casey e Kahn, em abril de 2003, em uma extensão de 400 km ao longo da calha do rio Solimões/Amazonas, o método de preferência declarada de *conjoint analysis* foi aplicado com o objetivo de avaliar economicamente a disposição dos ribeirinhos em aceitar a convivência com riscos de derramamento de óleo, cujos atributos para escolhas foram: chance de acontecer vazamento de óleo; tamanho do vazamento; contaminação da água e medidas de compensação (gasolina e diesel, educação e saúde). O estudo permitiu estimar o preço anual de R\$2.112,00 *per capita* como compensação para que a população local aceite um risco de derramamento de óleo a cada três anos e de R\$1.475,00 a cada cinco anos, em vez de a cada 10 anos. O experimento demonstrou o quanto os ribeirinhos da Amazônia estão dispostos a aceitar, em termos monetários, para conviver com o risco de vazamento de petróleo. Além disso, a pesquisa serviu como um alerta para a Petrobras no sentido de prevenção contra riscos ambientais, tais como inclusão no sistema de seguro contra risco e como subsídio para a gestão dos recursos naturais da Amazônia.

## 12.6. Conclusões e perspectivas

A mensuração das externalidades e de impactos ambientais fornece o suporte necessário para a avaliação de projetos de investimentos. No anacronismo econômico ainda persiste a ideia de análise de projetos somente pela ótica financeira, ou seja, da taxa interna de retorno, do *payback* descontado e do valor presente líquido, não levando em conta benefícios e perdas para a sociedade e custos para o meio ambiente.

Como afirma Burszty (2001) “é preciso fortalecer os canais que permitam o envolvimento da sociedade nas decisões públicas”, pois projetos, planos ou ações de políticas públicas de grande impacto causam em muitos casos efeitos praticamente irreversíveis. Por isso, é premente, em momentos de propagação de investimentos em infraestrutura,

especialmente os energéticos, que a sociedade organizada tenha condição de se manifestar, acompanhando os estudos propostos e avaliando os seus danos e geração de passivos ambientais.

O objetivo da valoração ambiental é estimar um sinal de preço para um dano ou passivo ambiental, já que muitos ativos da natureza não estão formalmente inseridos no mercado convencional. A teoria econômica neoclássica oferece uma base conceitual para valoração ambiental que precisa ser complementada com variáveis e métodos oferecidos pela economia ecológica com objetivo de avançar nessa complexa questão. Esta é uma condição *sine qua non* para a formulação de políticas públicas ambientais, uma vez que mudanças no meio natural proporcionam custos e benefícios para a natureza e seres humanos. No caso brasileiro ainda não se tem como norma a estimação de impactos mensurados de projetos de longa maturação, tampouco de avaliação de políticas de curto e médio prazo.

Isso é importante visto que ativos naturais raros ou desconhecidos podem estocar informações ou princípios científicos ainda não disponíveis ao conhecimento humano. O patrimônio natural é um dos recursos estratégicos das nações, constituindo, assim, a base do desenvolvimento/crescimento econômico. Similarmente, os ativos culturais representam a identidade de um povo, sua história e suas tradições, as quais são mais bem entendidas quando interrelacionadas com o ambiente natural.

Por outro lado, o entendimento é de que os métodos de valoração captam por meio de uma função utilidade apenas construída para o bem-estar humano as satisfações que a natureza lhes fornece, subtraindo do patrimônio natural o seu próprio prazer e o seu equilíbrio homeostático.

Mesmo assim, a proposta de valoração é exequível, pois representa uma aproximação consistente dos preços dos ativos/serviços da natureza como se fossem cotados pelo mercado convencional. Além do que, a valoração é um suporte necessário para a gestão ambiental, para a estimação de ações judiciais, para a avaliação de programas de políticas públicas e para se entender de forma clara e objetiva até que ponto os seres humanos estão dispostos a pagar pela degradação e recomposição dos ativos da natureza.

Mas em outra perspectiva, diversos questionamentos têm sido feitos sobre o comportamento dos mercados no que se refere à valoração ambiental. Assim, até que ponto os métodos relacionados neste texto possibilitam a estimativa do valor da natureza? Não é cabível se imaginar que os métodos de valoração propostos realmente calculam o valor da natureza. Na realidade, o que se estima é o valor monetário dos recursos naturais, em que são enfatizadas apenas a utilidade e as preferências das pessoas em relação ao consumo desses ativos. Por outro lado, em projetos de investimentos que contribuem para a degradação ambiental, qual é a taxa de desconto mais apropriada? Estas são as principais questões que certamente continuarão a nortear discussões acaloradas sobre o papel da economia ecológica e da teoria econômica neoclássica diante dos desafios de uma natureza que não fala, mas apenas reage às agressões das ambições humanas.

### Guia para leitura

Para mais detalhes sobre os fundamentos do conceito de um *sistema aberto* na análise de sistemas, ver Mota (2004); Levin (1998); Lovelock (1997) e (2006); Boulding (1992); Katz e Kahn (1987); e Bertalanffy (1975).

Referências para os conceitos sobre a *valoração da biodiversidade* abordados podem ser encontrados em Kahn (2008); Mota e Cândido Junior (2008); Fearnside (2008); Diniz e Diniz (2008); Pearce e Moran (1994); e Pearce e Turner (1990).

Para mais detalhes sobre os *métodos e aplicações de valoração econômica* descritos nesta seção, sugerem-se as seguintes referências: Mueller (2007); Serra (2004); Santana e Mota (2004); Freeman (2003 e 1979); Alberini (2003); Torres e Greenacre (2002); Hanemann (2000); Garrod e Willis (1999); Markandya (1998); Georgiou *et al.* (1997); May *et al.* (2000), Mota (1997); Mcfadden, (1994); Mitchell e Carson (1993); Serôa da Motta (1998) e Smith (1989).

A *análise multicritério* é descrito nos trabalhos de Martinez-Alier, Munda, e O'Neill (1998), Munda (2004), Gomes *et al.* (2004); e Weitzman (2007).

### Referências bibliográficas

- Adams, C.; Serôa da Motta, R.; Ortiz, R.A.; Reid, J.; Aznar, C.F. and Sinisgalli, P.A.A. The Use of Contingent Valuation for Evaluating Protected Areas in the Developing World: Economic Valuation of Morro do Diabo State Park, Atlantic Rainforest, São Paulo State (Brazil). *Ecological Economics*, 66(2-3), p. 359-370, 2008.
- Alberini, A.; Riganti, P.; Longo, A. Can People Value the Aesthetic and Use Services of Urban Sites? Evidence from a Survey of Belfast Residents. *Akron, Journal of Cultural Economics*, nov. 2003. vol. 27, n. 3-4, p. 193, 2003.
- Albuquerque, E. *et al.* *Ativo ambiental e preço de imóvel em Recife: um estudo exploratório a partir da utilização do método dos preços hedônicos*. Fortaleza: VII Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 2007.
- Baarsma, B. E. The Valuation of the IJmeer Nature Reserve Using Conjoint Analysis. *Environmental and Resource Economics*. Dordrecht: Jul 2003, v. 25, n. 3, p. 343.
- Bertalanffy, L. Von. *Teoria geral dos sistemas*. 2. ed. Petrópolis: Vozes, 1975.
- Boulding, K. E. *Towards a New Economics: Critical Essays on Ecology, Distribution and Other Themes*. England: Edward Elgar, 1992.
- Buchanan, S.C. Contingent Valuation Study of the Environmental cost of Electricity Generating Technologies. In: Hohmeyer, Olav; Ottinger, Richard L. *External Environmental Costs of Electric Power: Analysis and Internalization*. Berlin: Springer Verlag, 1991.
- Bursztyn, M. Políticas públicas para o desenvolvimento (sustentável). In: Bursztyn, M. (org.). *A difícil sustentabilidade: políticas energéticas e conflitos ambientais*. Rio de Janeiro: Garamond, 2001.
- Coase, R. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, v. 3, n. 1, p. 1-44, 1960.
- Costanza, R. *et al.* *An Introduction to Ecological Economics*. Florida: Boca Raton, 1997.
- Darwin, C. *A origem das espécies e a seleção natural*. 5. ed., São Paulo: Hemus, s/d. (Tradução de Eduardo Fonseca. Original Inglês: On the Origin of Species, 1859).
- Diniz, M. B.; Diniz, M. J. T. Estado do Pará: considerações acerca de valoração de seus ativos ambientais na direção de um processo de desenvolvimento. In: Rivas, Alexandre *et al.* *Valoração e instrumentos econômicos aplicados ao meio ambiente: alternativas para proteger a Amazônia*. Manaus: Instituto I-Piatam, 2008.
- Dubgaard, A. Economic Valuation of Recreational Benefits from Danish Forest. In: Dabbert, S. *et al.* *The Economic of Landscape and Wildlife Conservation*. London: Cab International, 1998.
- Faucheux, S.; Noël, J. F. *Economia dos recursos naturais e do meio ambiente*. Lisboa: Instituto Piaget, 1995.
- Fearnside, P. M. Valoração econômica e os serviços ambientais da Amazônia. In: Rivas, Alexandre *et al.* *Valoração e instrumentos econômicos aplicados ao meio ambiente: alternativas para proteger a Amazônia*. Manaus: Instituto I-Piatam, 2008.
- Fonseca, I. Conservação e uso de polinizadores no cenário mundial e no brasileiro. In [http://www.sbpcnet.org.br/livro/57ra/programas/CONF\\_SIMP/textos/veraluciafonseca.htm](http://www.sbpcnet.org.br/livro/57ra/programas/CONF_SIMP/textos/veraluciafonseca.htm), acesso em março de 2009.
- Freeman, A. M. *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods*. Washington: Resources for the Future, 2003.
- Freeman, A. M. Hedonic Prices, Property Values and Measuring Environmental Benefits: a survey of the issues. *Scandinavian Journal of Economics*, 81(2), 1979.
- Garrod, G.; Willis, K. G. *Economic Valuation of the Environment*. Massachusetts: Edward Elgar Publishing, 1999.
- Georgiou, S. *et al.* *Economic Values and the Environment in the Developing World*. Great Britain: Edward Elgar, 1997.
- Gomes, L. F. A. M. G.; Araya, M. C. G., Carignano, C. *Tomada de decisão em cenários complexos*. São Paulo, Thomson, 2004.





- Grasso, M. et al. Aplicação de técnicas de avaliação econômica ao ecossistema manguezal. In: May, P.H. *Economia ecológica: aplicações no Brasil*. Rio de Janeiro: Campus, 1995.
- Hanemann, W. Economia e preservação da biodiversidade. In Wilson, E. (org.). *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- Hanemann, W. M. Valuing the Environment Through Contingent Valuation. In: STAVINS, R.N. *Economics of Environment*. 4. ed. Nova York: WW Norton & Company, Inc., 2000.
- Hufschmidt, M. M., et al. *Environment, Natural Systems, and Development: An Economic Valuation Guide*. Baltimore, Maryland: Johns Hopkins University Press, 1983.
- Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada — Ipea. *Impactos sociais e econômicos dos acidentes de trânsito nas rodovias brasileiras. Relatório Final*. Brasília, Ipea/Denatran/ANTP, 2006.
- Jeppesen, T.; Folmer, H.; Komen, M. H. C. Impacts of Environmental Policy on International Trade and Capital Movement: A Synopsis of the Macroeconomic Literature. In: Sterner, T. *The Market and the Environment: The Effectiveness of Market-Based Policy Instruments for Environmental Reform*. Massachusetts, USA: Edward Elgar Publishing Company, 1998.
- Kahn, J. R. A contribuição potencial da avaliação econômica para o processo de tomada de decisão. In: Rivas, Alexandre et al. *Valoração e instrumentos econômicos aplicados ao meio ambiente: alternativas para proteger a Amazônia*. Manaus: Instituto I-Piatam, 2008.
- Katz, D.; Kahn, R. L. *Psicologia social das organizações*. 3. ed. São Paulo: Atlas, 1987.
- Lesser et al. *Environmental Economics and Policy*. EUA: Addison-Wesley, 1997.
- Levin, S. *Ecosystems and the Biosphere as Complex Adaptive Systems*. *Ecosystems, Science*. v. 1, 1998, p. 431-436.
- Lovelock, J. *Gaia: cura para um planeta doente*. São Paulo: Cultrix, 2006.
- \_\_\_\_\_. A Terra como um organismo vivo. In: Wilson, E. O. *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- Markandya, A. *Valuation of Health Impacts in Developing Countries*. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Ipea, Brasília. *Planejamento e políticas públicas*, 1998.
- Marshall, A. *Princípios de economia: uma introdução*. São Paulo: Nova Cultura, 1996. (Original Inglês: Principles of Economics: an introductory volume).
- Martinez-Alier J.; Munda G.; O'Neill J. Weak Comparability of Values as a Foundation for Ecological Economics. *Ecological Economics*, 26(3):277-86, 1998.
- May, P. H. Economia ecológica e o desenvolvimento equitativo no Brasil. In: May, Peter H. *Economia ecológica: aplicações no Brasil*. Rio de Janeiro: Campus, 1995.
- May, P. H.; Veiga Neto, F. C.; Chevez, O. *Valoração econômica da biodiversidade: estudos de caso no Brasil*. Brasília, Ministério de Meio Ambiente, 2000. Disponível em [www.mma.gov.br](http://www.mma.gov.br).
- McPadden, D. Contingent Valuation and Social Choice. *American Journal of Agricultural Economics*, 76, november, p. 689-708, 1994.
- Meade, J. F. External Economics and Diseconomies in a Competitive Situation. *The Economic Journal*, 62 (245), 54-67, 1952.
- Mitchell, R. C.; Carson, R. T. *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Washington, DC: Resources for the Future, 1993.
- Mota, J. A. O valor da natureza: economia e política dos recursos naturais. Rio de Janeiro: Garamond, 2006.
- \_\_\_\_\_. *Economia, meio ambiente e sustentabilidade: as limitações do mercado onde o mercado é o limite*. *Boletim Científico*. Brasília, Escola Superior do Ministério Público da União, ano III, n. 12, jul./set. de 2004, p. 67-87.
- \_\_\_\_\_. Travel Cost Method: uma alternativa de análise de demanda por ativos ambientais. *Revista Estudos Empresariais*. Universidade Católica de Brasília, ano 2, n. 3, p. 14-22, setembro/dezembro, 1997.
- \_\_\_\_\_; Cândido Junior, José Oswaldo. O valor da biodiversidade: contribuições e limitações da teoria econômica neoclássica. In: Rivas, Alexandre et al. *Valoração e instrumentos econômicos aplicados ao meio ambiente: alternativas para proteger a Amazônia*. Manaus: Instituto I-Piatam, 2008.
- \_\_\_\_\_. et al. *Demanda contingente por água no Distrito Federal*. Fortaleza: VII Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 2007.
- Mueller, C. C. *Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente*. Brasília: Editora Universidade de Brasília/Finatex, 2007.
- Munda, G. Social Multi-Criteria Evaluation: Methodological Foundations & Operational Consequences. *EJOR* 158(3):662-77, 2004.
- Norton, B. G. *Why Preserve Natural Variety?* Princeton: Princeton University Press, 1987.
- Oliveira, R. G. *Dois estudos econômicos sobre a poluição atmosférica na cidade de São Paulo*. Universidade de São Paulo, Faculdade de Economia e Administração, FEA, São Paulo. Tese de Doutorado, 1997.
- Ortiz, R. A.; Markandya, A.; Hunt, A.. Willingness to Pay for Mortality Risk Reduction Associated with Air Pollution in São Paulo. *Revista Brasileira de Economia*, RBE, 63(1), p. 3-22, 2009.
- \_\_\_\_\_. Motta, R. S. da; Ferraz, C. A estimativa do valor ambiental do Parque Nacional do Iguaçu através do método de custo de viagem. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, Ipea, Rio de Janeiro. *Pesquisa e Planejamento Econômico*, 30(3). 2000.
- Pearce, D. Valuing Statistical Lives. Instituto de Pesquisa Econômica, Ipea, Brasília. *Planejamento e Políticas Públicas*, 1998.
- Pearce, D.; Moran, D. *O valor econômico da biodiversidade*. Lisboa: Instituto Piaget, 1994.
- Pearce, D. W.; Turner, R. K. *Economics of Natural Resources and the Environment*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1990.
- Pereira, P. et al. O valor econômico da polinização feita por mamangavus (*Xylocopa sp.*) no cultivo do maracujá-amarelo (*Passiflora edulis f. flavicarpa Deg.*): um estudo de caso. Fortaleza: VII Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 2007.
- Randall, A. O que os economistas tradicionais têm a dizer sobre o valor da biodiversidade. In Wilson, E. (org.). *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- Rivas, A.; Casey, J. F.; Kahn, J. R. A preservação ambiental é um bem de luxo? Estudo sobre o valor de ecossistemas de várzea na Amazônia. In: Rivas, Alexandre et al. *Valoração e instrumentos econômicos aplicados ao meio ambiente: alternativas para proteger a Amazônia*. Manaus: Instituto I-Piatam, 2008.
- Santana, R. F.; Mota, J. A. *Economia e valor de existência: o caso do Parque Nacional do Jaú (Amazonas)*. Brasília, Texto para Discussão n. 1.008, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada — Ipea, 2004.
- Serôa da Motta, R. *Manual de valoração de recursos ambientais*. Brasília, Ministério de Meio Ambiente, 1998.
- Serra, M. A., Garcia, E. M.; Ortiz, R. A.; Hasenclever, L.; Moraes, G. I. A valoração contingente como ferramenta de economia aplicada a conservação ambiental: o caso da estrada Parque Pantanal. *Planejamento e Pesquisas Públicas*, 27, p.193-212. 2004
- Smith, V. K. Taking Stock of Progress with Travel Cost Recreation Demand Methods: Theory and Implementation. *Marine Resource Economics*, 6, p. 279-310, 1989.
- Stern, N. *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. London: Cambridge University Press, 2007.
- Strong, E. J. A Note on the Functional Form of Travel Cost Models with Zones of Unequal Populations. *Lands Economics*, Madison, v. 59, n. 3, p. 343-349, August, 1983.
- Torres, A.; Greenacre, M. Dual Scaling and Correspondence Analysis of Preferences, Paired Comparisons and Ratings. *International Journal of Research in Marketing*, v. 19, p. 401-405, 2002.
- Weitzman, M. L. A Review of the Stern Review on the Economics of Climate Change. *Journal of Economic Literature* 45(3), p. 703-724, 2007.
- Wilson, E. O. A situação atual da diversidade biológica. In: Wilson, E. O. *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- Wood, C. *Environmental Impact Assessment: A Comparative Review*. Essex, England: Longman, 1996.
- Wunder, S.; et al. Pagamentos por serviços ambientais: perspectivas para a Amazônia Legal. *Série de Estudos*, 10, 2008. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.
- Young, C. et al. *Reduções de emissões de carbono por desmatamento evitado no estado do Amazonas: uma proposta de estimativa*. Fortaleza: VII Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 2007a.
- Young, C. et al. *Desmatamento e custo de oportunidade da terra: o caso do Mato Grosso*. Fortaleza: VII Encontro Nacional da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica, 2007b.

## Notas

- <sup>1</sup> Wood (1996).
- <sup>2</sup> Randall (1997).
- <sup>3</sup> Hanemann (1997).
- <sup>4</sup> Hanemann (1997).
- <sup>5</sup> Costanza et al. (1997).
- <sup>6</sup> Darwin (1859).
- <sup>7</sup> Norton (1987).
- <sup>8</sup> Wilson (1997).
- <sup>9</sup> Mota (2006).
- <sup>10</sup> Stern (2007).
- <sup>11</sup> Por exemplo, Börner (2007) apud Wunder et al. (2008).
- <sup>12</sup> Ipea (2006).
- <sup>13</sup> Apud Pearce e Turner, 1990.

<sup>14</sup> Hinman *et al.* (1991), *apud* Buchanan (1991).

<sup>15</sup> *Apud* Lesser (1997).

<sup>16</sup> Faucheux e Noël (1995).

<sup>17</sup> Coase (1960).

## Diversidade biológica e dinamismo econômico no meio rural

■ ■ ■

**José Eli da Veiga**

*USP*

**Eduardo Ehlers**

*Centro Universitário SENAC*

### 13.1. Introdução

Quando a primeira edição deste livro foi publicada, em 2003, a degradação da biodiversidade e o aquecimento global estavam praticamente empatados na liderança das principais preocupações ambientais. Mas, nos anos recentes, o aquecimento global disparou na dianteira desse ranking. Provavelmente porque seus efeitos podem ser mais facilmente compreendidos e sentidos pela sociedade em geral, levando muito mais gente a questionar os alicerces e os rumos do industrialismo. Além disso, as previsões sobre os graves impactos provocados pelo aquecimento global, inclusive o desaparecimento da biodiversidade, ajudaram a estabelecer essa hierarquia. É claro que os esforços para solucionar os principais problemas ambientais não podem ser tratados de modo excludente, caso contrário, de que adiantaria conter o aquecimento do planeta se até lá a diversidade de espécies já estiver praticamente extinta?

Este capítulo aborda a importância econômica da diversidade biológica, buscando identificar mecanismos que permitam conciliar sua conservação e a criação de empresas e empregos. Inicialmente, mostra-se que a valorização da biodiversidade é um fenômeno recente. No passado predominava a crença de que, nos trópicos, a natureza diversificada e hostil dificultava ou mesmo impedia qualquer tentativa de civilizar os povos e os países dessas regiões. A eliminação das florestas tornaria o ambiente tropical mais semelhante ao europeu, ampliando, assim, as chances de prosperidade. Foi só após a publicação das descobertas de Charles Darwin que as teses sobre a natureza tropical perderam o sentido. Nas últimas décadas do século XX a diversidade biológica já era aceita como um trunfo e não como um obstáculo ao crescimento econômico. Todavia, a estratégia convencional de conservação, baseada na manutenção e expansão de áreas protegidas, é insuficiente para manter a diversidade da vida. A “saída” é a ampliação das atividades econômicas que conservem ou mesmo ampliem a biodiversidade, tais como: o aproveitamento das amenidades



no meio rural e a diversificação dos sistemas produtivos agrícolas. Por fim, conclui-se que para avançar nessa direção é necessário taxar muitas das atividades que contribuem para degradação da natureza e investir os recursos arrecadados no pagamento de serviços ambientais e na promoção de empreendimentos voltados à conservação da biodiversidade.

### 13.2. A visão da biodiversidade na história

Qual é a dimensão da diversidade da vida? Quantas espécies de fato existem no planeta? Não se tem respostas exatas a estas perguntas. As estimativas apontam variações entre 5 e 100 milhões, mas muitos especialistas acreditam que o número de espécies vivas é de aproximadamente 12,5 milhões. Dentre essas, cerca de 1,7 milhão são conhecidas, sendo: 750 mil insetos, 41 mil vertebrados, 250 mil plantas, além de milhares de invertebrados, fungos, algas e microorganismos.<sup>1</sup> Estimativas ainda “rudimentares” mostram que em 2006 o número de espécies de insetos conhecidos já chegava a 900 mil. Só os insetos somam aproximadamente um milhão de trilhões de seres vivos e as 10 mil trilhões de formigas vivas pesam tanto quanto toda a população humana.<sup>2</sup>

Mesmo desconhecendo-se a totalidade de espécies, ampliam-se as evidências científicas sobre a sua importância para a manutenção da vida em todo o planeta. Se os insetos desaparecessem, em pouco tempo morreria a maioria das plantas e dos animais.<sup>3</sup> Dentre os argumentos que justificam a importância biológica e econômica da biodiversidade destacam-se os seguintes:<sup>4</sup>

- A biodiversidade facilita o funcionamento dos ecossistemas, permitindo que o planeta se mantenha habitável (por exemplo: trocas de carbono, manutenção das fontes de água superficial e subterrânea, proteção e fertilização dos solos, regulação da temperatura e do clima, dentre outras funções).
- Oferece valores estéticos, científicos, culturais, dentre outros valores universalmente reconhecidos, mesmo sendo intangíveis e não monetários.
- A biodiversidade é a fonte de muitos produtos utilizados pelas sociedades contemporâneas: alimentos, fibras, produtos farmacêuticos, químicos etc., além de ser a principal fonte de informações para o desenvolvimento da biotecnologia.
- A biodiversidade é a base para as culturas agrícolas e para o melhoramento e desenvolvimento de novas variedades.\*
- A beleza e a singularidade de diversos ecossistemas têm valor para uma série de atividades recreativas e de ecoturismo.

O uso do termo *biodiversidade* é bastante recente. Começou a ser usado em artigos do biólogo Edward O. Wilson no final dos anos 1980. Em linhas gerais, é definido como a diversidade de todas as formas de vida na Terra. Na perspectiva científica, trata-se de toda a variedade de vida estudada em três níveis: os ecossistemas; as espécies que os compõem;

e os genes que compõem essas espécies.<sup>5</sup> Soa agora como um termo comum, amplamente utilizado nas escolas e nos jornais, mas nem por isso seu significado tornou-se claro e certo. Empregamos indistintamente o termo biodiversidade para expressar a diversidade de seres vivos presentes em um pomar de macieiras, no interior da Floresta Amazônica, ou quando nos referimos à relação de florestas e às mudanças climáticas. Essa abrupta mudança da escala obscurece a noção de biodiversidade.<sup>6</sup> É como se usássemos a mesma palavra para fazer referência aos milímetros, aos metros e aos quilômetros.

Se o uso do termo é recente, a noção de variedade da vida já estava presente em várias civilizações antigas. Gregos, romanos, chineses e vários outros povos esboçaram sistemas de classificação e se preocuparam em relacionar os diferentes organismos vivos conhecidos em suas épocas.<sup>7</sup> Na Europa, entre os séculos XVI e XVII, os naturalistas criaram 25 sistemas para classificar as espécies botânicas. Mas foi em 1750 que o sueco Carl Lineu lançou uma proposta de classificação do mundo natural que se sobrepôs às demais e que permanece vigente até hoje: o *Systema Naturae*. A relação publicada em 1758 já continha cerca de 9.000 espécies de plantas e de animais classificadas por Lineu e seus assistentes. Esse número cresceu muito rapidamente nos anos seguintes, não apenas devido à invenção do microscópio — cujas lentes revelaram um novo universo de organismos até então desconhecido —, como também devido ao crescimento das viagens exploratórias dos naturalistas europeus.<sup>8</sup>

A atração pelo exótico, a vontade de estudar a flora e a fauna dos trópicos e o interesse em descobrir novas espécies comercialmente exploráveis foram os principais fatores que motivaram os viajantes a conhecer o novo mundo. “O Brasil, particularmente, por deixar suas fronteiras fechadas até 1808, revelava-se como terra prometida para os interesses dos naturalistas”. E a revogação da proibição à entrada dos estrangeiros possibilitou a vinda de dezenas de naturalistas europeus — como Langsdorf, Wied-Neuwied, Saint Hilaire, Spix, Martius — e de pintores — como Taunay, Rugendas, Debret — que retratavam as imagens pitorescas das expedições. Nos relatos desses viajantes naturalistas fica evidente o fascínio diante da exuberância e da diversidade das formas de vida encontradas no novo continente.<sup>9</sup>

Entretanto, é interessante notar que o deslumbramento desses viajantes diante da natureza dos trópicos contrastava com os preceitos teóricos que traziam em suas bagagens. Afinal, no início do século XIX, ainda predominava a crença nas teses “decadentistas” formuladas pelo naturalista francês, Conde de Buffon. Em 1749, Buffon publicava os três primeiros volumes — de um total de 36 — de sua *Histoire Naturelle*, na qual tentou comprovar a “inferioridade” da natureza no continente americano. A ausência de animais de grande porte — camelos, dromedários, elefantes, girafas — era uma prova irrefutável de suas teorias. Para ele, a desprezível onça dos trópicos jamais poderia ser comparada a um leão das savanas e o tapir brasileiro não passava de um “elefantinho ridículo” que não conseguiu se desenvolver. O estado bruto da natureza, o aspecto pantanoso da paisagem, a constante umidade das florestas e a intolerável presença dos mais variados tipos de insetos tornavam o ambiente insalubre para o desenvolvimento de qualquer animal de grande porte.<sup>10</sup>

Mesmo sem nunca ter pisado na América, Buffon estendeu suas teorias sobre os animais de grande porte aos homens do novo mundo, tentando provar que a natureza era um enorme obstáculo ao desenvolvimento desses povos. O homem americano é marcado pela debilidade física, pelo tamanho insignificante, pela insensibilidade e pela carência de vivacidade. Ao contrário, nas regiões de clima temperado podiam ser encontrados homens

\* Dentre esses argumentos, talvez o mais perceptível seja o aproveitamento da biodiversidade para a alimentação humana. Ainda que a nossa dieta se concentre atualmente em aproximadamente 150 espécies — com forte predominância de quatro: trigo, arroz, milho e batata — no curso da história estima-se que humanidade tenha utilizado cerca de 7.000 espécies de plantas comestíveis. Não obstante, existem aproximadamente 75.000 espécies que poderiam ser incluídas nos nossos cardápios, muitas delas com vantagens sobre as que usamos atualmente (Myers, 1984 *apud*: Wilson, 1997:19; Witt, 1985 *apud*: Plotkin, 1997: 139).



mais “belos” e “bem feitos”. A explicação de Buffon parecia bastante convincente: nas regiões de clima temperado a natureza era muito mais “organizada” e, portanto, mais propícia à civilização. Ao adentrar um bosque, qualquer um poderia facilmente identificar as diferentes espécies de plantas e de animais ali presentes. Nas florestas tropicais, a natureza não havia atingido este estágio de maturidade e de “organização”; as plantas e os animais se misturavam de tal forma que era praticamente impossível identificá-los. Este ambiente “hostil” dificultava o desenvolvimento dos povos selvagens e inviabilizava qualquer tentativa de civilização.<sup>11</sup>

Por quase um século, essas ideias foram amplamente aceitas no insipiente meio científico europeu. Todavia, a aproximação ao desconhecido mundo dos trópicos levou muitos naturalistas a questionar as consagradas teses de Buffon. Ao cruzar as temidas águas do mar do Caribe, em 1799, Alexander von Humboldt relata seu encantamento diante da natureza do novo mundo, contribuindo para reverter a imagem depreciativa do continente americano.<sup>12</sup> Mas o cheque-mate nas teorias de Buffon seria dado em 1859 com a publicação da teoria evolucionista de Charles Darwin. Em *Origem das espécies*, Darwin mostra que, ao contrário do que se pensava, os seres vivos estão em constante processo evolutivo e a diversidade genética é fundamental aos mecanismos de seleção natural das espécies.

Obviamente as ideias de Darwin e de outros pesquisadores sobre a importância da diversidade das espécies não convenceram a comunidade científica e, muito menos, o restante da sociedade. Tanto que o século XX foi marcado pela crescente degradação dos ecossistemas e pela extinção de milhares de espécies de plantas e de animais. Mesmo assim, essas ideias deram início a um processo de transição no qual a diversidade biológica passa a ser considerada — ainda que em círculos muito restritos — uma vantagem competitiva do meio rural e não um obstáculo ao seu crescimento econômico.

### 13.3. Impactos econômicos da perda de biodiversidade

Com a acelerada degradação dos ecossistemas tropicais, particularmente no último quarto do século XX, proliferaram, desde meados dos anos 1980, os trabalhos científicos sobre a dilapidação da biodiversidade. Além de decifrar a variedade de seres vivos, seus estudiosos ocupam-se do estudo das interações e processos que fazem os organismos, as populações e os ecossistemas preservarem sua estrutura e funcionarem em conjunto.

A necessidade de criar instituições que regulamentassem tanto a proteção como o uso da biodiversidade levou 157 países a assinarem a *Convenção sobre Diversidade Biológica* (CDB) durante a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, a Rio-92. Os signatários deste documento se comprometeram a respeitar a soberania dos países sobre seu patrimônio genético, bem como possibilitar o acesso a esses recursos desde que em condições previamente estabelecidas entre as partes interessadas.

*Diversidade biológica significa a variabilidade de organismos vivos de todas as origens e os complexos ecológicos de que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas.*<sup>13</sup>

Não é a primeira vez na história do planeta que a biodiversidade corre riscos de extinção. Desde a emergência da vida, há 4 bilhões de anos, pelo menos cinco grandes episódios

naturais provocaram drásticas reduções no número de espécies. Alguns especialistas consideram que a atual pressão antrópica sobre os ecossistemas seria o sexto grande evento de extinção em massa. E é bem provável que eles tenham razão. Em condições naturais uma espécie é extinta a cada ano,<sup>14</sup> mas hoje se estima que 10.000 espécies desapareçam anualmente.<sup>15</sup>

É muito difícil estabelecer com segurança a importância relativa dos seis fenômenos que mais provocam a perda de biodiversidade: (i) destruição e alteração de habitats; (ii) exploração de espécies “selvagens”; (iii) introdução de espécies exóticas; (iv) homogeneização; (v) poluição; (vi) mudanças ambientais globais. Quanto à extinção global de animais, estima-se que um terço seja provocada pela destruição/alteração de habitats, outro terço venha da introdução de espécies e o terceiro decorra de formas insustentáveis de caça e de pesca. Mas cerca de dois terços dos “estoques” de peixes marinhos estão sendo ultraexplorados, ou já foram extintos. E três quartos dos desaparecimentos de pássaros decorrem diretamente de mudanças de uso dos solos, exatamente como acontece com a extinção de plantas.<sup>16</sup>

As formas mais visíveis dessas mudanças de uso dos solos são as derrubadas de florestas, a drenagem de áreas úmidas, a construção de estradas, a expansão e criação de aglomerações urbanas etc. Todavia, o pior parece ser a resultante fragmentação de formações naturais que antes eram contínuas. Muitas espécies desaparecem; muitas vezes diminui a população das que subsistem; movimentos passam a ser restritos; e torna-se mais frequente à presença de predadores e competidores que perderam seus habitats naturais.<sup>17</sup>

Comparáveis aos impactos das mudanças de uso dos solos são os estragos causados pela homogeneização, isto é, as perdas de diversidade provocadas pela padronização dos sistemas de produção agropecuários. Além da diminuição do número de espécies e da variedade genética das plantas utilizadas, também ocorre uma dramática redução do número de outras espécies, como as bactérias fixadoras de nitrogênio, os fungos que facilitam a absorção de nutrientes, predadores de pragas, polinizadores etc. Enfim, mingua a base genética de inúmeras espécies que coevoluíram durante séculos ou milênios.<sup>18</sup> Simultaneamente, águas superficiais e subterrâneas são contaminadas, tanto pelo uso crescente dos insumos básicos dessa conversão (fertilizantes químicos e agrotóxicos) quanto pela excessiva concentração da pecuária. Além dos problemas de saúde, essa falta de diversidade funcional compromete a resistência e a resiliência dos agroecossistemas, aumentando a sua vulnerabilidade às pragas, secas e outras mudanças climáticas.<sup>19</sup>

Assim, apesar de ser impossível hierarquizar as seis principais manifestações da perda de biodiversidade, talvez não seja abusivo destacar a brutal artificialização agropecuária (que ironicamente ficou conhecida como “modernização” ou “revolução verde”), desde que devidamente inserida no contexto espacial do processo de desenvolvimento.<sup>20</sup> É justamente esta artificialização agropecuária, aliada à expansão da fronteira agrícola, que vem dilapidando a diversidade biológica da Floresta Tropical Atlântica, dos Cerrados, da Caatinga e, mais recentemente, da Floresta Amazônica. Contudo, esse destaque à agropecuária não deve fazer esquecer os efeitos nefastos de outras atividades primárias, como as diversas formas de extração florestal, mineral e pesqueira.

A degradação da Mata Atlântica não é um fenômeno recente. Em uma das obras mais completas já escritas sobre a história da ocupação de um ecossistema brasileiro, Warren Dean discorre sobre os vários ciclos de degradação, desde a exploração do pau-brasil até



os nossos dias. Dean mostra que o ciclo do café sucedido pelo crescimento das indústrias e da malha ferroviária — que tinham a lenha e o carvão vegetal como matriz energética — foram os principais responsáveis pela derrubada da floresta. A partir da década de 1960, o plantio da cana-de-açúcar devastou grande parte do que restava em São Paulo e em Minas Gerais. No Espírito Santo e na Bahia, a ocupação dos solos com reforestamentos para produção de celulose e a exploração ilegal de madeira vêm destruindo o que restou dessa mata nos dois estados.<sup>21</sup>

A Floresta Amazônica, considerada a maior reserva de diversidade biológica no mundo também tem sido alvo de intensa dilapidação. A ausência de uma política de desenvolvimento rural aliada ao fluxo migratório para a região são incompatíveis com a necessidade de preservação e conservação dos recursos florestais. Em Rondônia, por exemplo, a população saltou de 110.000 habitantes em 1975 para mais de um milhão em 1986, provocando a destruição de quase um terço das florestas daquele estado.<sup>22</sup>

Os Cerrados, que ocupam um quarto do nosso território, são o segundo maior bioma brasileiro (após a Amazônia) e concentram nada menos que um terço da biodiversidade nacional e 5% da flora e da fauna mundiais. A flora dos Cerrados é considerada a mais rica do mundo dentre as savanas.<sup>23</sup> A adaptação destas plantas aos solos, ao clima e aos predadores característicos dos ambientes dos Cerrados faz delas “bancos gênicos de muito maior valor do que o atribuído e que merecem ter importância muito maior do que apenas a de produzir carvão e enormes áreas de cultivo (...)”<sup>24</sup>

A diminuição da biodiversidade na Mata Atlântica, na Floresta Amazônica e nos Cerrados traz graves consequências para a agricultura, para a silvicultura, para a pesca, para o turismo, dentre outras atividades. No caso da agricultura são pouco estudados os impactos da redução da biodiversidade, mas é óbvio que ela compromete a identificação de novas espécies de plantas e de variedades potencialmente cultiváveis, para fins medicinais, alimentícios, industriais etc.

A dilapidação florestal também acarreta diminuição da estabilidade dos agroecossistemas, devido a desequilíbrios provocados pela eliminação de inimigos naturais de pragas.<sup>25</sup> Isso aumenta os gastos com agrotóxicos e a contaminação do ambiente. Outro problema, mais imediato, é a diminuição dos recursos hídricos; bilhões de metros cúbicos de água deixam de infiltrar naturalmente nos solos em decorrência da redução da cobertura vegetal, acarretando a redução dos estoques disponíveis com graves consequências para o abastecimento das cidades, da agricultura e dos reservatórios de usinas hidroelétricas. O somatório desses problemas provoca impactos incalculáveis na economia do país.

#### 13.4. Desenvolvimento e conservação da biodiversidade

O conveniente compromisso com “desenvolvimento sustentável”, que se firmou a partir de meados dos anos 1980, é uma manifestação inequívoca de que se tornou imprescindível encontrar um modo menos destrutivo e mais duradouro de crescimento. Mas, para conquistar *mais* sustentabilidade (já que o processo de desenvolvimento não poderá atingi-la em termos absolutos), é preciso definir o conjunto de operações necessárias a uma completa reorientação do processo de crescimento econômico.

Todavia, qualquer arranjo institucional é prisioneiro do caminho que foi seguido no passado (*path-dependence*), pois toda trajetória prévia tende a ser consolidada pelo pro-

cesso de aprendizado das organizações, pela modelização subjetiva das questões, por externalidades de rede etc. Ou seja, a economia tende a engendrar políticas que reforçam as incitações e as organizações existentes.<sup>26</sup> Só poderia ser ilusória, portanto, a ideia de uma brusca virada na estrutura institucional de incitações que foi sendo sedimentada durante os três séculos que multiplicaram a produtividade por 40 ou 45 vezes, sendo que ela sequer havia dobrado durante os sete séculos anteriores.<sup>27</sup> Uma situação que se torna ainda mais grave em um momento histórico em que a luta contra o desemprego tende a impor uma busca desenfreada de qualquer fórmula que possa favorecer o crescimento das economias nacionais. Em tais circunstâncias, a mudança de rumo ditada por preocupações ambientais só se legitimará se puder simultaneamente incentivar um crescimento rico em empregos (em vez de restringi-lo). Isto é, se a precaução ecológica puder impulsionar o “empreendedorismo”.<sup>28</sup>

Mas é possível conciliar a conservação da biodiversidade com a criação de novos negócios e de novos empregos? É óbvio que isso só acontecerá se houver simultânea retração de atividades que degradam os habitats e crescimento das que os conservam ou recuperam. Para que isso aconteça, é necessário que as últimas sejam mais vantajosas que as primeiras, o que requer a combinação de vários tipos de intervenção pública (em geral, estatais) de estímulo e dissuasão. O problema é que, tradicionalmente, as intervenções públicas são limitadas à criação e manutenção, muitas vezes deficitária, de unidades de conservação (parques, reservas, estações etc.). Só excepcionalmente essa intervenção tem como estratégia o financiamento de outras ações conservacionistas ou de iniciativas que estimulem o desenvolvimento sustentável.

Em termos mundiais, estima-se que o gasto anual com a conservação dos atuais 13,1 milhões de km<sup>2</sup> de áreas protegidas atinja US\$6 bilhões. Uma conservação mais adequada dessas unidades exigiria um suplemento de US\$2,3 bilhões. A inclusão de mais 7,4 milhões de km<sup>2</sup> nessas reservas globais (90% dos quais em países subdesenvolvidos) exigiria 11 bilhões de dólares para a obtenção e mais 3,3 bilhões anuais para a sua manutenção. Segundo os autores dessas estimativas, trata-se de quantias irrisórias se comparadas ao valor de nocivos subsídios (sobretudo, agroalimentares), estimados em US\$1 trilhão por ano.<sup>29</sup>

Como denúncia, o raciocínio é até aceitável. Mas a ideia de que recursos atualmente usados para subsidiar atividades do *agribusiness* no mundo desenvolvido possam ser transferidos para a manutenção e expansão das áreas protegidas (principalmente, em países periféricos) só pode ser considerada quixotesca. Os atuais esquemas de regulação das atividades agropecuárias do primeiro mundo resultam de instituições sedimentadas por muitas décadas de pragmatismo socioeconômico. No início estavam exclusivamente voltados à sustentação de preços internos, para que fosse garantida estabilidade de renda mínima a multidões de agricultores. Mas aos poucos foram adquirindo muitas outras dimensões, à medida que os agricultores se tornavam minoria no próprio meio rural.<sup>30</sup>

Predomina nas organizações voltadas à conservação da biodiversidade a ideia de utilizar recursos fiscais dos mais tradicionais para manter e expandir reservas controladas pelo poder público, ou criar fundos que compensem custos assumidos por empresários rurais esclarecidos (isto é, proprietários de florestas, fazendeiros e agricultores familiares dispostos a adotar práticas ecologicamente mais corretas que as convencionais, mas quase sempre menos rentáveis). Pior, nunca se recolhe dos agentes que mais se beneficiam da



existência de unidades de conservação os recursos necessários para a sua própria manutenção. O mais comum é que os proprietários fundiários das imediações fiquem com as novas rendas de localização e outros tipos de quase-renda engendrados pela existência de parques, reservas ou estações, sem qualquer tipo de contrapartida. Quase não são penalizadas as atividades mais prejudiciais à biodiversidade, e muito menos se maneja as atividades menos agressivas mediante instrumentos econômicos que também permitam uma arrecadação de recursos a serem usados na incitação de atividades benéficas.<sup>31</sup>

Neste sentido, a integração entre políticas ambientais e políticas econômicas está muito mais “atrasada” no âmbito da conservação da diversidade biológica do que, por exemplo, no domínio energético, no qual os recursos arrecadados por “ecotaxas” têm sido cada vez mais usados, por exemplo, para reduzir impostos que inibem a criação de empregos.<sup>32</sup> No fundo, a criação e a manutenção de áreas protegidas deveria ser acompanhada por um conjunto de intervenções de recuperação e conservação capazes de dissuadir a degradação e gerar excedentes monetários (pelo menos durante o tempo em que essa degradação continuar existindo). Mas onde esses excedentes seriam aplicados? Existem atividades capazes de, ao mesmo tempo, estimular a conservação e a criação de empregos?

Pelo menos duas ações já acumulam resultados suficientemente convincentes podendo ser apontadas como possíveis “saídas” para a criação de uma espécie de “empreendedorismo verde”. São estas: o aproveitamento das amenidades no meio rural, particularmente nas áreas que ainda dispõem de heranças naturais, e a diversificação dos sistemas produtivos agrícolas.

### 13.5. Ganhando com a conservação dos ecossistemas

Ganharam muita importância nas últimas décadas as políticas públicas que visam oferecer perspectivas de um futuro mais promissor às áreas rurais. Particularmente às mais periféricas, onde o dinamismo econômico tende a se esvaír, ou sequer chega a ocorrer. Em um passado longínquo, o essencial era poder expedir para as cidades um volume crescente das mercadorias primárias que elas mais demandavam: alimentos, fibras, madeira, minérios e energia. Também era condição necessária dispor da exploração racional de riquezas naturais raramente abundantes e nem sempre renováveis. Mas não demorou para que se tornasse bem mais decisiva a transformação local dos bens primários antes de exportá-los às cidades, pois tal agregação de valor logo passa a gerar mais renda e emprego do que as atividades agropecuárias, florestais, pesqueiras ou minerais. O dinamismo passou a depender muito do tino empresarial dos que obtinham o capital necessário ao emprego da mão de obra liberada pelas outras atividades. O sucesso na industrialização de produtos primários ajudava a atrair os demais empreendimentos cruciais para o desenvolvimento regional.<sup>33</sup>

Acontece que ultimamente a dinamização econômica de uma região rural começou a ser muito mais determinada pela captação das rendas urbanas que se transferem pela frequente estada de famílias que constroem segundas residências (chácaras e sítios de recreio, casas de veraneio ou chalés de montanha), pela presença sazonal de famílias em férias, pelas visitas dos mais diversos tipos de turistas, esportistas, congressistas, ou, ainda, pela significativa imigração de aposentados. O que há em comum entre esses grupos é a busca de um contato mais próximo com a natureza, definida pelo biólogo Edward Wilson como:

[...] é aquela parte do ambiente original e de suas formas de vida que permanece depois do impacto humano. Natureza é tudo aquilo no planeta Terra que não necessita de nós e pode existir por si só.<sup>34</sup>

O dinamismo econômico de certas áreas rurais está, portanto, cada vez mais atrelado à capacidade de explorar as “amenidades” presentes em territórios que puderam evitar ou impedir a degradação de seus patrimônios natural e cultural.<sup>35</sup> A necessidade de atribuir a mais alta prioridade à capitalização do valor das amenidades rurais foi, justamente, a principal conclusão da oficina de trabalho que a OCDE promoveu no Japão em setembro de 1997, na qual foram discutidas as dinâmicas rurais de uma dúzia de países. E dela resultou a recomendação de dois tipos básicos de políticas: as que estimulam a direta coordenação entre os provedores e os beneficiários das amenidades (apoio à ação coletiva e à valorização comercial); e as que ajudam a mudar certas regras econômicas (regulamentações e incentivos financeiros). O mais curioso, entretanto, é que os oito estudos de caso citados são experiências que articulam o aproveitamento econômico de amenidades à conservação da biodiversidade.<sup>36</sup>

A ideia geral é que a preservação das amenidades não deve paralisar o desenvolvimento local, mas também não pode permitir que o dinamismo econômico venha justamente a destruir as características da região. Trata-se de encontrar o caminho do meio entre a manutenção ou o aumento da oferta de amenidades e a promoção do crescimento econômico.<sup>37</sup>

As amenidades rurais estão muito frequentemente ligadas ao manejo de importantes fontes de biodiversidade, desde as unidades de conservação de fragmentos naturais pouco alterados (como os parques nacionais) até paisagens bem artificializadas. Obviamente, o manejo dessas áreas não se presta apenas à exploração das amenidades. Os ecossistemas conservados ou preservados também são a principal fonte de “matéria-prima” para o emergente mercado da “bioprospecção”.

A Convenção da Biodiversidade — hoje ratificada por 174 países com a ilustre exceção dos EUA — estabeleceu os modos de exploração dos recursos biológicos pela engenharia genética. Institucionalizando direitos de propriedade física e intelectual, ela facilitou a negociação direta entre o poder público e as empresas privadas de biotecnologia, o que tende a resultar em contratos de bioprospecção prevendo uma exploração econômica não destrutiva dos recursos genéticos e uma divisão “justa e equânime” dos lucros. A fonte de inspiração foi o contrato que já havia sido estabelecido entre o laboratório americano Merck & Co. e o Instituto Nacional da Biodiversidade da Costa Rica (INBio), organismo privado sem fins lucrativos que depende do Ministério dos Recursos Naturais daquele país. Em troca de mil amostras, o INBio recebeu em dois anos mais de US\$1 milhão, sendo que a empresa ainda se comprometeu a pagar *royalties* sobre medicamentos que vierem a ser desenvolvidos a partir dessa base genética.<sup>38</sup>

Muitas críticas têm sido dirigidas a esse modelo. Pequenos países subdesenvolvidos poderiam estar sendo colocados em forte concorrência, diante da emergente regulamentação do mercado de recursos genéticos. Estando em condições naturais semelhantes, poderiam ser levados a praticar um verdadeiro “dumping ecológico”. Os que, ao contrário, não têm riquezas biológicas comparáveis, não poderiam encontrar nessa fórmula qualquer tipo de solução para seus problemas de degradação ambiental. Além disso, a distribuição “justa e equânime” dos resultados financeiros dessas operações (prevista na Convenção)



só poderia ser ensaiada mediante avaliações públicas internacionais realizadas no âmbito de uma negociação multilateral, em vez de dependerem de acordos bilaterais feitos entre uma multinacional e um país com ínfimo poder de barganha. De resto, os termos desses contratos nem precisam ser divulgados ou submetidos a qualquer organismo de controle e de arbitragem.<sup>39</sup>

Também há muita incerteza sobre a possibilidade de se fazer uma estimativa razoável da parte do preço final de um medicamento que deve ser atribuída a uma sequência de DNA retirada de um organismo. Até porque esse preço depende muito mais do poder de mercado da empresa, do que de seu custo de produção. É muito comum que sua margem de lucro seja composta essencialmente de rendas de monopólio. Em tais circunstâncias, é pouco provável que a comunidade local ou regional possa realmente tirar bom proveito desse tipo de contrato com uma multinacional. E é justamente por isso que muitas ONGs denunciam tais acordos como formas “politicamente corretas” de legalizar a biopirataria, ao mesmo tempo que grandes firmas farmacêuticas parecem se desinteressar pela bioprospecção. Podem vir a considerar mais vantajoso um acerto com empresas especializadas no acesso aos bancos de dados de sequências de genes ou ainda um simples recurso a firmas de corretagem de recursos genéticos, como *Biotics* ou *Shaman Pharmaceuticals*, atual *Botanical Pharmaceuticals*.<sup>40</sup>

E ainda há outros inconvenientes. Os interesses específicos da demanda de recursos genéticos podem vir a determinar a orientação da pesquisa, favorecendo o estudo de determinadas famílias em vez de estimular o conhecimento do conjunto da biodiversidade local (inclusive da fauna, que não costuma interessar a essas empresas, apesar de sua crucial influência sobre a reprodução vegetal). Também costuma ser necessária uma boa dúzia de anos e mais de US\$200 milhões para que uma molécula dotada de qualidades especiais dê origem a um novo medicamento. E parte das contrapartidas financeiras que precedem os eventuais *royalties* pode ser, inclusive, usada pelos governos para fins que pouco ou nada têm a ver com os objetivos da CDB. No caso emblemático da Costa Rica, metade do que foi pago pela Merck foi para os cofres do governo sem qualquer obrigação de utilização em políticas previamente determinadas.<sup>41</sup>

Essas e muitas outras críticas só mostram a insipiência institucional do emergente mercado internacional de recursos genéticos, problema que está intimamente relacionado à fragilidade das legislações nacionais, particularmente entre os exportadores. Mas indicam, também, que a superação dessa fragilidade poderá resultar em oportunidades de captação de recursos. Esses arranjos institucionais podem evoluir em uma direção mais favorável às exigências de uma efetiva conservação da biodiversidade acoplada a uma perspectiva de desenvolvimento. Nada impede, por exemplo, o lançamento de “títulos” ou “contratos de risco” para incentivar uma responsável bioprospecção em unidades de conservação. Se tais oportunidades forem bem aproveitadas, certamente poderão contribuir tanto para reforçar e expandir a proteção de ecossistemas quanto para financiar outras iniciativas de desenvolvimento sustentável.<sup>42</sup>

Além de fonte de amenidades e de biodiversidade, os ecossistemas protegidos também podem ser viveiros das mais importantes vantagens competitivas que o processo de desenvolvimento reserva às regiões rurais. Mas a sinergia que pode existir entre a conservação da biodiversidade e a exploração dessas vantagens competitivas dificilmente se manifesta de forma espontânea, pois esbarra em enormes obstáculos culturais e institucionais. Se tais

obstáculos não forem vencidos, será muito mais difícil garantir, por exemplo, a preservação do que restou da Mata Atlântica e dos Cerrados brasileiros, onde a oferta dos pacotes de turismo de massa parece superar o amadurecimento de pactos territoriais que possam aliar a conservação da biodiversidade com dinamismo econômico.

### 13.6. Agricultura e biodiversidade

A conservação da biodiversidade de um agroecossistema está associada à manutenção dos recursos genéticos, tanto das espécies nativas como das variedades de plantas cultivadas e das raças de animais criados. Antes das sementes se tornarem um insumo de origem industrial, os próprios agricultores faziam suas seleções e misturavam espécies de interesse comercial com outras que não eram cultivadas. Em muitos casos, contribuíam para o aumento da diversidade genética, adaptando diferentes variedades de plantas para microambientes distintos. É o que alguns especialistas chamam de “mosaicos coevolutivos”.<sup>43</sup>

Na agricultura moderna a diversificação dos sistemas produtivos foi substituída pela especialização. Muitos agrônomos e economistas acreditaram que a lógica da produção em escala, que fizera sucesso no setor industrial, poderia ser facilmente aplicada na agricultura. As monoculturas, altamente mecanizadas e baseadas no emprego intensivo de insumos químicos e genéticos, funcionariam como verdadeiras fábricas a céu aberto, capazes de produzir alimentos em quantidades suficientes para abastecer toda a humanidade. Mas logo se percebeu que, ao contrário da indústria, a agricultura é totalmente dependente de limites naturais, os quais não podem ser facilmente controlados. A substituição de ecossistemas complexos e diversificados — particularmente nas regiões tropicais — por sistemas produtivos extremamente simplificados — como são as monoculturas — provocou uma série de impactos econômicos e ambientais.

Hoje se sabe que quanto maior o número de espécies presentes em um determinado ecossistema, maior será o número de interações tróficas entre os seus componentes e, conseqüentemente, a estabilidade tenderá a aumentar, ou seja, a estabilidade é função direta da diversidade. Os agroecossistemas estáveis tendem a absorver mais facilmente as perturbações externas, pois os impactos são dissipados entre seus vários componentes.<sup>44</sup> Nos sistemas agrícolas muito simplificados, sobretudo nas monoculturas de grãos, os fatores desestabilizadores são amplificados, obrigando os agricultores a recorrer a técnicas intensivas para manter as condições necessárias ao desenvolvimento vegetal. De certo modo, nos sistemas agrícolas convencionais o potencial regulador que era exercido pelo próprio ecossistema foi substituído por fontes exógenas de nutrientes e de energia, geralmente originárias de combustíveis fósseis.<sup>45</sup>

Existem diferentes meios de se promover a diversificação de um agroecossistema, desde uma simples consorciação entre duas culturas até os complexos sistemas agroflorestais, que visam à convivência de espécies florestais nativas com as culturas de interesse comercial. O desafio, portanto, é conhecer não apenas as características dos agroecossistemas como também as formas mais apropriadas de diversificá-los.

Nas consorciações e nas rotações de culturas, os recursos disponíveis — água, nutrientes, luz, dentre outros — são utilizados de forma mais eficiente. Aliadas ao retorno de matéria orgânica ao solo, esses sistemas contribuem para manter sua estrutura física, ajudam a reduzir a erosão e, conseqüentemente, melhoram a fertilidade dos solos. A com-



binação desses fatores leva, invariavelmente, a aumentos de produtividade das lavouras. Ao mesmo tempo, os sistemas diversificados diminuem muito a necessidade de insumos externos, como os agrotóxicos e os fertilizantes nitrogenados. Possibilitam, desse modo, a eliminação de uma parte significativa dos gastos de investimento e de custeio necessários à manutenção do padrão tecnológico “moderno”. Além disso, nas propriedades diversificadas os ingressos de renda agrícola são distribuídos de forma mais homogênea durante o ano. A quebra de uma safra ou a queda de preço de uma determinada cultura não causa tantos estragos quanto nas propriedades monoculturais e os riscos de falência são muito menores.<sup>46</sup>

Outra forma de diversificar os sistemas produtivos é a agrossilvicultura ou “agro-florestação”. Consiste em um sistema de manejo florestal que visa conciliar a produção agrícola e a manutenção das espécies nativas por meio de “capinas seletivas” das espécies que já cumpriram seu papel fisiológico na sucessão e “podas de rejuvenescimento” para revigorar e acelerar o sistema produtivo. Em várias partes do país a adoção desses sistemas tem demonstrado vantagens econômicas e ambientais em relação aos sistemas de cultivo convencionais, cuja longevidade depende do emprego elevado de insumos industriais<sup>47</sup>. Em quase todas as experiências observa-se o aumento de matéria orgânica nos solos, a redução da erosão laminar e em sulcos e o aumento da diversidade de espécies. Nos casos em que as matas ciliares são recuperadas, verifica-se, também, a diminuição da turbidez da água e o aumento da disponibilidade de recursos hídricos.

Uma característica comum entre os sistemas diversificados é que todos são mais exigentes em mão de obra. Os custos de se empregar mais trabalho são geralmente compensados pela redução, ou mesmo eliminação, do uso de insumos agroquímicos. Isso fica bem claro quando se compara o número de pessoas empregadas em uma propriedade diversificada a outra altamente especializada. As regiões cobertas pelas monoculturas, geralmente apontadas como “modernas”, são extremamente pobres em geração de oportunidades de trabalho, tanto na propriedade agrícola como nas suas circunvizinhanças. Além disso, essas regiões acabam com o solo, com a água e com a biodiversidade que poderia ser um dos principais trunfos de dinamismo econômico.

### 13.7. Biocombustíveis e biodiversidade

Desde que a queima do petróleo consagrou-se como um dos principais vilões do aquecimento global, só aumentou a convicção de que essa matriz energética precisa ser rapidamente superada. Depois do domínio do fogo, da agricultura e da máquina a vapor, a adoção de novas fontes de energia que não sejam fósseis deverá ser o quarto grande salto tecnológico da humanidade.<sup>48</sup> A energia do século XXI tem que ser limpa e renovável, reduzindo ou mesmo eliminando a emissão de gás carbônico para a atmosfera.

O hidrogênio poderá ser o combustível do futuro,<sup>49</sup> ou, então, ampliaremos o uso da energia que pode ser obtida a partir das marés, dos ventos ou do calor da Terra. Mas enquanto esse futuro não chega o uso da biomassa é a alternativa mais viável de que dispomos. Em 2006, apenas 1% do transporte terrestre mundial era movido por etanol ou biodiesel, porém as preocupações ambientais e o elevado custo do petróleo devem aumentar a ebulição desse mercado nas próximas décadas. Além disso, nos EUA, principal consumidor mundial, a substituição de George Bush por Barack Obama pode marcar, também, a transição da matriz fóssil para a renovável. O primeiro passo foi a nomeação

de um especialista em fontes alternativas, Nobel em física, como secretário de energia, e de um entusiasta dos biocombustíveis como secretário de agricultura.

Transições como essa são geralmente permeadas por dúvidas e incertezas. Não se sabe, ainda, se o avanço dos biocombustíveis contribuirá para a conservação da biodiversidade ou, ao contrário, acelerará sua dilapidação. Em um “país das maravilhas”, poder público e setor produtivo empenhariam mais esforços para conservar as áreas com rica diversidade biológica, nas quais se poderia, com regras muito bem definidas, ampliar a bioprospecção de plantas com potencial para produção de combustíveis, mesmo que os resultados dessas pesquisas só servissem para beneficiar gerações futuras.

Fora deste “país” esse desejável arranjo é quase uma ilusão. Nos biomas brasileiros certamente existem espécies com potencial para suprir a indústria de biocombustíveis, mas não há evidências de que o avanço desse setor esteja favorecendo a conservação das áreas naturais. Mas o mais preocupante é que quase toda a produção de etanol e de biodiesel concentra-se no cultivo de duas espécies: a cana-de-açúcar e a soja, respectivamente. É claro que esses sistemas monoculturais são muito mais aptos a atender a demanda em larga escala da indústria dos biocombustíveis, por outro lado, são bastante conhecidos os seus impactos ambientais, particularmente a erosão dos solos e a contaminação das águas. Além disso, são sistemas altamente dependentes do petróleo como matriz energética. Ora, se a desejável geração de combustível renovável continuar dependendo da queima de combustível fóssil como fica esse balanço?

Para se gerar biocombustíveis por processos mais limpos será necessário definir normas sociais e ambientais de produção e estabelecer mecanismos para o cumprimento dessas regras. Algumas usinas de etanol, atentas aos padrões estabelecidos pelo mercado internacional, já seguem esse caminho. E, se quisermos que a produção de biocombustíveis contribua para a geração de postos de trabalho e para o desenvolvimento rural, será preciso implantar políticas públicas que possibilitem a participação da agricultura familiar. Por enquanto, esse é um mercado restrito à agricultura patronal.<sup>50</sup>

Outra questão decisiva que relaciona o crescimento dos biocombustíveis à conservação da biodiversidade é a crescente pressão sobre os remanescentes florestais e demais áreas naturais, como é o caso da soja que não para de avançar sobre a Amazônia. O problema é que qualquer suposição sobre os desdobramentos desse embate esbarra em outra questão igualmente complexa, que vem atraindo a atenção de pesquisadores e da mídia em geral: será que a ocupação das terras com lavouras para suprir a crescente indústria dos biocombustíveis reduzirá as áreas disponíveis para o plantio de alimentos?

Com uma população mundial que só deve parar de crescer quando atingir aproximadamente 9 bilhões de habitantes, em 2050 ou mais, a segurança alimentar continua sendo um dos mais importantes desafios sociais a ser enfrentado. No começo de 2008, Jean Ziegler, representante da FAO, chegou a declarar que a expansão das lavouras para a produção de biodiesel é um “crime contra a humanidade”, pois, além de ocupar as terras, eleva os preços dos alimentos dificultando o acesso das populações mais pobres. O presidente Luiz Inácio Lula da Silva rebateu prontamente as críticas ao etanol brasileiro afirmando que o verdadeiro crime contra a humanidade é descartar o uso dos biocombustíveis.

Pela “lei do mercado”, o aumento da demanda por soja, milho e outros grãos utilizados para a produção de biocombustíveis tende a elevar os preços dessas *commodities*, com reflexos diretos nos custos da produção animal. Mas a indústria de biocombustíveis não





pode ser considerada a única responsável pela elevação dos preços dos alimentos nos últimos anos. Pelo menos foi esta a conclusão a que chegou um estudo elaborado pela Fundação Getúlio Vargas, segundo o qual a recente elevação dos preços decorre de uma confluência de fatores, tais como: o aumento de demanda, os baixos estoques internacionais e a especulação nos mercados futuros de *commodities*.<sup>51</sup> O aumento da demanda se explica pelo crescimento demográfico e pela recente elevação do poder aquisitivo em países como a Índia e a China. Também não se pode ignorar que a alta do petróleo eleva os custos dos fertilizantes, dos combustíveis usados no maquinário agrícola e no transporte, tendo efeito direto sobre os preços dos alimentos.

Estima-se que, em 2007, 4,5% da safra mundial de grãos foi transformada em etanol. Nos EUA o combustível é produzido à base de milho e nos países europeus as principais plantas utilizadas são o trigo e o sorgo. Além de mais caras, a produtividade dessas culturas é bem inferior à da cana-de-açúcar utilizada na produção do etanol brasileiro. Talvez seja por isso que nesses países as críticas são bem mais severas. *O balanço energético do etanol brasileiro é 4,5 vezes melhor do que o etanol de açúcar de beterraba ou trigo, e quase 7 vezes melhor do que o etanol de milho*, afirma Eduardo Leão de Souza, diretor da União da Indústria da Cana-de-Açúcar.<sup>52</sup> No Brasil, o etanol abastece 50% do consumo de combustíveis para automóveis, ocupando 1% das terras aráveis. Uma alternativa que pode até duplicar a produção sem ocupar mais terras é a obtenção do etanol a partir da celulose da palha da cana-de-açúcar ou de outras gramíneas. O que falta é conhecimento científico e tecnológico e, nesse ponto, os EUA já estão bem à frente.<sup>53</sup>

Se a produção brasileira de etanol já tem índices mais satisfatórios de rendimento, o mesmo não se pode afirmar sobre a produção de biodiesel. A soja é a única oleaginosa que consegue abastecer essa indústria sendo responsável por 80% da produção. Cerca de 7% da safra anual é destinada às usinas de biocombustíveis, o que corresponde a aproximadamente 1,5 milhão de hectares plantados. O girassol, a mamona, a palma, a canola, o pinhão manso, o dendê ou o amendoim têm teores de óleo bem mais elevados do que a soja e seu emprego em maior escala permitiria melhorar o rendimento das terras ocupadas para produção de biodiesel.<sup>54</sup> Além disso, o cultivo dessas oleaginosas é muito mais compatível com a produção familiar, abrindo um amplo mercado para esses agricultores.

Os defensores dos biocombustíveis também argumentam que as terras usadas para a produção de etanol e de biodiesel são ínfimas se comparadas às áreas ocupadas pelos cultivos destinados à alimentação animal. De fato, para se obter uma tonelada de carne são necessárias 10 toneladas de grãos, como a soja, o milho etc. Então, uma mudança para hábitos alimentares mais saudáveis, com menor ingestão de proteína animal, já provocaria uma enorme transformação no uso das terras. Mas ainda estamos longe do dia em que a consciência ambiental possa gerar mudanças significativas nos hábitos alimentares. Quando esse dia chegar, andar em um automóvel para quatro ou cinco passageiros será considerado um hábito do passado.

No Brasil, ao contrário dos EUA, há terra suficiente para se produzir cana-de-açúcar e as oleaginosas usadas na produção de biodiesel, sem competir com as áreas destinadas à produção de alimentos, foi o que concluiu Dora Isabel Hernández em uma dissertação de mestrado recentemente defendida na UNB.<sup>55</sup> Mas a disputa pelas terras cultiváveis não se limita aos biocombustíveis, aos alimentos e aos cultivos destinados à nutrição animal, pois as áreas destinadas à conservação ambiental também devem entrar nessa equação.

De acordo com Eduardo Evaristo de Miranda, se somarmos todas as áreas protegidas pela legislação ambiental, apenas 7% da Amazônia e 33% do país estão disponíveis para a ocupação habitacional, industrial e agrícola.<sup>56</sup> Isso equivale a 2.841.000 km<sup>2</sup>, mas só a pecuária já ocupa quase toda essa área. Se a legislação ambiental for integralmente cumprida, a disputa pelo uso da terra será bem mais acirrada. Se continuar sendo desrespeitada, ou se for alterada, como querem os ruralistas que defendem o afrouxamento do Código Florestal, haverá mais área para a agricultura, mas aí não sabemos até que ponto os serviços ambientais prestados pelas florestas serão comprometidos. Haverá água para tanta agricultura?

Por enquanto, o acúmulo científico é insipiente e não é nada fácil prever os impactos dos biocombustíveis sobre a biodiversidade ou sobre a dinâmica de ocupação das terras. O certo é que para atender a demanda mundial de alimentos, fibras, biocombustíveis e, ao mesmo tempo, respeitar a legislação ambiental será imprescindível aumentar a produtividade nas áreas já ocupadas. Mas para isso não podemos correr o risco de iniciar uma nova “Revolução Verde”, cujos impactos ambientais podem ser devastadores. Será necessário gerar muito mais conhecimento científico e tecnológico que permita aliar produtividade e durabilidade dos sistemas produtivos. Também será necessário refletir sobre os aspectos estratégicos relacionados à produção dos biocombustíveis. Se, em algumas décadas, a água se tornar um recurso ainda mais escasso, será que ainda valerá a pena exportar esses combustíveis, cujo processo produtivo requer enormes quantidades de água?

### 13.8. Empreendedorismo e biodiversidade

É imenso o leque de amenidades disponíveis nos espaços rurais. Podem variar tanto de fragmentos de natureza intocada a paisagens minuciosamente manejadas, quanto das mais antigas relíquias históricas às mais vivas tradições culturais. Também são imensas as possibilidades de diversificação dos sistemas produtivos agrícolas. O aumento da demanda pelas amenidades do meio rural e por produtos mais “limpos” — livres de resíduos de agroquímicos — acompanha a evolução do tempo livre e da renda e dos habitantes urbanos, gerando novos negócios e empregos.

A “saída”, portanto, seria estimular um tipo de empreendedorismo capaz de gerar empregos e, simultaneamente, conservar a biodiversidade. Os empreendedores são os principais agentes da mudança econômica, pois são eles que geram, disseminam e aplicam as inovações. Ao procurarem identificar as potenciais oportunidades de negócios e assumirem os riscos de suas apostas, eles expandem as fronteiras da atividade econômica. Mesmo que muitos não tenham sucesso, é sua existência que faz com que uma sociedade tenha constante geração de novos produtos e serviços.<sup>57</sup>

Infelizmente, não se sabe muito bem quais são os determinantes do “empreendedorismo”, apesar de sua crucial influência sobre o crescimento econômico. Sequer existe acordo sobre os indicadores que melhor revelariam os graus relativos em que o fenômeno se manifesta, apesar de existir tanta convicção de que ele é a essência do dinamismo econômico e a certeza de que sua promoção é uma ótima maneira de expandir o emprego. Obviamente são maiores as possibilidades de surgirem novas empresas em regiões rurais que já são (ou já foram) prósperas e nas que atraem “refugiados” das aglomerações urbanas, do que em zonas rurais que sempre estiveram entre as mais periféricas ou que há muito tempo deixaram de ser dinâmicas. Muitas das dificuldades para qualquer esforço de dinamização eco-

nômica decorrem da baixa densidade demográfica que está no cerne da própria definição da ruralidade: distância dos centros de decisão e das redes de informação; falta de redes de transporte e de telecomunicações; raras oportunidades de valorização dos recursos humanos; dificuldade de estreitar relações que geram parcerias.<sup>58</sup>

Questões cruciais como a dos efeitos da educação sobre a dinâmica empreendedora continuam sem respostas convincentes, embora se saiba que os sistemas educacionais foram concebidos para formar bons assalariados, em vez de preparar os jovens para a perspectiva do autoemprego. E tudo indica que o conhecimento científico sobre o assunto só avançará quando for possível realizar uma avaliação sistemática e comparativa das recentes políticas públicas de estímulo à criação de pequenas e médias empresas. Principalmente dos programas mais inteligentes, que amadureceram nos âmbitos local e regional para melhor aproveitar os trunfos territoriais na formação de ambientes inovadores. Afinal, o empreendedorismo nunca ocorre de forma homogênea entre as regiões de uma mesma nação. E é bem provável que tais divergências espaciais da criatividade empreendedora correspondam ao fenômeno de “*clustering*” (formação de “feixes” ou “cachos”).<sup>59</sup>

Segundo uma das definições mais aceitas, “*cluster*” é uma concentração geograficamente delimitada de negócios independentes que se comunicam, dialogam e transacionam para partilhar coletivamente tanto oportunidades quanto ameaças, gerando novos conhecimentos, concorrência inovadora, chances de cooperação, adequada infraestrutura, além de frequentemente também atraírem os correspondentes serviços especializados e outros negócios correlacionados. Alguns estudos revelam que a confluência de muitas firmas para um determinado ponto pode corresponder muito mais a certas características específicas do local — como prestígio e amenidades — do que à necessidade de contatos com outras firmas que supostamente fariam parte de um desses feixes ou cachos. Outros enfatizam que a verdadeira base do *clustering* é o conhecimento, o que não significa necessariamente “alta tecnologia”.<sup>60</sup> Mas a maioria dos que abordaram a relação existente entre a formação desses feixes e o “empreendedorismo” acabam quase sempre enfatizando os fatores culturais que às vezes são compactados na sedutora noção de “capital social”: um complexo de instituições, costumes e relações de confiança que estimulam três dobradiças fundamentais: a da concorrência com a cooperação, a do conflito com a participação e a do conhecimento local e prático com o conhecimento científico.<sup>61</sup>

As políticas governamentais voltadas à promoção do empreendedorismo mal começam a incorporar essas dimensões territoriais, institucionais e culturais. Até há pouco, tais políticas voltavam-se quase que exclusivamente ao fomento de alta tecnologia e de grandes indústrias capazes de “polarizar” as economias regionais e/ou nacionais. Foi somente a partir de meados da década de 1980 que o papel das chamadas “PMEs” começou a ser (re)valorizado, principalmente por sua superior capacidade de gerar empregos. Mas essa mudança de atitude ainda não gerou resultados persuasivos sobre a melhor maneira de se promover esse empreendedorismo mais “difuso”, que possa atingir todos os ramos econômicos e todos os tipos de regiões. Muito menos sobre as maneiras de se promover um “empreendedorismo verde”, baseado na conservação e recuperação da biodiversidade. Entretanto, recentes avanços no entendimento de suas dimensões rurais permitem pensar que a conservação da biodiversidade pode ser um fator estratégico para a criação, consolidação e crescimento de novas empresas.

Além de mudanças culturais e institucionais, é óbvio que o incentivo a um empreendedorismo compatível com a conservação da biodiversidade também requer investimen-

tos governamentais. A fonte destes recursos pode ser a taxação das atividades que mais degradam a biodiversidade. Esses recursos poderão viabilizar investimentos que, se forem bem escolhidos, poderão estimular simultaneamente a conservação da biodiversidade e a criação de empresas e empregos. E, se isso acontecer, tais investimentos ajudarão a abrir um dos caminhos para o tão falado desenvolvimento sustentável.

### 13.9. Conclusão

A promoção da diversidade biológica tende a ser um fator crucial na dinamização das regiões rurais. Particularmente daquelas onde o crescimento econômico não chegou a destruir as fontes de amenidades. Nestas é perfeitamente possível incentivar simultaneamente a conservação da biodiversidade e a criação de empresas e empregos. A experiência internacional nesses dois domínios confirma que as restrições ambientais podem alavancar o crescimento econômico em vez de prejudicá-lo.

O que é muito menos evidente é a linha estratégica e as formas de ação que deveriam ser adotadas para que essa sinergia entre biodiversidade e empreendedorismo seja mais intensamente promovida. Os argumentos apresentados neste texto parecem indicar a necessidade de profundas mudanças na visão que prevalece entre as principais organizações nacionais e internacionais voltadas à conservação da biodiversidade. Em vez de insistir na necessidade de aplicar recursos fiscais tradicionais (acrescidos de receitas obtidas com a bioprospecção) na manutenção e expansão das unidades de conservação, é necessário taxar e investir. Taxar as atividades que contribuem para a erosão da biodiversidade e investir os recursos assim arrecadados na promoção de um empreendedorismo dirigido ao melhor aproveitamento das amenidades rurais e à diversificação dos sistemas produtivos.

As formas de ação que correspondem a essa mudança de linha estratégica dependerão de muitas variáveis políticas que, neste momento, só poderiam ser abordadas de forma impressionista e especulativa. Mas duas coisas parecem claras quando se considera o caso brasileiro: a) a necessidade de que uma reforma tributária venha a contemplar ecotaxas não apenas no domínio energético (e nas formas de poluição a ele associadas), mas também no combate à erosão da biodiversidade; b) a necessidade de que o “segundo dividendo” dessas ecotaxas seja utilizado em novos programas de fomento do empreendedorismo, principalmente em regiões rurais onde as amenidades poderão favorecer uma simbiose entre conservação da biodiversidade e dinamização econômica.

Por enquanto, a sociedade brasileira não parece propensa a aceitar ecotaxas ou se dotar das instituições necessárias à promoção de um empreendedorismo rural que permita aproveitar as inúmeras vantagens da conservação da biodiversidade. Mas, para que essas coisas possam um dia acontecer, é absolutamente necessário que se comece a superar a insipiência do pensamento estratégico sobre o desenvolvimento sustentável, seja na escolha de objetivos como na definição dos meios de atingi-los.

### Referências bibliográficas

- Aubertin, C.; Viven, F. D. *Les Enjeux de la Biodiversité*. Paris: Economica, 1998.  
 Bairoch, P. *Victoires et Déboires; Histoire Economique et Sociale du Monde du XVIe Siècle à nos Jours*. Paris: Gallimard, 1997.  
 Bezerra, M. do C.; Veiga, J. E. da (coord.). *Subsídios à Agenda 21 Brasileira: agricultura sustentável*. Brasília: MMA/IBAMA; Consorcio Goddi, 2000.

- Bravo, E. *Agrocombustíveis, cultivos energéticos e soberania alimentar na América Latina*: aquecendo o debate sobre agrocombustíveis. São Paulo: Expressão Popular, 2007.
- Castro, A. A. J. F. "Características da vegetação do Meio-Norte". In: *EMBRAPA/CPAMN*: 45-56, 1997.
- Castro Neto, M. A miopia do debate sobre a inflação de alimentos. 19 de fevereiro de 2008 a, disponível na internet <http://arquivosbrasilbio.blogspot.com/>
- \_\_\_\_\_. Alimentos X biocombustíveis: crise inexistente. 7 de maio de 2008b, disponível em <http://arquivosbrasilbio.blogspot.com/>.
- Cordeiro, A. A.; Petersen, P.; Almeida, S. G. de. *Crise socioambiental e conversão ecológica da agricultura brasileira*. Rio de Janeiro: AS-PTA, 1996.
- FGV (Fundação Getúlio Vargas) *Fatores determinantes dos preços dos alimentos — o impacto dos biocombustíveis*. São Paulo: FGV, novembro de 2008.
- Gerbi, A. La Disputa del Nuevo Mundo. 1. ed., México, D.F.: Fondo de Cultura Económica, 1960 *apud*: Lisboa, Karen Macknow. *A nova atlântida de Spix e Martius: natureza e civilização na Viagem pelo Brasil (1817-1820)*, São Paulo: Hucitec/FAPESP, 1997.
- Hazell, P. Changing Patterns of Variability in World Cereal Production. In: Anderson, J.; Hazell, P. (eds.). *Variability in Grain Yields; Implications for Agricultural Research and Policy in Developing Countries*. Baltimore: John Hopkins University Press 1989 *apud*: Veiga, José Eli da. Biodiversidade e dinamismo econômico. III Encontro da Eco-Eco, Recife: 11-13/nov., 1999.
- Hermite, M.-A. La Convention sur la Biodiversité. *Annuaire français de Droit International*, 38: 844-870, 1992 *apud*: Aubertin; Vivien, 1998, *op. cit.*
- James, A. N.; Gaston, K. J., e Balmford, A. Balancing the Earth's accounts. *Nature*, v. 401, 23/09/99, p. 32-33.
- Kiley-Worthington, M. "Ecological Agriculture: What Is and How It Works". *Agriculture and Environment*, Amsterdã: Elsevier Scientific Publishing Company, p. 349-381, 1981.
- Le Guyader, H. La Biodiversité: un Concept Flou ou une Réalité Scientifique? *Le courrier de l'environnement de l'INRA*. Paris: INRA, n. 55, février 2008.
- Lewinsohn, T. M. A evolução do conceito de biodiversidade. *Revista Eletrônica com Ciência*, Número Especial, Biodiversidade — Valor econômico e social, p. 1-8, disponível em [www.comciencia.netway.com.br](http://www.comciencia.netway.com.br) em 3/jul./2001.
- Lisboa, K. M. *A nova atlântida de Spix e Martius: natureza e civilização na viagem pelo Brasil (1817-1820)*. São Paulo: Hucitec/Fapesp, 1997.
- Macedo, A. C.; Campanhola, C. Grupo de trabalho: agricultura sustentável. São Paulo: Secretaria da Agricultura e do Abastecimento, 1997 (fotocópia do Relatório das reuniões de 18/03/97 e 10/06/97 preparatórias para a IV Reunião Conjunta do Fórum Nacional da Agricultura).
- Meffe, G.; Carroll, C. *Principles of Conservation Biology*. Sunderland, MA: Sinauer Associates Inc., 1994 *apud*: VEIGA, J. E. da. *Biodiversidade e dinamismo econômico*. III Encontro da Eco-Eco, Recife: 11-13/nov., 1999.
- Miranda, E. E. de et al. *O alcance da legislação territorial*. Relatório, Embrapa Monitoramento por Satélite, 2008.
- Murillo Hernández, D. I. *Efeitos da produção de etanol e biodiesel na produção agropecuária do Brasil*. 2008. 176 f. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) — Universidade de Brasília, Brasília, 2008.
- Myers, N. The Primary Source — Tropical Forests and our Future. Nova York: W.W. Norton, 1984 *apud*: Wilson, E. O. (ed.). *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- NRC (National Research Council). *Alternative Agriculture*. Washington: National Academy Press, 1989.
- \_\_\_\_\_. Florestas tropicais e suas espécies — Sumindo, sumindo...? In: Wilson, E. O. (ed.). *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, p. 36-45, 1997.
- Norgaard, Richard. "O crescimento da economia global de trocas e a perda de diversidade biológica". In: Wilson, E. O. (ed.). *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, p. 261-268, 1997.
- North, Douglas. *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*. Cambridge: Press Syndicate of the University of Cambridge, 1990.
- OCDE. *Saving Biological Diversity — Economic Incentives*. Paris: OCDE, 1996-a.
- \_\_\_\_\_. *Integrating Environment and Economy — Progress in the 1990s*. Paris: OCDE, 1996-b.
- \_\_\_\_\_. *Implementation Strategies for Environmental Taxes*. Paris: OCDE, 1996-c.
- \_\_\_\_\_. *Environmental Taxes and Green Tax Reform*. Paris: OCDE, 1997.
- \_\_\_\_\_. *Fostering Entrepreneurship — The OECD Job Strategy*. Paris: OCDE, 1998.
- \_\_\_\_\_. *Cultivating Rural Amenities*. Paris: OCDE, 1999-a.
- \_\_\_\_\_. *Boosting Innovation — The Cluster Approach*. Paris: OCDE, 1999-b.
- Parker, S. P. *Synopsis and Classification of Living Organisms*. Nova York: McGraw-Hill, 2 v., 1982 *apud*: Wilson, E. O. (ed.). *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- Paschoal, A. D. *Pragas, praguicidas e a crise ambiental: problemas e soluções*. Rio de Janeiro: FGV, 1979.
- Pistorius, R.; Wijk, van J. Prospection de la biodiversité: ressources génétiques à exporter. *Le Moniteur de la Biotechnologie et du Développement*, 15: 12-15, 1993 *apud*: Aubertin; Vivien, 1998, *op. cit.*
- Romeiro, A. R. *Agricultura e ecodesenvolvimento. Ecologia e Desenvolvimento*. Rio de Janeiro: Associação de Pesquisa e Ensino em Ecologia e Desenvolvimento (Aped), p. 207-33, 1992.
- Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Convenção sobre diversidade biológica. *Coleção Entendendo o meio ambiente*, v. II, São Paulo: 1997.
- Souza, E. L. de. Alimentos X combustíveis: o falso dilema. I Simpósio Internacional de Combustíveis, Biocombustíveis e Emissões. São Paulo: União da Indústria da Cana-de-Açúcar, 14 de maio de 2008.
- Wilson, E. O. Biological Diversity as Scientific and Ethical Issue. Trabalhos lidos em reunião conjunta da Royal Society e da American Philosophical Society, v. 1, Filadélfia: American Philosophical Society, p. 29-48, 1987 *apud*: MYERS, Norman. "Florestas tropicais e suas espécies — Sumindo, sumindo...?". In: Wilson, E. O. (ed.). *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, p. 36-45, 1997.
- \_\_\_\_\_. *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.
- \_\_\_\_\_. *A criação: como salvar a vida na Terra*. São Paulo: Companhia das Letras, 2008.
- WCMC (World Conservation Monitoring Centre). *Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources*. London: Chapman and Hall, 1992 *apud*: OCDE. *Saving Biological Diversity — Economic Incentives*. Paris: OCDE, 1996-a.
- Witt, S. *Biotechnology and genetic diversity*. São Francisco: California Agricultural Lands Project, 1985 *apud*: Plotkin, Mark, J. A perspectiva para os novos produtos agrícolas e industriais dos trópicos. In: Wilson, E. O. (Ed.) *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, p. 137-150, 1997.
- WWF. *De grão em grão, o Cerrado perde o espaço — Impactos do processo de ocupação*. Brasília: WWF, 1995.
- Veiga, J. E. da. Problemas da transição à agricultura sustentável. *Estudos Econômicos*. São Paulo, v. 24. Número Especial, p. 9-29, 1994.
- \_\_\_\_\_. Biodiversidade e dinamismo econômico. III Encontro da Eco-Eco, Recife: 11-13/nov., 1999.
- \_\_\_\_\_. O combustível do futuro. *Valor Econômico*. São Paulo: 22 de março de 2008.
- \_\_\_\_\_; Valle, Petterson. Baixaria sobre o aquecimento global. *Folha de S. Paulo*, São Paulo: Tendências/debate, 25 de setembro de 2008.

## Notas

- <sup>1</sup> Parker (1982 *apud*: Wilson, 1997:4).
- <sup>2</sup> Wilson (2008:42).
- <sup>3</sup> Wilson (2008:44).
- <sup>4</sup> OCDE (1996-a:7).
- <sup>5</sup> Wilson (1997).
- <sup>6</sup> Le Guyader (2008).
- <sup>7</sup> Lewinsohn (2001:1).
- <sup>8</sup> Lisboa (1997:69); Lewinsohn (2001:2).
- <sup>9</sup> Lisboa (1997:69).
- <sup>10</sup> Gerbi (1960 *apud*: Lisboa, 1997: 78).
- <sup>11</sup> Gerbi (1960 *apud*: Lisboa: 78).
- <sup>12</sup> Lisboa (1997:81).
- <sup>13</sup> SMA (1997:16).
- <sup>14</sup> Myers (1997:36).
- <sup>15</sup> Wilson (1987 *apud*: Myers 1997:39).
- <sup>16</sup> WCMC (1992 *apud*: OCDE, 1996-a).
- <sup>17</sup> Meffe & Carroll, 1994 *apud*: Veiga, 1999).
- <sup>18</sup> Norgaard (1988).
- <sup>19</sup> Hazell (1989).
- <sup>20</sup> Veiga (1999).
- <sup>21</sup> Bezerra e Veiga (2000).
- <sup>22</sup> Bezerra e Veiga (2000).
- <sup>23</sup> WWF (1995).
- <sup>24</sup> Castro (1997:49).
- <sup>25</sup> Macedo e Campanhola (1997).
- <sup>26</sup> North (1990:99).
- <sup>27</sup> Bairoch (1997).
- <sup>28</sup> Veiga (1999).
- <sup>29</sup> James, Kevin & Balmford (1999).
- <sup>30</sup> Veiga (1999).
- <sup>31</sup> Veiga (1999).

- <sup>32</sup> OCDE (1996-b, 1996-c, 1997).  
<sup>33</sup> Veiga (1999).  
<sup>34</sup> Wilson (2008:23).  
<sup>35</sup> Veiga (1999).  
<sup>36</sup> OCDE (1999-a).  
<sup>37</sup> OCDE (1999-a:100).  
<sup>38</sup> Veiga (1999).  
<sup>39</sup> Hermitte (1992 *apud*: Aubertin e Vivien, 1998); Pistorius e Wijk (1993 *apud*: Aubertin e Vivien, 1998).  
<sup>40</sup> Aubertin & Vivien (1998:64).  
<sup>41</sup> Hermitte (1992 *apud*: Aubertin e Vivien, 1998); Pistorius e Wijk (1993 *apud*: Aubertin e Vivien, 1998).  
<sup>42</sup> Veiga (1999).  
<sup>43</sup> Norgaard (1997:263).  
<sup>44</sup> Paschoal (1979).  
<sup>45</sup> Romeiro (1992).  
<sup>46</sup> Killey-Worthington (1981); NRC (1989); Romeiro (1992); Veiga (1994).  
<sup>47</sup> Cordeiro *et al.* (1996:23).  
<sup>48</sup> Veiga e Valle (2008).  
<sup>49</sup> Veiga (2008).  
<sup>50</sup> Bravo (2007).  
<sup>51</sup> FGV (2008).  
<sup>52</sup> Souza (2008).  
<sup>53</sup> Castro Neto (2008a).  
<sup>54</sup> Castro Neto (2008b).  
<sup>55</sup> Hernández (2008).  
<sup>56</sup> Miranda (2008).  
<sup>57</sup> Veiga (1999).  
<sup>58</sup> Veiga (1999).  
<sup>59</sup> Veiga (1999).  
<sup>60</sup> OCDE (1999-b).  
<sup>61</sup> OCDE (1998).

## Mercados para serviços ambientais

**Fernando Cesar da Veiga Neto**

*TNC — Mata Atlântica e Savanas Centrais*

**Peter H. May**

*Departamento de Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade — DDAS/UFRRJ*

### 14.1. Introdução

Este capítulo\* discute a construção institucional dos chamados “mercados de serviços ambientais” com enfoque principal em experiências em curso no Brasil. O movimento de criação e construção desses mercados representa um dos avanços mais inovadores nas políticas ambientais nos anos recentes, particularmente no que diz respeito à compensação de esforços de conservação de recursos naturais.

Ao longo do capítulo, é realizado um mapeamento desses mercados, seu estágio de desenvolvimento, as principais barreiras encontradas para seu estabelecimento e os seus potenciais benefícios para o desenvolvimento sustentável no Brasil. Esse mapeamento é realizado sem perder de vista as limitações implícitas na tentativa de criação de mercados ou mecanismos compensatórios onde estes inexistem. Há um foco mais específico nas três grandes questões ambientais que preocupam a humanidade na virada do milênio e seus mercados correspondentes. A primeira delas, considerada global por excelência, diz respeito às mudanças climáticas; a segunda, considerada de caráter mais regional, refere-se à quantidade e qualidade de água; e a terceira, também considerada de importância global, mas com implicações e respostas regionais e locais, a perda de biodiversidade.

No primeiro caso, serão abordados os temas da construção do mercado de carbono a partir do Protocolo de Quioto e do crescente *boom* do mercado voluntário do carbono, por conta da percepção crescente do problema do aquecimento global. Serão também abordados os primeiros projetos em curso no país com o objetivo de geração de créditos de carbono, sob a ótica de ocupação e uso do solo, com um foco específico nos benefícios reais e potenciais para o desenvolvimento sustentável local.

\* Capítulo baseado na tese de doutorado do primeiro autor (Veiga, 2008), sob a orientação do segundo.

No segundo caso, o mercado criado com base em demanda pela qualidade e quantidade de água, a discussão envolverá a relação entre floresta e água e como isso pode virar um elemento de remuneração para os produtores rurais que protegem os mananciais. Essa seção se remete à experiência internacional de cobrança pelo uso dos recursos hídricos discutido em Ramos (neste livro). Neste capítulo, focamos na crescente discussão interna sobre o tema, com ênfase na gestão das bacias hidrográficas e a cobrança pelo uso das águas, determinada na Lei nº 9.433/1997, cujo fundamento econômico é apresentado em Cánepa (neste volume). Serão apresentadas aqui as primeiras iniciativas concretas em relação ao estabelecimento desse mercado no país, focado no binômio floresta-água.

Em relação aos mercados relacionados à biodiversidade, o trabalho aborda resumidamente alguns dos principais mecanismos econômicos que vêm sendo utilizados para a remuneração da biodiversidade no âmbito internacional. No cenário nacional, a experiência do ICMS Ecológico continua sendo uma referência global da eficácia de transferências fiscais intergovernamentais visando reforçar a ação local de conservação da natureza.<sup>1</sup> A seguir, soma-se à potencialmente enorme possibilidade de remuneração à floresta em pé, trazida pelo mercado da servidão florestal, em estágio inicial de desenvolvimento em alguns estados no país. Evidentemente, essa perspectiva também gera benefícios no sentido de redução de emissões do desmatamento,<sup>2</sup> de crescente interesse nos acordos de clima global.

Em suma, este capítulo mostra como instrumentos de mercado podem ser adaptados à realidade encontrada em determinado contexto, para complementar outros mecanismos visando limitar o comportamento humano em prol da qualidade ambiental. Os pagamentos para serviços ambientais podem exercer esse papel, indo além da evidência de importância da proteção dos ecossistemas naturais, expressa por meio da valoração econômica do meio ambiente.

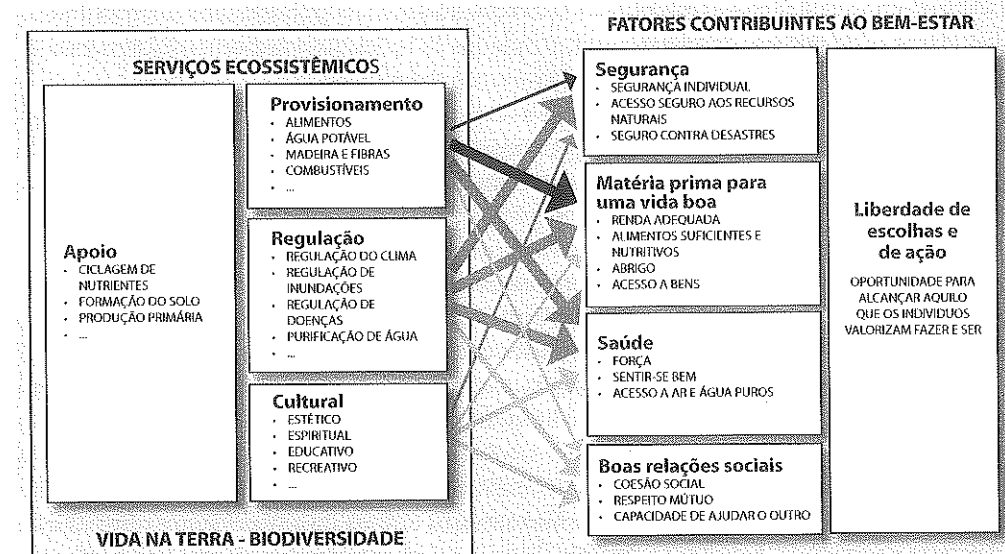
## 14.2. Fundamentação teórica

### 14.2.1. Definição de serviços ambientais

Há certa confusão na literatura entre os conceitos de “serviços ambientais” e “serviços ecossistêmicos”. Serviços ecossistêmicos foram definidos por Dailey (1997) como os serviços prestados pelos ecossistemas naturais e as espécies que os compõem, na sustentação e preenchimento das condições para a permanência da vida humana na Terra. Serviços ambientais são mais relacionados com os resultados desses processos, ou ainda quando se deseja atrelar as ações antrópicas associadas à restauração e manutenção dos serviços ecossistêmicos, enquanto as funções dos ecossistemas são mais associadas com a sua origem. Como estes conceitos tendem a ser usados de forma intercambiável, a seguir, referimos aos serviços ambientais. Mas o que estes conceitos trazem de novo é a relevância que assumem os serviços que efetivamente dão sustentação à vida no planeta; considerados mais importantes (porque de maior dificuldade para substituição) do que os produtos gerados pelos ecossistemas. Na opinião de Heal (2000), a melhor maneira de caracterizar os serviços ambientais seria dizer que são os responsáveis pela infraestrutura necessária para o estabelecimento das sociedades humanas.

A identificação da importância dos serviços ambientais, e a crescente percepção pela sociedade da deterioração constante destes, é muito recente, tendo sido bem exemplificada por meio do *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA). Esse gigantesco esforço realizado por uma rede de milhares de cientistas entre 2002 e 2005,<sup>3</sup> concluiu que mais de 60% dos ecossistemas do mundo têm sido utilizados de forma não sustentável.

O MEA classifica os serviços derivados dos ecossistemas naturais em quatro principais conjuntos: provisionamento, regulação, suporte e cultural, os quais garantem aspectos de bem-estar das sociedades humanas (Figura 14.1). Entre os serviços, podemos citar: a) a purificação do ar e da água; b) a mitigação das enchentes e da seca; c) a desintoxicação e a decomposição dos dejetos; d) a geração e a renovação do solo e de sua fertilidade; e) a polinização das culturas e da vegetação natural; f) o controle da maioria das potenciais pragas agrícolas; g) a dispersão das sementes e a translocação dos nutrientes; h) a manutenção da biodiversidade, da qual depende a humanidade para sua alimentação, seus medicamentos e para o desenvolvimento industrial; i) a proteção dos raios ultravioleta; j) a participação na estabilização do clima; l) o suporte para as diversas culturas da civilização humana, e m) o estímulo estético e intelectual para o espírito humano. A identificação e a classificação dos serviços ecossistêmicos são uma área de pesquisa de crescente importância.<sup>4</sup>



Fonte: MEA (2005).

Figura 14.1 Quadro síntese do Millennium Ecosystem Assessment.

### 14.2.2. Os pagamentos por serviços ambientais

Dadas as tendências identificadas no MEA e outros alertas, qual a resposta adequada da sociedade às pressões que afetam a capacidade dos ecossistemas em continuar fornecendo esses serviços? Resta determinar o valor econômico dos serviços prestados pelos ecossistemas, e a partir daí encorajar os beneficiários desses serviços a restaurar e mantê-los? Embora pareçam passos conceitualmente subsequentes, não é tão fácil assim. Durante



milênios, a humanidade vem recebendo esses serviços de forma gratuita, sem nada pagar por eles, e, por isso, sem considerá-los na contabilidade das ações empreendidas. Heal (2000) sustenta que, se estamos excedendo a capacidade de suporte dos ecossistemas terrestres, a era dos serviços gratuitos está no fim. Se por um lado, não há um “dono” da Terra a qual devemos pagar por isto, por outro é preciso perceber que há custos crescentes da manutenção desses serviços básicos para que eles continuem intactos e funcionando bem. Daí saem as preocupações básicas que norteiam a elaboração de políticas de pagamentos para serviços ambientais (PSA).

Fearnside (1997), de forma pioneira no Brasil, argumenta que o pagamento pelos serviços ambientais pode trazer à racionalidade de curto prazo usualmente adotada nas ações humanas, uma racionalidade de longo prazo, mais apropriada no âmbito das questões ambientais. De acordo com Bracer *et al.* (2007), como as decisões do dia a dia geralmente focam nos retornos financeiros imediatos, muitas funções e estruturas ecossistêmicas não são consideradas nas tomadas de decisão. É uma premissa que a compensação dos serviços ambientais agregue valor a práticas de uso do solo rural que permitem manter essas funções tanto no curto quanto no longo prazo.

Segundo Wunder (2005), o conceito de PSA está no centro das demandas por abordagens mais diretas para a conservação dos ecossistemas, em contraposição aos modelos que o antecederam, que visavam juntar a conservação ao alívio da pobreza, por meio de iniciativas clássicas de desenvolvimento rural, acopladas às ações mais indiretas de conservação ambiental, e por meio dos projetos de conservação e desenvolvimento integrado.

O que este conceito PSA traz de novo é a ideia de que beneficiários de serviços ambientais façam pagamentos diretos, regidos por contratos, condicionados aos serviços entregues para produtores rurais ou outros detentores dos meios de provisão dos serviços ambientais (comunidades rurais, governos municipais, Unidades de Conservação etc.), para que os mesmos adotem práticas que garantam a conservação e/ou restauração dos ecossistemas em pauta.<sup>5</sup> Essa abordagem assume que existe um *trade-off* entre os diferentes usos de solo e busca compensar os interesses conflitantes por meio de esquemas de compensação. Quem recebe o pagamento deve ser o provedor do serviço. Uma vez que nem sempre tal produtor é representante de um grupo de baixa renda, este mecanismo não necessariamente supera iniquidades preexistentes. Por esse motivo há quem critique a perspectiva de que o PSA possa atuar como um instrumento para combater a pobreza rural.<sup>6</sup> Por outro lado, se partirmos do princípio de que em geral são as populações mais pobres que primeiro e mais intensamente sofrem os efeitos da redução da provisão dos serviços ambientais, poderíamos afirmar que o impacto social do PSA pode ser visto também (e talvez mais) pelo prisma das populações beneficiadas e não pelo prisma daqueles que proveem os serviços.

Wunder (2005) usa cinco critérios (ou passos) para definir o que chama de mercados de serviços ambientais “puros”: a) uma transação voluntária onde; b) um serviço ambiental (ou um uso de solo que claramente seja capaz de gerar aquele serviço) bem definido; c) é comprado por (pelo menos um) comprador de serviço ambiental; d) de (pelo menos um) vendedor de serviço ambiental; e) se e apenas se, o vendedor de fato entregar o serviço.

Dos itens acima, se depreendem alguns pontos importantes. O primeiro diz respeito ao caráter voluntário da participação, característica do instrumento econômico, em oposição às medidas mandatórias de comando-e-controle. E pressupõe que o potencial provedor dos serviços tenha outras opções de uso da terra, além do uso conservacionista. O

segundo ponto crucial é a necessidade da clara definição do serviço ambiental em pauta. Nesse caso, quanto menor a certeza em relação ao serviço entregue, maior a possibilidade de questionamento em relação às vantagens de pagar por elas. Também fica claro que estamos falando de uma transferência de recursos daquele que compra para aquele que vende; recursos estes que somente serão pagos se os serviços forem entregues, enquanto os pagamentos durarem (ou de acordo com o contrato realizado).

A par destes mercados de PSA definidos como “puros” por Wunder (2005), outros autores, tais como Landell-Mills & Porras (2002), consideram um espectro muito mais amplo de arranjos, também como mercados de PSA.\* Para Bracer *et al.* (2007), todos os esquemas de PSA partem do ponto comum de que os serviços ambientais têm valor econômico quantificável que, por sua vez, podem gerar investimentos e práticas de restauração e manutenção dos mesmos. Essa condição, valor econômico quantificável, e os demais classificados por Wunder (2005) como necessários para a existência de um PSA, nem sempre são encontrados no momento de implantação dos sistemas PSA. Em diversos casos, os esquemas são implantados baseados na crença compartilhada, que o uso do solo proposto (por exemplo, um manancial florestado) seja mais adequado do que outro (por exemplo, um pasto degradado) para atender os interesses da sociedade.

De acordo com Powell & White (2001), os mercados de serviços ambientais também podem ser classificados em três *categorias* de acordo com o nível de intervenção governamental, conforme segue.

A primeira delas, onde o grau de intervenção governamental é menor, é aquela em que predominam os acordos privados entre os produtores de serviços e os beneficiários, e acontece prioritariamente quando existe a percepção por parte dos usuários de que o custo de tratamento ou a redução da renda decorrente da perda do serviço excede o pagamento pelo serviço ambiental. É a situação em que fica clara para o usuário a vantagem da abordagem ecossistêmica em vez da abordagem tradicional, de tratamento ou de reparo. Está baseada em negociações intensas entre beneficiários e produtores dos serviços e a princípio dispensa novos arranjos legais e regulatórios. É a que mais se assemelha ao mercado “puro” proposto por Wunder (2005). Nesse formato de mercado, é considerado que haja menores custos de transação e maior garantia de provisionamento de serviços, devido à demanda dos beneficiários diretos de que os serviços gerem os benefícios almejados de maneira verificável.

A segunda categoria seria aquela em que predominam os mecanismos de troca entre os agentes, normalmente utilizados a partir da fixação pela autoridade reguladora de um determinado padrão a ser alcançado via negociação entre os atores. Os recursos para essas transações se originam nos agentes econômicos que concluem que a compra de créditos vale mais à pena do que a mudança de seus processos para o atendimento às exigências do órgão regulador. Depende de um forte sistema de regulação e de um efetivo sistema de monitoramento, a exemplo do Mecanismo do Desenvolvimento Limpo, criado pelo Protocolo de Quioto.

Por fim, a última categoria proposta seria aquela onde estão situados os pagamentos realizados pelo setor público, assim considerado quando algum nível de governo ou uma

\* Essas autoras realizaram trabalho sobre desenvolvimento dos mercados de serviços ambientais analisando 287 esquemas PSA em todo o mundo.

instituição pública (não necessariamente estatal) paga pelo serviço ambiental. Os recursos para essas transações vêm de diversas fontes, entre elas, orçamentos gerais de governos em seus diversos níveis e taxas de usuários. Os pagamentos podem ser destinados a produtores privados ou instituições públicas gerenciadoras de recursos naturais. O fato de serem esquemas públicos não exige a negociação. Pelo contrário, intensas negociações entre poderes públicos municipais, municipais × estaduais, empresas e outros *stakeholders* são necessárias para o estabelecimento de mecanismos como estes. Um bom exemplo seria a gestão de bacias hidrográficas, no caso brasileiro. Normalmente exige fortes mudanças no aparato regulador.

Neste capítulo, quando estivermos nos referindo aos mercados de serviços ambientais estaremos nos referindo, de forma ampla, a todas as categorias antes descritas por Powell & White (2001). Em maior ou menor grau, todos esses tipos de mercado se fazem presentes no contexto brasileiro apresentado posteriormente.

Para iniciarmos a reflexão sobre o desenvolvimento dos mercados de serviços ambientais, perguntamos a seguir por que esses mercados não foram estabelecidos anteriormente, posto seu potencial de geração de benefícios às comunidades locais, regionais e globais, ou ainda por que os mercados não foram capazes de refletir os valores ambientais gerados pelos ecossistemas. Para responder a essas perguntas, vamos apresentar a seguir alguns dos conceitos e instrumental de três correntes econômicas, a economia ecológica, a economia ambiental neoclássica e a nova economia institucional, mostrando como cada uma tem a contribuir com determinados aspectos dessa discussão.

#### 14.2.3. A contribuição da economia ecológica

Preocupada com a relação entre os sistemas econômicos e os sistemas ecológicos que os sustentam e os contém, a economia ecológica aponta para a necessidade de uma escala sustentável, ou seja, a existência de um estoque de capital natural que seja capaz de suportar as funções ecossistêmicas básicas, assim como o fornecimento de matérias-primas e a capacidade de absorção dos resíduos gerados pelas atividades econômicas ao longo do tempo. E nesse aspecto qualquer crescimento econômico que vá além do ponto onde os custos ecológicos superem os benefícios econômicos é ineficiente e excede a escala desejável. Dito de outra forma, os limites ao crescimento fundamentados na escassez dos recursos naturais são reais e não necessariamente superáveis por meio do progresso tecnológico. A escala sustentável é aquela que se adapta de forma gradativa às inovações tecnológicas, de modo que a capacidade de suporte não se reduz ao longo do tempo.<sup>7</sup>

Além da escala sustentável, a economia ecológica trata a equidade distributiva como objetivo de importância central. A distribuição se refere à divisão relativa dos fluxos de recursos entre os diferentes atores da sociedade, incluindo as futuras gerações. Nessa questão, já apontando para um dos itens centrais dos PSA, uma distribuição justa seria aquela onde os que excederam a escala desejável ou aqueles que vão se beneficiar da restauração das funções ecossistêmicas sejam aqueles que vão pagar por isso. Como já apontado, há divergências sobre o potencial para utilização dos mercados para serviços ambientais como instrumento para retificar inequidades sociais, devido à própria distribuição prévia de recursos.

A contribuição principal da economia ecológica à construção dos mercados ambientais, no entanto, é dada pela determinação dos limites ao crescimento, associada à degrada-

ção do capital natural. A redução da capacidade de fornecimento dos serviços ambientais historicamente fornecidos à sociedade é derivada do conceito de capital natural crítico, identificado com a necessidade de manutenção dos serviços essenciais à vida. A percepção e a posterior definição desses limites toleráveis são frequentemente possíveis unicamente por meio de processos de barganha política,<sup>8</sup> em combinação com determinações técnico-científicas.

Como meio para estruturar os processos decisórios na economia ecológica, Farley & Daly (2003) sugerem que, em primeiro lugar, sejam estabelecidos os limites ecológicos da escala sustentável e que se estabeleçam políticas que garantam que o nível de utilização de recursos naturais na economia permaneça dentro desses limites. Em segundo lugar, receitam o estabelecimento de uma justa distribuição dos recursos por meio da definição de direitos de propriedade e transferências. Somente uma vez essas duas precondições estabelecidas, instrumentos baseados em mercados, podem ser utilizadas para aproveitar do funcionamento dos seus mecanismos de alocação relativamente eficientes. Veremos a seguir de que forma essa ordem de formulação de políticas públicas tem sido observada no caso dos mercados para serviços ambientais.

#### 14.2.4. A contribuição da economia ambiental neoclássica

Para os autores oriundos da escola neoclássica, o fato de os serviços ambientais terem se mantido fora do mercado é explicado por duas principais razões: a diferença entre os custos privados e sociais na produção dos bens e serviços, e pelo fato de que o fornecimento desses serviços tem características de bens públicos.<sup>8</sup>

Externalidades ocorrem toda vez que um agente causa uma perda (ou um ganho) de bem-estar em outro agente e esta perda (ou ganho) não é compensada. Uma externalidade ambiental negativa típica é a da fábrica que polui o rio de uma determinada cidade. Se não houver nada que obrigue o proprietário da fábrica a incorporar o custo social da poluição hídrica, o custo privado da atividade não incorporará o custo social da poluição do rio. Por outro lado, os serviços ambientais podem ser considerados, de forma geral, o reverso da moeda, ou seja, geram externalidades positivas, no qual os provedores não são compensados pelos benefícios que geram. Um bom exemplo de externalidade ambiental positiva seria o do produtor rural que planta árvores nativas ao longo de um rio e, desta forma, contribui para a redução do processo de sedimentação deste corpo hídrico, evitando custos associados ao tratamento da água para os usuários da bacia a jusante. Se não houver a percepção do ganho e um correspondente pagamento dos beneficiários, usuários da água, a estes produtores, eles não serão recompensados pelo benefício social que geraram e talvez não tenham estímulo para continuar a realizar tal trabalho.

Sob esta ótica, a solução neoclássica aponta para a necessidade de que as políticas ambientais internalizem esses efeitos externos positivos, ou seja, equiparem ao custo privado do ator econômico, o benefício social da ação empreendida por ele. Segundo essa corrente teórica, desenvolvida pelo economista A.C. Pigou em trabalho publicado em 1920, essas diferenças entre os custos e benefícios privados e sociais poderiam ser corrigidas por meio de taxas e subsídios. E não deixa de ser muito interessante ver que, naquele momento, este

<sup>8</sup> A definição dos percentuais de Reserva Legal dos biomas no Código Florestal brasileiro e os percentuais de níveis de abatimento de Gases de Efeito Estufa para cada país no Protocolo de Quioto são um bom exemplo desta afirmativa.

economista que assentou as bases da Economia do Bem-estar já colocasse o plantio de florestas como exemplo de externalidade positiva em relação ao clima. Nas suas palavras: “[...] *It is true, in like manner, of resources devoted to afforestation, since the beneficial effect on climate often extends beyond the borders of the estates owned by the person responsible for the forest [...]*”<sup>9</sup>

A abordagem da economia de poluição (discutida detalhadamente em Cánepa, neste volume) é um dos verdadeiros alicerces da política ambiental atual. No entanto, as dificuldades da correta mensuração do custo social associado aos danos causados por um agente poluidor, fazem com que as taxas ambientais sejam praticadas mais em função de critérios não econômicos.<sup>10</sup> Consistente com a discussão da abordagem da economia ecológica, acima, em muitos casos a determinação de valores associados a taxas ou subsídios é sujeito a barganha entre atores, em vez da alocação eficiente de recursos. Além disso, o conceito de externalidades foi usado preponderantemente na política ambiental para aplicar o princípio do poluidor-pagador,<sup>11</sup> e raramente pelo princípio “provedor-recebedor”, ou seja, remunerando aqueles que ao proteger o ambiente gerem benefícios sociais não reconhecidos pelo mercado. Embora os termos pareçam simétricos, na realidade requerem instrumentos, instituições e formas de gestão distintas, mesmo sendo complementares.

A segunda razão apontada pela escola neoclássica para o estado incipiente dos mercados de serviços ambientais diz respeito à necessidade de definição dos direitos de propriedade sobre bens e serviços não transacionados no mercado. Uma categoria de bens e serviços pode ser rotulada de “bem público”, se a sua provisão não permite exclusividade, não é rival e nem congestionável. Isto é, uma vez provido, é disponível para todos (não exclusivo); o seu uso por um não diminui sua utilidade para outros (não rival), mesmo se esses usuários são muitos (não congestionável). Um exemplo de bem público puro é o ar limpo. De fato, porém, poucos bens e serviços são bens públicos puros, o que resulta em diferentes graus de dificuldade na internalização de externalidades por meio de instrumentos de mercado.

No trabalho seminal de Ronald Coase (1960), *The problem of social cost*, não haveria impedimento para que os bens públicos sejam providos de forma eficiente, bastando estabelecer uma definição de propriedade ou responsabilidade sobre danos gerados pelas externalidades.<sup>12</sup> Mas como em parte significativa dos serviços ambientais, a delimitação de propriedade é difícil ou impossível, depender do funcionamento pleno do mercado para resolver as externalidades não é uma opção prática e nem sempre viável.

O caso dos Gases de Efeito Estufa — GEE, como o CO<sub>2</sub>, é exemplar. Nesse caso, como o serviço prestado pela atmosfera ao absorver parte do carbono emitido pelas ações antrópicas não é propriedade de ninguém, não havia oportunidade das pessoas registrarem sua demanda por esse serviço e a emissão de gases continuava sem restrição. Somente quando os signatários da Convenção do Clima definiram o direito da população humana a uma atmosfera sem “perigosos níveis” de GEE é que teve início o surgimento de mecanismos de mercado que pudessem responder a esta demanda.

O desdobramento lógico em forma de política adotada, neste caso, é a introdução dos direitos de propriedade onde isto for possível, trazendo esses bens e serviços para a esfera do mercado. Essa lógica de ação pode ser considerada como um dos constituintes da política ambiental americana (onde o caso mais conhecido foi a criação do mercado

de dióxido de enxofre) e é a base teórica para a criação das licenças comercializáveis, experiência esta que orientou a redação do Protocolo de Quioto.

Apesar dos avanços conceituais e práticas de criação de mercados onde os mesmos inexistiam, persiste a dificuldade de introduzir direitos de propriedade para os serviços ambientais que evidenciam características de bens públicos. A economia neoclássica assume como fato a existência dos mercados. Sua principal preocupação é assegurar as condições que permitiriam aos mercados garantir a maximização do bem-estar. Seu enfoque é nas políticas governamentais que buscam remediar falhas do mercado e não na análise de como incentivar a criação de novos mercados.<sup>13</sup> Em certos casos, somente a criação de novas instituições que complementam mercados pode superar os problemas apontados.

#### 14.2.5. A contribuição da nova economia institucional (NEI)

Os conceitos até aqui apresentados foram fundamentais para entendermos o porquê das falhas do mercado na percepção dos valores atribuídos aos serviços ambientais, mas não o suficiente para explicar o processo de desenvolvimento dos mercados. A nova economia institucional procura responder a este questionamento. Essa corrente questiona alguns dos principais fundamentos da economia neoclássica, relacionada aos condicionantes para o perfeito funcionamento dos mercados. Questiona, por exemplo, que todos os atores econômicos sejam perfeitamente racionais, lembrando que, no mundo real, as pessoas exibem comportamentos mais bem chamados de “irracionais”, porque não exibem preferências estáveis e porque não possuem habilidade suficiente para processar um grande número de possibilidades de escolha. Questiona também que a informação seja perfeita, lembrando que raramente os indivíduos possuem acesso a toda a informação disponível. A partir da oposição a estes dois fundamentos, os autores da NEI defendem que os atores econômicos tomam a melhor decisão que conseguem, dentro da melhor informação disponível e de acordo com a capacidade de cada um, ou seja, possuem uma “racionalidade limitada”.

Neste mundo de “racionalidade limitada”, há ampla possibilidade dos atores agirem de forma oportunista. Para se protegerem do comportamento oportunista, os indivíduos investem em atividades/instituições que os protejam, tais como proteção dos direitos, garantias, contratos etc. Tais investimentos implicam custos de transação, elemento central da NEI. Decorrente desses conceitos, para os economistas da NEI, o mercado (somente uma entre as instituições reconhecidas como pertinentes) é complementado com uma variedade ampla de arranjos institucionais que guiam a tomada de decisões e a alocação dos recursos. E a matriz resultante de instituições interligadas resulta de uma mistura de arranjos complementares e competitivos que são desenhados de acordo com variáveis históricas, econômicas, sociais e ambientais.<sup>14</sup>

De acordo com Chang & Evans (2000), instituições podem ser definidas como padrões sistemáticos de expectativas compartilhadas, premissas dadas, normas aceitas e rotinas de interação que somadas têm efeitos robustos em modelar as motivações e comportamentos de determinados grupos de atores sociais. Segundo estes autores, há um reconhecimento geral de que as instituições são fundamentais no processo de mudanças econômicas.

Um mercado pode ser definido como uma situação social onde ocorre a comercialização de um item e existe um mecanismo de preço que determina o valor deste item. Para que qualquer mercado possa existir, elaboradas relações sociais devem se desenvolver de forma a estruturá-lo. Teoricamente, essas relações se consistem na construção de regras





que possam produzir: a) um bem definido sistema de direitos de propriedade; b) uma estrutura de governança, que sancione determinadas formas de cooperação e competição; c) regras de troca que busquem uma minimização dos custos de transação entre os agentes. Os direitos de propriedade definem os limites legais em relação à propriedade, não somente referentes aos bens de produção clássicos, tais como terra e insumos, mas também referentes a ideias, processos e habilidades individuais e/ou coletivas. As estruturas de governança se referem às leis e práticas informais que delimitam o marco legal e/ou ético das práticas de competição e cooperação entre indivíduos, firmas e governos. As regras de troca se referem às regras que irão estabelecer o fluxo de produtos e serviços entre os agentes. Elas delimitam quem pode comercializar com quem, e garantem que os produtos sejam entregues nas condições acordadas e pagos por isto. Idealmente buscam a promoção do comércio por meio de regras simples, claras e menos custosas, reduzindo assim os custos de transação.<sup>15</sup>

Adotando as noções do NEI definidas acima, aplicamos esses conceitos à derivação e evolução de mercados para bens e serviços ambientais. Powell & White (2001) sugerem três fases que ilustram cada estágio de desenvolvimento desses mercados. Uma primeira fase se caracteriza pela crescente percepção das ligações existentes entre as ações praticadas nos ecossistemas e suas consequências ambientais. Isto leva a uma primeira identificação e posterior contato entre os provedores dos serviços e os beneficiários. Na segunda fase, o debate social e político embasa a definição dos bens e serviços. Surge a necessidade de uma estrutura organizacional para permitir a realização das transações entre as partes e assim inicia-se o processo de desenho das regras e instituições. Os instrumentos de regulação são desenhados, ao passo que os produtos a serem comercializados vão se definindo. A última fase é caracterizada pelo início das transações, tanto para as *commodities* quanto para os serviços específicos. É o desenvolvimento final das regras de comercialização, dos contratos de serviços, da legislação pertinente e da estrutura de suporte (monitoramento, certificação e verificação).

Com essa sequência em mente passamos a seguir a examinar o surgimento e evolução de mercados ambientais no Brasil, nos casos do carbono florestal, água e floresta, e biodiversidade.

### 14.3. O desenvolvimento do mercado de carbono no Brasil

O mercado de carbono nasceu como instrumento para apoiar o processo de mitigação das mudanças climáticas globais, hoje uma necessidade quase incontestada. Com um volume de transações oficiais e voluntárias avaliado em aproximadamente US\$64 bilhões no ano de 2007,<sup>16</sup> dobrando ano a ano (a New Carbon Finance estimou em US\$150 bilhões o volume de transações em 2008), com uma perspectiva de incremento crescente e de caráter global, hoje, tornou-se a principal referência dos mercados ambientais.

O fenômeno das mudanças climáticas foi inicialmente identificado no século XIX, pelo químico Arrhenius (1896), como fruto das emissões de CO<sub>2</sub>. Estas foram posteriormente associadas à Revolução Industrial e seus desdobramentos, na utilização de petróleo e outros combustíveis fósseis, e na conversão de florestas em espaços para produção agropecuária. Como os países do Norte avançaram mais rapidamente na adoção dessa matriz energética, as responsabilidades para o acúmulo de Gases de Efeito Estufa (GEE) na at-

mosfera são diferenciadas. Nesse sentido, ficou claro que a solução para o mesmo teria que vir de ações globais, porém também diferenciadas. E também ficou cada vez mais claro que quanto mais se postergarem as soluções para o enfrentamento das mudanças climáticas, maior será o custo para a sociedade global, que já vem sofrendo os primeiros impactos negativos, ainda em uma escala muito menor do que se espera, a continuar as tendências atuais de emissões de GEE.<sup>17</sup>

Essas soluções necessariamente partem de construções coletivas, de arranjos institucionais internacionais, ou em alguns casos, nacionais ou estaduais. A criação e o desenvolvimento de mercados de carbono ganham uma forte proeminência. Esses mercados são principalmente baseados em regulamentos do tipo *cap and trade*, fundamentado no instrumento de licenças de emissão comercializáveis. Nesses sistemas, busca-se um determinado patamar de redução de emissões de GEE aceitáveis às partes da negociação. Aqueles que detêm mais licenças do que precisam para manter ou expandir suas atividades econômicas emissoras, oferecem-nas para comercializar àqueles que estejam deficitários devido aos custos marginais relativos de mitigação. A partir da escassez relativa das licenças comercializáveis, surge um mercado entre estes atores, assim como chega-se ao preço em cada momento para o certificado ou licença de emissão (veja mais detalhes do funcionamento desse instrumento em Cánepa, neste volume).

O Protocolo de Quioto (PK), que deslançou a implementação da Convenção Quadro de Mudanças Climáticas (UNFCCC) a partir de 1997 (embora ratificado apenas em 2004), pode ser considerado o grande marco institucional na construção de instrumentos econômicos para enfrentar esse problema. O PK, além de estabelecer o primeiro teto de emissões no âmbito internacional, diferenciado entre os países signatários, também estabeleceu três mecanismos de flexibilização no cumprimento das suas restrições que deram origem aos principais mercados regulados de carbono. O primeiro deles permitiu o comércio de certificados de redução de emissões entre os chamados países do Anexo 1 (países desenvolvidos e as economias em transição, a antiga URSS), mecanismo que deu origem ao sistema europeu de comércio de emissões (EU ETS), o maior mercado de carbono atual. O segundo, a Implementação Conjunta (*Joint Implementation* ou JI), permitiu o investimento entre agentes econômicos nestes mesmos países visando implantar projetos de mitigação de menor custo, cujos certificados de redução de emissões podiam ser utilizados ou comercializados pelo investidor. O terceiro, e mais importante para os países emergentes, o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL — o *Clean Development Mechanism*), permitiu que projetos implantados em países em desenvolvimento pudessem gerar créditos (chamados *offsets*) que podem ser utilizados na contabilização da redução nas emissões dos países sujeitos às restrições com metas regulamentadas pelo PK. Em todos os casos, os instrumentos procuram meios para reduzir o custo para sociedade de cumprir as metas de redução de emissões, por meio do investimento em medidas mitigadoras de menor custo por unidade de emissão reduzida.

Tais medidas implicam uma guinada em relação à redução da dependência em combustíveis fósseis para energia e transporte em quase todos os países (menos o Brasil, cuja matriz energética é considerada mais “limpa”). O enfrentamento deste desafio significa dar crescente espaço para fontes de energia renováveis e não emissoras de GEE, entre estas, a solar, a eólica, a hídrica e a de biomassa, assim como todo e qualquer esforço de eficiência energética (ver a este respeito D’Avignon, neste volume).

#### Quadro 14.1. Impactos do mercado de carbono para o desenvolvimento local

Estudos documentados em May *et al.* (2004) e Veiga Neto (2008) sobre a experiência de projetos florestais piloto de carbono visavam aprofundar os condicionantes dos potenciais impactos que tais projetos geram para o desenvolvimento local. Neste trabalho, realizou-se uma análise dos impactos sociais, ambientais e econômicos de três projetos implantados no Brasil. Estes incluíram o projeto da Plantar, na região central de Minas Gerais; o projeto da Peugeot, na região amazônica do estado de Mato Grosso; e o projeto da Ecológica, no entorno da Ilha do Bananal, no estado do Tocantins.

As diferenças marcantes nas características dos três projetos permitiram identificar uma série de impactos tanto positivos quanto negativos. Do ponto de vista social, o pequeno grau de participação das comunidades locais no *core business* dos projetos, nas atividades de geração de créditos de carbono, foi um ponto importante. Apesar de os projetos gerarem renda e emprego durante a sua implantação, estes impactos não foram considerados de longa duração. Entre estas oportunidades geradas incluem-se as atividades de reflorestamento e correlatas (produção de mudas em viveiros locais, assistência técnica e coleta de sementes florestais). Em um caso, houve tentativas de apoiar financeiramente a implantação de microprojetos de geração de renda, mas estes foram pontuais e em geral não muito bem-sucedidos, por não ser da competência das empresas envolvidas nos projetos florestais.

Outro fator importante diz respeito às exigências de área necessárias para projetos florestais de carbono. Como estes projetos exibem altos custos de transação na sua formulação, desenho, busca de financiamento e credenciamento, áreas maiores (numa ordem de magnitude de milhares de hectares) são necessárias para a diluição destes custos. Uma alternativa, tanto para assegurar a difusão dos benefícios entre membros de uma comunidade-alvo assim como superar a concentração de área associada, seria buscar a agregação de produtores pequenos e médios como parceiros dos projetos, ou ainda o desenho de conceitos de projetos que possam ser replicados em uma escala mais ampla e certificados a custos mais baixos.

Do ponto de vista ambiental, os principais impactos positivos dos projetos de carbono florestal devem ser a sua capacidade efetiva de sequestro de carbono por meio das florestas ou SAFs plantados ou a conservação de florestas em pé. A verificação do carbono adicional fixado na superfície terrestre é razão precípua da existência destes projetos. Assim, é fundamental que o volume incremental de carbono seja assegurado de forma mensurável, diante de uma crível linha de base, de forma que contribua para a mitigação dos GEE e também que ajude a mostrar a importância inequívoca destes tipos de projeto. Para tanto, a preocupação cada vez maior com a qualidade dos projetos, por parte dos compradores participantes do mercado voluntário e das exigências dos mercados regulados, certamente irá exigir que se caminhe nesta direção. Nos projetos analisados, esta meta não foi sempre observada de forma adequada, resultando na necessidade de revisar as previsões otimistas para baixo ao longo da sua implementação. Em um dos casos, simplesmente não se materializou boa parte do resultado previsto em termos de redução de emissões oriundos de desmatamento. Pelo outro lado, os projetos analisados geralmente evidenciaram impactos positivos para a conservação da biodiversidade. O projeto da Plantar e o da Peugeot mostraram que, apesar de limitada diversidade nos plantios comerciais realizados, projetos florestais de carbono podem efetivamente contribuir para a recuperação/restauração de áreas convertidas para pastagens ou outros usos do solo. Além disso, os projetos que contemplem a regeneração natural de vegetação, reflorestamento ou enriquecimento com espécies nativas como elementos complementares asseguram co-benefícios associando serviços de carbono com biodiversidade, de crescente interesse no mercado voluntário.

Do ponto de vista econômico, os projetos-piloto ajudaram na divulgação do potencial para o país, do novo mercado internacional de serviços ambientais. Fica cada vez mais evidente que podem existir alternativas à comercialização de *commodities* agrícolas e biocombustíveis, para o Brasil se posicionar

(continua)

(continuação)

com respeito ao uso do solo. A redução de desmatamento na Amazônia e a restauração de matas ciliares no Centro-Sul brasileiro, críticas para a proteção dos mananciais e a conservação da biodiversidade, podem contar com recursos oriundos destes mercados para viabilizar-se.

Com respeito ao desenvolvimento econômico local, além dos benefícios imediatos (embora de curta duração) de emprego e renda que tais projetos trouxeram, são atraentes o efeito multiplicador e gerador de arrecadação de impostos que reverbera nas contas municipais. Estes projetos podem ainda atuar para fomentar o surgimento de polos atratores de novos projetos e de atividades socioambientais correlatas a partir daqueles já instalados, em um círculo virtuoso associado à formação das redes e a construção de capacidades complementares.

Os projetos analisados reforçam em geral a importância dos aspectos fundiários, pois é somente um proprietário titular da terra, ou alguém com posse legítima sobre a mesma, que pode legalmente negociar um acordo contratual para venda de bens e serviços associados ao uso do solo. Esse fator impõe uma barreira à entrada para alguns grupos sociais e algumas regiões, onde a regularização fundiária é cogitada, mas longe de ser concretizada. Também corroborou-se a tese dos altos custos de transação em atividades associadas com a criação de novos mercados ambientais, dado não somente o alto nível de incerteza que circunda a definição das regras do jogo pós-Quito, mas também pela importância nestes projetos-piloto do "aprender-fazendo". Se espera que o aprendizado trazido por estes e outros projetos deste teor que estão sendo executados no mundo inteiro, e o conseqüente amadurecimento do mercado possam reduzir estes custos, de forma que os pagamentos realizados cheguem diretamente ao provedor efetivo dos serviços e não fiquem majoritariamente no meio do caminho.

Apesar da ênfase maior nas medidas de mitigação às fontes energéticas e transportes, não se pode perder de vista o papel crucial que o uso do solo joga neste quadro, particularmente no Brasil e outros países de vocação florestal. Emissões provocadas pelo desmatamento, principalmente nos trópicos, representam em torno de 18% das emissões totais, uma fatia maior do que o setor de transporte global.<sup>18</sup> Dessa fatia, quase metade ocorreu unicamente na Amazônia brasileira entre 2000 e 2005.<sup>19</sup> Ações para preservar as áreas remanescentes de florestas tropicais são particularmente importantes para uma política de atenuação das mudanças climáticas. Análises econômicas sobre a reversão do desmatamento, baseada na compensação (total ou parcialmente) dos custos de oportunidade dos usos alternativos das áreas ocupadas por florestas, sugerem que redução de desmatamento poderia ser alcançado por meio dos mercados de carbono, por um custo relativamente baixo.<sup>20</sup>

Mesmo assim, deve ser lembrado que o PK somente permitiu atividades associadas com florestas e mudança no uso do solo que implicassem reflorestamento ou aflorestamento onde não havia floresta antes. Devido ao custo relativamente alto e riscos associados à manutenção de florestas plantadas, além de outras preocupações, o apoio do mercado regulado de carbono (via PK, em cumprimento com metas de redução de emissões oficiais) para essa modalidade de mitigação foi irrisório até esta edição.

Para além dos mercados regulados, os mercados voluntários de carbono assumiram um papel importante, movidos pela crescente percepção de organizações, empresas e indivíduos de todo o mundo de que é preciso participar de alguma forma no esforço de mitigação das mudanças climáticas, seja por convicção, por pressões de mercado ou pela busca da imagem socioambientalmente correta junto ao seu público consumidor (veja



mais detalhes sobre o fenômeno de responsabilidade socioambiental corporativa em Vinha, neste volume). Por qualquer uma destas e outras razões apontadas, o mercado voluntário cresce a uma velocidade superior ao mercado de carbono como um todo, tendo registrado no ano de 2007 um volume de negócios de US\$331 milhões e triplicado o valor desde o ano anterior.<sup>21</sup> Esses mercados, de maior flexibilidade e de maior proximidade do público em geral, também apresentam menores custos de transação e são mais receptivos aos projetos de caráter florestal (36% do volume de CO<sub>2</sub> comercializado neste mercado foi destinado para projetos florestais em 2006, enquanto nos mercados formais esse volume foi irrisório). Todavia, exatamente graças ao seu crescimento e a sua grande variedade, seus compradores cada vez mais demandam certificados que garantam padrões e critérios de qualidade, que possam assegurar não somente os reais efeitos em termos de reduções de emissões ou geração de *offsets*, mas também os cobenefícios sociais e/ou ambientais propalados pelos projetos.

#### 14.4. Água

Nada pode ser mais palpável ao desenvolvimento humano do que a necessidade de água tanto para “matar” a sede humana quanto para uso na cozinha, higiene pessoal, e até o consumo animal, abastecimento industrial e irrigação. A crescente redução da qualidade e da quantidade de água para servir estas necessidades básicas das populações humanas representa um caso sintomático das limitações do capital natural crítico para o desenvolvimento.

Frequentemente, se associa limitações nos recursos hídricos às deficiências no uso do solo e de florestas. A perspectiva de vincular estes aspectos à disponibilidade de serviços de água depende da gestão de recursos hídricos nas unidades geográficas apropriadas, onde se alojam as redes de drenagem. Neste sentido, o caso da construção de mercados ambientais ligados à água difere dos mercados de carbono, porque, neste primeiro, a elaboração dos esquemas de pagamentos não demanda a construção de arranjos institucionais internacionais, devendo ser realizado com atores na escala de uma bacia hidrográfica.

##### 14.4.1. Relação floresta-água e seus impactos econômicos

Diferente do consenso alcançado nos últimos anos entre o conhecimento científico e a percepção popular em relação ao papel das florestas nas mudanças climáticas, a relação entre florestas nativas e serviços hidrológicos não apresenta a mesma unanimidade. Permanecem incertezas em relação à magnitude dos efeitos, por exemplo, da taxa de cobertura florestal em diferentes partes de uma bacia, em relação à qualidade e quantidade de água disponível. Os efeitos localizados afetados pelas diferenças de altitude, relevo, solos, regime de chuvas etc. podem ser tão ou mais determinantes para os efeitos finais do que qualquer alteração na cobertura florestal ou no tipo de uso do solo praticado. Estudos locais ou regionais são essenciais para entender melhor tal relação.

Entre os especialistas em hidrologia florestal, algumas posições podem ser consideradas consensuais, boa parte delas fortemente relacionada com o balanço entre evapotranspiração pelas árvores (efeito “bomba”) e a infiltração de água no solo (efeito “esponja”). As principais relações podem ser resumidas em: 1) Florestas reduzem a taxa de escoamento superficial (*runoff*) de água nas bacias hidrográficas; 2) Florestas reduzem a erosão do solo

e a sedimentação nos cursos de água; 3) Solos florestais filtram substâncias contaminantes e influenciam positivamente a química da água; 4) Florestas reduzem a vazão total anual em dada bacia; 5) Florestas podem aumentar ou diminuir a recarga de nascentes e águas subterrâneas, a depender do balanço entre evapotranspiração e infiltração; 6) A perda de florestas altera a produtividade aquática; 7) As florestas podem influenciar as chuvas em uma escala regional.<sup>22</sup>

Com base nestes pontos consensuais, podemos afirmar que os serviços ambientais hidrológicos prestados pelas florestas podem incluir melhorias (ou manutenção) na: a) qualidade de água; b) regulação de vazão; c) fornecimento de água; e d) produtividade aquática. Para o estabelecimento de esquemas PSA focados nos serviços hidrológicos, é primordial identificar quais seriam os serviços gerados e quem seriam os principais beneficiários dos mesmos, entre os quais podem ser incluídos atores tão diversos como usinas hidroelétricas, empresas de abastecimento de água e praticantes de pesca esportiva.

Um próximo passo importante é avaliar o custo que implicaria a ausência das ações de conservação e/ou restauração florestal para cada uma das atividades econômicas impactadas, que podem ser, seguindo os mesmos exemplos de cima, a perda de capacidade de geração de energia elétrica, o incremento nos custos de tratamento de água, a perda de produção na pesca comercial ou ainda a perda de receitas derivadas de atividades recreativas.<sup>23</sup>

Reconhece-se que os efeitos hidrológicos à jusante são influenciados pelas decisões dos produtores rurais à montante (além de fatores meteorológicos, pedológicos etc.). Igualmente, é percebido que esquemas de PSA podem internalizar nos produtores rurais os potenciais benefícios destas decisões podendo assim compensar mais diretamente o custo de restaurar os usos do solo florestais em prol do manejo de bacias hidrográficas. Frequentemente, tais decisões são tomadas sem fazer parte de uma estrutura coletiva de gestão. O PSA visa criar as condições para a institucionalização destes modelos de gestão. Em consequência, uma série de experiências em PSA voltadas para a gestão de recursos hídricos tem surgido em diversas partes do mundo, dada a importância central da água para as sociedades humanas.

##### 14.4.2. Arcabouço legal e institucional no Brasil

Um leque de instrumentos presentes na legislação brasileira subsidia e fornece amparo legal e/ou institucional para a formação de esquemas PSA no país fundamentados na provisão de água de boa qualidade. A primeira delas, a Lei nº 9.433/1997, que regulamenta a Política Nacional de Recursos Hídricos, é da maior importância, pois prevê a cobrança pelo uso da água, a destinação destes recursos para a manutenção ou melhoria da saúde da bacia hidrográfica e dá ao Comitê de Bacia o poder legal para decidir sobre a melhor forma de uso destes recursos. O processo de implementação dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos vem acontecendo de forma gradativa nos principais Comitês de Bacia federais e em alguns estados importantes, como São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. Como exemplo do potencial para o desenvolvimento de esquemas PSA por meio dos Comitês de Bacia, vale citar o volume de arrecadação na Bacia Piracicaba-Capivari-Jundiá (PCJ), uma das principais do país, no ano de 2007, de aproximadamente R\$24 milhões, somadas a cobrança federal e a estadual, valor este que pode ser destinado parcialmente à implementação de projetos com provedores de serviços ambientais nesta bacia.



Visando amenizar o impacto econômico causado pela retirada de áreas aproveitáveis por reservatórios de usinas hidroelétricas, a Constituição Nacional estabelece a arrecadação de *royalties* e compensações financeiras, que são repassadas pelas usinas hidroelétricas aos municípios e estados de acordo com a área dos seus territórios requisitados pelo alagamento. Somente no caso das bacias hidrográficas Paraná-Paraguai este repasse corresponderia a aproximadamente R\$430 milhões em 2006 somente para os municípios com áreas alagadas, sendo o mesmo valor para os estados correspondentes.<sup>24\*</sup> Infelizmente, tais repasses não implicam nenhuma obrigatoriedade do retorno deste recurso para assegurar a proteção dos reservatórios contra a sedimentação. A reversão de parte destes recursos com este propósito implicaria a necessidade de um entendimento local do papel da floresta nas propriedades rurais à montante do reservatório, em relação à redução da sedimentação e à percepção dos municípios como beneficiários de tais ações.

Uma terceira oportunidade para montagem de esquemas PSA, baseados na relação entre florestas e serviços ambientais hidrológicos, seria a regulamentação e a implantação dos artigos 47 e 48, da lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação,<sup>25</sup> que prevêem a contribuição financeira por usuários de recursos hídricos, empresas de abastecimento urbano e de energia elétrica que se beneficiem da proteção proporcionada por Unidades de Conservação. A título de exemplo do potencial de recursos que poderiam ser alocados a partir destes dispositivos para contribuir à gestão destas unidades, trabalho realizado no Parque Nacional da Tijuca, simulou um valor de aproximadamente R\$530 mil/ano, para esta UC.<sup>26</sup> Além das UCs públicas de proteção integral, candidatas naturais para beneficiar destes dispositivos, no caso dos proprietários rurais, a maior perspectiva de participação estaria com aqueles que já possuem ou que venham a criar Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs).

Com base nestas instâncias legais, e outras que venham a existir nas distintas esferas de governança, recursos oriundos dos orçamentos públicos e de taxações específicas podem ser utilizados para o financiamento de sistemas PSA. O primeiro caso concreto de PSA baseado em água no país, localizado no município de Extrema-MG, nasceu a partir de uma lei municipal de PSA, promulgada em 2005 (ver Quadro 14.2).

Além desta experiência municipal, outras experiências estaduais têm se sucedido. O estado do Espírito Santo promulgou em 2008 a lei que criou o PSA Estadual\*\* e o FUNDAÇÃO,\*\*\* fundo abastecido, entre outras fontes, por meio de percentual arrecadado com *royalties* de petróleo, e que prevê os pagamentos de serviços ambientais aos produtores rurais de bacias hidrográficas prioritárias do estado. Os primeiros pagamentos tiveram início em março de 2009. O estado de Minas Gerais promulgou no ano de 2008 o Programa “Bolsa Verde”, que também prevê pagamentos de serviços ambientais aos produtores rurais, financiados com recursos do FHIDRO, o fundo de recursos hídricos do estado, abastecido pelos recursos da compensação ao estado pelas áreas alagadas pelo setor elétrico. Outros estados, como São Paulo, assim como o Governo Federal, também vêm discutindo e estão em processo de desenvolvimento de legislações pertinentes.

\* Vale mencionar que metade deste valor vem da compensação apenas do sistema Itaipu, que embora principalmente dedicada aos municípios mais próximos da usina, também compensa grande parte dos municípios da bacia do Paraná.

\*\* Lei nº 8.995, de 22 de setembro de 2008, regulamentada pelo Decreto nº 2168-R, de 9 de dezembro de 2008.

\*\*\* Regulamentado pelo Decreto nº 2167-R, de 9 de dezembro de 2008.

#### Quadro 14.2. PSA em microbacias hidrográficas piloto no Brasil

Os primeiros casos brasileiros de PSA estão fortemente baseados no conceito do “Produtor de Água”, desenvolvido pela Agência Nacional de Águas.<sup>27</sup> Os recursos destinados aos pagamentos dos produtores rurais se originam da cobrança dos recursos hídricos, fazendo a ligação direta entre os provedores dos serviços e os usuários; ou ainda de orçamentos municipais e/ou estaduais.

No caso da Bacia PCJ, o processo de restauração florestal das Áreas de Preservação Permanente (APPs) do Sistema Cantareira, o maior sistema de abastecimento urbano do país, serviu de foco geográfico, por meio de projetos piloto em microbacias nos estados de São Paulo e Minas Gerais. As principais atividades referentes à construção da proposta foram: a definição dos valores e das práticas agrícolas e florestais que seriam elegíveis para serem pagas a título de serviços providos, a definição das formas de contratação dos serviços e a garantia do amparo jurídico das operações a serem realizadas com os recursos da cobrança. Os pagamentos foram definidos em uma faixa que vai de R\$25,00 a R\$75,00/ha/ano por um período de três anos por práticas de conservação de solo e de R\$42,00 a R\$125,00/ha/ano, também por período de três anos, por práticas de conservação e restauração florestal. A variação dentro das faixas reflete diferentes graus de engajamento dos produtores rurais às ações de restauração e conservação florestal propostas pelo projeto. Os serviços serão contratados via edital público, ganhando aquelas propriedades que gerarem maiores benefícios ambientais, de acordo com critérios técnicos definidos no edital. Os recursos para iniciar o processo-piloto foram oriundos do Comitê PCJ, que designou R\$550 mil da Cobrança Federal pelo uso da água para os primeiros pilotos como contrapartida aos recursos assegurados pelas instituições parceiras (a Agência Nacional de Águas-ANA, as Secretarias de Meio Ambiente e de Agricultura do estado de São Paulo e a ONG ambiental The Nature Conservancy-TNC).

Na mesma bacia PCJ, o projeto piloto em microbacia do município de Extrema-MG representa situação distinta. Neste caso, a iniciativa pioneira da Prefeitura Municipal de promulgar uma Lei Municipal de Serviços Ambientais permitiu que a mesma apoiasse financeiramente os produtores rurais que cumprirem com metas determinadas de controle de erosão, saneamento rural e restabelecimento das Reservas Legais e Áreas de Proteção Permanente-APP. No caso de Extrema, os parceiros institucionais, além da Prefeitura, são a ANA, TNC e o Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF-MG), além da mesma também receber apoio do Comitê PCJ para ações de implementação do projeto. Os produtores rurais habilitados a fazer parte do esquema de PSA recebem anualmente 100 Unidades Fiscais do município por hectare de área total da propriedade por um período de quatro anos. O valor da UF municipal em 2009 estava em R\$1,69, fazendo com que o pagamento constituísse um valor superior ao custo de oportunidade para a atividade econômica predominante, a pecuária de leite, mas significativamente menor que a outra atividade que vem crescendo de forma expressiva na região: a conversão para usos residenciais (loteamentos rurais). Os pagamentos aos produtores rurais de Extrema já vêm sendo realizados desde abril de 2007, apenas em uma microbacia piloto. Como resultado, aponta-se uma adesão significativa de produtores rurais. Este projeto tem servido até o momento desta edição como principal referência de iniciativas municipais de PSA no Brasil, servindo como inspiração às outras iniciativas já em desenvolvimento.

#### 14.5. Biodiversidade

A destruição de habitats e a degradação e fragmentação associadas ao desmatamento são consideradas as principais ameaças à extinção de espécies terrestres. O Brasil, país cuja megadiversidade ocupa local de destaque, é também um dos países com as maiores perdas, em consequência do processo de ocupação do solo, assim como Austrália, China, Indonésia e México.



A estabilidade, a funcionalidade e a sustentabilidade dos ecossistemas dependem em grande medida da sua biodiversidade. E não somente os produtos e serviços diretamente derivados da biodiversidade *per se* ficam ameaçados com sua redução, mas também os outros bens e serviços ambientais de importância para o bem-estar humano.<sup>28</sup>

No estabelecimento de mercados para serviços ambientais associados à biodiversidade, uma questão de difícil equacionamento tem sido o estabelecimento de uma unidade da mensuração do serviço a ser comercializado: neste caso, a própria vida e sua diversidade natural. Não é uma tarefa fácil, pois os organismos são por natureza heterogêneos e dispersos, diferente do carbono ou “CO<sub>2</sub>-equivalente”, usado para medir os benefícios de redução de emissões de GEE. Há uma busca por *surrogates* (indicadores substitutos). A mais comum é a medida de área conservada em locais associados com alta biodiversidade.

Instrumentos econômicos para a conservação da biodiversidade vêm surgindo, devido às limitações de outras medidas adotadas e à precariedade das áreas protegidas. Uma destas se deve à incapacidade das instituições públicas de assegurar os recursos necessários para a sua proteção adequada, considerando a existência de bens públicos associados à sua provisão. Embora o sistema global de áreas protegidas tenha crescido bastante, há o agravante de que alguns parques e reservas, quando criados em países em desenvolvimento, não sejam implementadas a contento, virando “parques de papel”. Além disso, há crescente evidência científica de que a biodiversidade não pode ser conservada unicamente por meio da criação de tais áreas, mesmo se forem integralmente protegidas. É preciso ir “além das fronteiras” de tais áreas e desenvolver ações que permitam a conservação da biodiversidade em uma escala de paisagem e com uma forte integração com as práticas daqueles que ocupam o solo. Para que isto aconteça, é necessário que os ecossistemas naturais e sua biodiversidade incorporada passem a fazer parte dos valores incorporados na terra e seu uso para fins produtivos, para transmitir aos tomadores de decisão sobre o uso do solo o valor dado pela sociedade à biodiversidade.

Os instrumentos econômicos para a conservação da biodiversidade ainda incluem a aquisição de áreas prioritárias para a conservação, hoje uma solução em franco declínio devido ao alto custo que este implica. Outros mecanismos são associados à compra de direitos de acesso, relacionados à bioprospecção, assim como para caça, pesca e ecoturismo. Nesta categoria cabem instrumentos de compensação desenhados de acordo com a proteção aos recursos naturais realizada pelo proprietário, como no caso dos *conservation easements* (servidão), *leases* (aluguel) ou *concessions* (concessão). Mais recentemente, novos instrumentos têm evoluído envolvendo pagamentos realizados em resposta à *performance* de conservação em respeito aos componentes específicos de biodiversidade desejados, tais como proteção de uma ou mais espécies-alvo (p. ex., o mico-leão dourado) ou habitats como áreas úmidas em propriedades particulares. Há ainda a criação de mercados por meio de sistemas *cap and trade*, nos quais a demanda pela biodiversidade é artificialmente criada através da regulação de atividades do setor produtivo, tanto agrícola quanto urbano ou de infraestrutura. Nesta categoria se incluem os *wetland mitigation banks* (bancos de mitigação de áreas úmidas) e os *tradable development rights* (permuta de direitos de uso), além dos créditos voluntários de biodiversidade (*biodiversity offsets*). Por fim, abriga-se nesta categorização a certificação de produtos pelo benefício que suas práticas produtivas

garantem à conservação da biodiversidade, reconhecida no mercado na forma de um prêmio comercial, ou acesso preferencial a mercados diferenciais.

Das opções para instrumentos econômicos em desenvolvimento no país, uma diz respeito ao retorno aos proprietários de Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), de parte dos recursos do ICMS-Ecológico que suas propriedades arrecadam aos municípios onde estão localizados. Uma segunda possibilidade envolve o desenvolvimento do mercado de servidão florestal; as duas surgem a partir de experiências em andamento no estado do Paraná.

O ICMS-Ecológico atua como mecanismo de compensação fiscal aos municípios que abrigam Unidades de Conservação em seus territórios, tendo sido adotado em 11 estados no país. A fórmula de alocação dos recursos onde tem sido adotado é ajustada para refletir a proporção da área total dos municípios que fica dentro de tais unidades. Estes recursos têm sido, em alguns casos, utilizados pelas prefeituras para atividades de gestão ambiental no município, embora os recursos não sejam assim carimbados, podendo ser aplicados em despesas gerais. No caso dos produtores rurais que abrigam RPPNs em suas propriedades, as quais também constituem Unidades de Conservação, alguns proprietários, escorados pela legislação de RPPNs do estado do Paraná, iniciaram processos de negociação, com o apoio da Associação de RPPNs do estado, do Instituto Ambiental do Paraná-IAP e do Tribunal de Contas, para receberem uma parcela dos recursos que geram para os seus municípios. Este processo teve início no ano de 2003 e, desde então, um número ainda pequeno de proprietários vem recebendo estes repasses das prefeituras para o financiamento de despesas de gestão e manutenção de suas áreas. Em 2005, sete RPPNs, totalizando 3.158 hectares, receberam aproximadamente R\$210 mil, por meio de repasses municipais desta fonte.<sup>29</sup> Se espera que as experiências positivas destes proprietários incentivem outros a dedicar parte da sua área à conservação da biodiversidade.

O mercado da servidão florestal nasce a partir do Código Florestal que cria a figura da Reserva Legal, estabelecendo um teto (*cap*) mínimo a ser conservado em todas as propriedades rurais do Brasil. A regulamentação da Reserva Legal permite a sua compensação extrapropriedade (*trade*), de maneira semelhante ao mercado de carbono, com seus mecanismos de flexibilização. Do ponto de vista do produtor rural que possui um passivo ambiental em relação à observação da Reserva Legal (abaixo do teto), a lei permite que este produtor adquira os direitos de servidão florestal, de forma a atingir sua meta, ao menor custo possível e sem precisar encarar os custos de perda de renda da sua atividade atual e os custos de reconversão de sua área agrícola para um ecossistema florestal novamente. Do ponto de vista do produtor rural que manteve sua propriedade rural com excedente florestal, o mercado de servidão florestal permite que ele tenha uma nova fonte de renda. Este tipo de troca pode valer tanto para aqueles que são superavitários em área de Reserva Legal devido à manutenção de florestas intactas ou ainda para aqueles que decidirem restaurar parte ou toda a sua propriedade.

#### 14.6. Síntese e conclusões

Baseados nos casos analisados para este trabalho, chega-se a algumas conclusões relacionadas aos passos fundamentais na construção de novos mercados para bens e serviços ambientais. Para iniciar, podemos inferir que à exceção dos mercados voluntários de



carbono, que se apoiam em *standards* e diferentes processos de certificação igualmente voluntários, nos demais casos há amparo legal subjacente aos esquemas de pagamentos propostos. Também ficou claro que a construção do *arcabouço legal e regulatório* não é absolutamente trivial. Esta construção envolve a discussão e elaboração de novas leis e regulamentos; a operacionalização da regulamentação nos órgãos ambientais ou instituições pertinentes; a criação, muitas vezes, de novas instituições para operá-las; e a capacitação de agentes públicos e privados para fazê-las funcionar.

Chama a atenção o grande número de instituições participantes, tanto privadas quanto públicas, e da variedade dos arranjos entre atores, fundamentais para que as experiências deslanchem e que os alicerces institucionais dos esquemas PSA sejam construídos. Há diversos papéis a serem exercidos pelos agentes privados, pelas instituições governamentais, pelas ONGs e pelos produtores rurais e seus representantes, necessários para a expansão e consolidação dos mercados de serviços ambientais.

Em relação aos *instrumentos econômicos* utilizados verifica-se a aplicação prática de alguns conceitos teóricos de formulação de mercados, como a criação de sistemas *cap and trade*, no caso do carbono e da servidão florestal, e o uso de esquemas “poluidor-pagador” para viabilizar esquemas “provedor-recebedor”, como no caso do “produtor de água”. Vimos também a combinação interessante de dois ou mais instrumentos. Este ocorre, por exemplo, no caso da servidão florestal, onde ao *cap and trade*, se soma a delimitação de uma área protegida pelo proprietário (*easement*), seja perpétuo ou temporário, perfazendo o lado da oferta. E confirmamos o importante papel dos instrumentos de compensação fiscal (ICMS-Ecológico), agora com desdobramentos para o proprietário privado, que recebe compensação para a criação da RPPN, no caso do Paraná.

Em relação à *demanda*, reforça-se o caráter global do mercado de carbono, enquanto salienta-se o mercado regional para a água. Apesar do caráter também global da biodiversidade, este mercado é gerado a partir de demandas induzidas por legislações nacionais, estaduais e municipais. Há ainda importante papel para mercados de serviços conjuntos (chamados de serviços *bundled*, ou enfeixados), quando se trata de recursos florestais, que fornecem benefícios tanto para a retenção de estoques de carbono quanto para provisão de serviços hídricos e proteção da biodiversidade. Neste sentido, o papel do mercado voluntário para carbono vem sendo estimulado, com especial referência para projetos com claros cobenefícios sociais e ambientais, muito além da mensuração das toneladas de carbono capturadas ou retidas.

No caso da água, chama a atenção a postura inovadora dos compradores de serviços ambientais, que atuam às vezes de forma proativa, como no caso da Prefeitura Municipal de Extrema ou do Comitê PCJ, exercendo um papel de “romper a inércia”, aprovando recursos para colocar em marcha esquemas PSA com potencial para replicação em outras partes da mesma bacia. No caso da biodiversidade, salta aos olhos o que um mercado de *cap and trade* bem aplicado pode fazer para a conservação da biodiversidade no país, criando uma demanda antes não existente por áreas florestais. Esta demanda, se corretamente alocada em áreas prioritárias para a conservação, pode fazer o papel de dezenas de unidades de conservação, ao mesmo tempo que reduz os custos de adequação ambiental, com todos os benefícios de mercado, e outros que a legalidade traz para o produtor rural ligado ao agronegócio.

No que diz respeito à *oferta*, a presença de altos custos de transação associados à elaboração de projetos no mercado regulado internacional de carbono e à certificação dos mesmos, tornou-se uma barreira à entrada de produtores rurais de qualquer escala. Mesmo no mercado voluntário, a participação de instituições de apoio, como ONGs, é fundamental para que projetos de pequena escala ou compostos por vários produtores rurais pequenos e médios tenham acesso aos compradores e aos *standards* de qualidade, cada vez mais exigidos por estes mercados. Em relação à água, a principal motivação dos produtores a participar dos esquemas de PSA tem sido a sua própria percepção da escassez de água, associada a compensações que remunerem total ou parcialmente seus custos de oportunidade. Para alguns produtores, a motivação também está baseada na redução dos custos de cumprimento da adequação ambiental, evidência que um fator essencial no êxito de tais esquemas se deve ao casamento entre instrumentos de comando e controle e incentivos econômicos. No caso da biodiversidade, a maior motivação surge da perspectiva de gerar renda oriunda da manutenção de florestas nas propriedades privadas, que para produtores rurais não tem sido economicamente atraente.

Para se retratar a evolução de mercados em formação, recorreremos a uma avaliação das suas características fundamentais, com respeito aos mecanismos de transferência de valores, nas unidades de pagamento, e aos próprios valores pagos em relação à formação de preço num mercado tradicional. Com respeito aos *mecanismos de transferência*, os contratos diretos entre compradores e vendedores ainda constituem o mecanismo predominante, característica dos mercados ainda não maduros. No que diz respeito às *unidades de pagamento*, ou às “moedas” negociadas, no caso do carbono, é a própria unidade do serviço ambiental fornecida (toneladas de carbono ou equivalente cuja emissão é reduzida), ao passo que para a água e para a biodiversidade são as unidades de área (p. ex., hectares de floresta protegida ou solos tratados com práticas conservacionistas) que assumem o papel de *proxy* do serviço ambiental. Este indica que, no caso da água, há uma necessidade de maiores estudos nas bacias de interesse, que vinculam as práticas de uso do solo, da proteção de mananciais ou nascentes com os serviços ambientais pagos (volume ou qualidade de água provida para os demandantes). Em relação aos *valores pagos* em cada caso analisado, pode-se observar uma grande variação entre estes, decorrentes dos diferentes serviços e distintas formas de contratação dos mesmos. Vale ressaltar que — ainda que de forma embrionária — já se observam os primeiros sinais de preços em formação em todos os três principais mercados de serviços ambientais.

Ao longo do trabalho, foi possível identificar as principais *barreiras* se constituindo igualmente em custos de transação, na implantação, desenvolvimento, expansão e consolidação de todos os esquemas estudados. Há um grande caminho a percorrer para a consolidação destes mercados em uma escala relevante. No caso do carbono, a aprovação apenas recente pelo Conselho do MDL das metodologias exigidas para a elaboração e comprovação de adicionalidade dos projetos florestais e o seu alto custo de desenvolvimento ainda representam barreiras de acesso aos mercados regulados. Nos mercados voluntários, as principais barreiras a serem superadas serão as crescentes exigências dos padrões de certificação, pois embora não regidos pela regulamentação de limitações de emissões de GEE, tentam se aproximar às mesmas normas para gerar ativos de qualidade aceitáveis no mercado. No caso da água, o lento processo de implantação dos instrumentos da gestão



de recursos hídricos nos Comitês de Bacia limita a replicação do modelo do produtor de água por meio dos Comitês para aqueles poucos que já fazem a gestão completa, incluindo a cobrança pelo uso de água. Por outro lado, embora a replicação do PSA municipal seja potencialmente muito grande, requer todavia o engajamento dos Poderes Legislativo e Executivo municipais, o que nem sempre é trivial. Para a servidão florestal, há incerteza da manutenção das regras do jogo em nível federal devido ao debate em curso sobre o Código Florestal. Além disso, a operacionalização dos esquemas de compensação em cada estado requer a elaboração e verificação em campo de bases de dados cadastrais, o que é dificultado ainda em determinados estados e regiões pela fragilidade dos títulos de terra. No caso do ICMS-E, a ausência do instrumento em alguns estados e a não regulamentação da relação da RPPN com o município, nas leis estaduais de RPPN, impossibilitam que o repasse parcial desta receita seja adotado como instrumento em apoio à conservação particular.

Apesar das barreiras apontadas, vale pensar que da mesma forma que o país possui enormes vantagens comparativas que o faz ser um dos maiores exportadores de produtos agrícolas do mundo, o Brasil também ocupa um lugar ímpar na produção de serviços ambientais regionais e globais. Desta forma, com a crescente conscientização global sobre as questões ambientais, a consolidação destes mercados de serviços ambientais pode significar para o país, e para seus produtores rurais, a mesma importância que hoje é dada aos mercados agrícolas tradicionais.

### Guia para leitura

Para leitura adicional, sugere-se, além da bibliografia descrita abaixo, a versão traduzida para o português da excelente publicação “Mercados para Serviços Ecossistêmicos”, organizada por Pagiola, Bishop e Landell-Mills (2005), que traz um amplo panorama de casos internacionais de PSA e dos conceitos discutidos neste capítulo.

Para uma permanente atualização sobre o tema, sugere-se a consulta aos sites [www.katoombagroup.org](http://www.katoombagroup.org) e [www.ecosystemmarketplace.com](http://www.ecosystemmarketplace.com), onde os interessados poderão encontrar informações sobre mercados, publicações, eventos etc.

No que tange às sugestões para pesquisas adicionais, podemos sugerir que em relação à construção do arcabouço regulatório, vale uma discussão em relação às novas propostas de lei que estão sendo propostas nos diversos níveis da Federação, algumas com viés de “bolsas” em vez da lógica da prestação de serviços. Há necessidade de uma discussão em relação às fontes de recursos para sustentar esquemas desta natureza e qual o volume necessário a depender do público-alvo.

Em relação à consolidação dos PSA relacionados à provisão de água, é fundamental que possamos avançar não somente na delimitação de quais poderiam ser as microbacias prioritárias nos sistemas de água mais importantes do país, mas também na elaboração de estudos de hidrologia florestal e valoração ambiental que sustentem de forma mais consistente o nível dos pagamentos a serem realizados.

Em relação aos mercados de servidão florestal, um dos principais gargalos aqui parece ser a construção de argumentos que ajudem a respaldar os parâmetros legais dados pelo Código Florestal, do ponto de vista de geração de serviços ambientais à sociedade brasileira, inclusive à grande produção agrícola.

### Bibliografia consultada

- Agência Nacional de Águas — ANA. Manual operativo do programa “Produtor de Água”. Brasília, 2003. 65 p.
- Arrhenius, S. On the Influence of Carbonic Acid in the Air upon the Temperature of the Ground. *Philosophical Magazine and Journal of Science*. 5(41): 237-276, 1896.
- Aylward, B. Land-Use, Hydrological Function and Economic Valuation. In: Forest-Water-People in the Humid Tropics, August, 2000, Kuala Lumpur, Malaysia. *Forest-Water-People in the Humid Tropics*. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.
- Bracer, C.; Waage, S.; Inbar, M. *Getting Started: An Introductory Primer to Assessing & Developing Payments for Ecosystem Service Deals*. Washington, DC: Katoomba Group, 2007. Disponível em: <http://www.katoombagroup.org>.
- Capoor, K.; Ambrosi, P. *State and Trends of the Carbon Market: 2008*, Banco Mundial, Washington, D.C., 2008.
- Chang, H.; Evans, P. *The Role of Institutions in Economic Change*. 2000. Trabalho apresentado ao Simpósio Other Canon, Oslo, Norway, 15-16 August, 2000.
- Chichilnisky, G.; Heal, G. *Markets for Tradeable CO<sub>2</sub> Emission Quotas: Principles and Practice*. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development — OECD, 1995. 31 p. (Economics Department, Working Paper.), v. 153.
- Coase, R. H. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, v. 3, p. 1-44, Oct. 1960.
- Daily, G.C. (ed.). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington, DC: Island Press, 1997. 392 p.
- Eliasch Review. *Climate Change: Financing Global Forests*. Londres, Escritório do Primeiro Ministro, 2008.
- Farley, J.; Daly, H. *Ecological Economics: Principles and Application*. Washington, D.C.: Island Press, 2003.
- Fearnside, P.M. Environmental Services as a Strategy for Sustainable Development in Rural Amazonia. *Ecological Economics*, v. 20, p. 53-70, 1997.
- Fisher, B.; Turner, R.K.; Morling, P. Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making. *Ecological Economics* 68, 643-653, 2009.
- Fligstein, N.; Mara-Drita, I. *How to Make a Market: Reflections on the Attempt to Create a Single Market in the European Union*. 1993. Trabalho apresentado no Annual Meeting of the European Community Studies Association Meetings, Washington, D.C., May 1993.
- Grieg-Gran, M.; Porras, I.; Wunder, S. How can market mechanisms for forest environmental services help the poor? Preliminary lessons from Latin America. *World Development* 33(9), 1511-1527, 2005.
- Hamilton, K.; Sjardin, M.; Marcello, T.; Xu, G. *Forging a Frontier: State of the Voluntary Carbon Markets 2008*. Ecosystem Marketplace & New Carbon Finance, 2008.
- Hansen, M. et al. Humid Tropical Forest Clearing from 2000 to 2005 Quantified by Using Multitemporal and Multiresolution Remotely Sensed Data. *Proceedings National Academy of Sciences (PNAS)* 105 (27): 9439-9444, 8 julho 2008.
- Heal, G. *Nature and the Marketplace: Capturing the Value of Ecosystem Services*. Washington, DC: Island Press, 2000. 203 p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change — IPCC. *Fourth Assessment Report: Summary for Policymakers*. 2007. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/ipccreports/ar4-syr>>.
- Johnson, N.; Perrot-Maitre, D. *Market-based Instruments and Watershed Management: Overview*. 2000. Trabalho apresentado no Workshop “Developing Markets for Environmental Services of Forests”, Vancouver, British Columbia, 4-6th October, 2000. 28 p.
- Landell-Mills, N.; Porras, I.T. *Silver Bullet or Fools' Gold? A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and their Impacts on the Poor*. London: International Institute for Environment and Development — IIED, 2002. 249 p.
- May, P. H.; Boyd, E.; Veiga Neto, F.; Chang, M. *Local Sustainable Development Effects of Forest Carbon Projects in Brazil and Bolivia: A View from the Field*. London: International Institute for Environment and Development — IIED, 2004. 115 p. Environmental Economics Programme.
- May, P. H.; Santos, M.; Peixoto, S. *Gestão de recursos hídricos em unidades de conservação: O caso do Parque Nacional de Tijuca*. Rio de Janeiro: Instituto Terrazul/Ibama/Petrobras Ambiental, 2006. 168 p.
- May, P.H. Economia ecológica e o desenvolvimento equitativo no Brasil. In: May, P. H. (ed.). *Economia ecológica: Aplicações no Brasil*. Rio de Janeiro: Campus, 1995. Cap. 1, p. 1-20.
- Millennium Ecosystem Assessment — MEA. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press, 2005.
- Nepstad, D. et al. *The Costs and Benefits of Reducing Carbon Emissions from Deforestation and Forest Degradation in the Brazilian Amazon*. Falmouth, Massachusetts, EUA, Woods Hole Research Center, 2007.
- Perman, R. et al. *Natural Resource and Environmental Economics*. London: Longman, 1996. Caps. 8 e 9.
- Pigou, A. Divergences between Marginal Social Net Product and Marginal Private Net Product. In: Pigou, A. *The Economics of Welfare*. London: McMillan, 1920. Parte II, cap. IX.

- Powell, I.; White, A. *Conceptual Framework — Developing Markets and Market-based Instruments for Environment Services of Forests*. Washington, D.C.: Forest Trends, 2001. Katoomba Group. Disponível em: <HTTP://www.forest-trends.org>.
- Ring, I. Integrating Local Ecological Services into Intergovernmental Fiscal Transfers: the Case of the Ecological ICMS in Brazil. *Land use Policy* 25(4), 485-497, 2008.
- Stern, N. *Stern Review: The Economics of Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2006.
- Veiga Neto, F. *A construção dos mercados de serviços ambientais e suas implicações para o desenvolvimento sustentável no Brasil*. 2008. 286 f. Tese (Doutorado em Ciências) — CPDA, ICHS, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.
- Veiga Neto, F. *Análise de incentivos econômicos nas políticas públicas para o meio ambiente — o caso do “ICMS Ecológico” em Minas Gerais*. 2000. 161 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade) — CPDA, ICHS, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.
- Wunder, S. *Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts*. Jakarta: Center for International Forestry Research, 2005. 24 p. (CIFOR Occasional Paper.) v. 42.
- Wunder, S.; Börner, J.; Tito, M.R.; Pereira, L. *Pagamentos por serviços ambientais perspectivas para a Amazônia Legal*. Brasília, DF, Ministério de Meio Ambiente. Série Estudos, n. 10, 2008.

## Notas

- <sup>1</sup> Ring (2008).
- <sup>2</sup> Redd.
- <sup>3</sup> MEA (2005).
- <sup>4</sup> Fisher *et al.* (2009).
- <sup>5</sup> Wunder (2005).
- <sup>6</sup> Grieg-Gran *et al.* (2005).
- <sup>7</sup> Daly (1992).
- <sup>8</sup> Heal (2000), Perman *et al.* (1996) Cánepa (neste volume).
- <sup>9</sup> Pigou (1920: 184).
- <sup>10</sup> Veiga Neto (2000).
- <sup>11</sup> Cánepa (op. cit.).
- <sup>12</sup> Heal (2000); Chichilnisky & Heal (1995).
- <sup>13</sup> Landell-Mills & Porras (2002).
- <sup>14</sup> Landell Mills & Porras (2002).
- <sup>15</sup> Fligstein & Mara-Drita (1993).
- <sup>16</sup> Capoor e Ambrosi (2008).
- <sup>17</sup> Stern (2006); IPCC (2007).
- <sup>18</sup> Stern (2006); Eliasch (2008).
- <sup>19</sup> Hansen *et al.* (2008).
- <sup>20</sup> Nepstad *et al.* (2007); Wunder, *et al.* (2008).
- <sup>21</sup> Hamilton *et al.* (2008).
- <sup>22</sup> Johnson & Perrot-Maitre (2000).
- <sup>23</sup> Aylward (2002).
- <sup>24</sup> May, Anderson & Bohrer, citado em Veiga Neto (2008).
- <sup>25</sup> SNUC; Lei nº 9.985/2000.
- <sup>26</sup> May, Santos e Peixoto (2006).
- <sup>27</sup> ANA (2003).
- <sup>28</sup> MEA (2005).
- <sup>29</sup> Veiga Neto (2008).

## ■ CAPÍTULO 15 ■

# O princípio poluidor-pagador e a gestão de recursos hídricos: a experiência europeia e brasileira

■ ■ ■

Marilene Ramos M. Santos

Fundação Getúlio Vargas

## 15.1. Introdução

*É um presente dos céus, tão essencial à vida quanto o ar que respiramos e antigamente encontrada em abundância. Por isto a água doce é frequentemente tratada como um bem livre por consumidores e usada prodigamente.*

FINANCIAL TIMES\*

Não é por acaso que um jornal de economia tratava da questão da água em um artigo de página inteira. O crescimento populacional, a expansão agrícola e a forte industrialização registrados no último século vêm acarretando graves problemas de escassez e degradação dos recursos hídricos em todo o planeta. Diante da possibilidade de uma crise na disponibilidade de água em várias partes do mundo faz-se necessária uma mudança de comportamento no uso que hoje fazemos deste recurso natural. Entre essas mudanças, uma será certamente tratá-la como um bem que tem valor econômico.

Para conferir valor econômico à água bruta, alguns países do mundo e também o Brasil têm adotado a cobrança pelo uso da água bruta. Este é um dos instrumentos econômicos aplicados à gestão ambiental mais disseminados mundialmente.

A cobrança pelo uso da água é um instrumento de gestão e um instrumento econômico a ser aplicado tanto para os usos quantitativos quanto para os usos qualitativos dos recursos hídricos. Neste capítulo é analisada a capacidade do instrumento da cobrança de atuar como instrumento econômico, modificando o comportamento do usuário, e de conferir sustentabilidade financeira aos sistemas de gestão de recursos hídricos.

\* Informe da realização do II World Water Forum, em 15/03/2000.





## 15.2. Água, o problema global\*

Estima-se que o crescimento da população em aproximadamente 20 anos requererá 17% de aumento da disponibilidade de água para irrigação e 70% para abastecimento urbano, o que, associado aos demais usos, deverá representar um acréscimo de 40% na demanda total. Avalia-se também que será necessária a duplicação dos investimentos em água e saneamento, passando dos cerca de US\$ 70-80 bilhões anuais para US\$ 180 bilhões, a fim de atender a demanda crescente e reduzir o número de pessoas sem água limpa (um bilhão) e sem saneamento (três bilhões) em todo o mundo — para cerca de 330 milhões até 2025.\*\*

Alguns dos países mais ricos, principalmente na Europa Ocidental, implantaram arranjos institucionais voltados exclusivamente para a gestão da água, destacando a questão da água do sistema geral de gestão ambiental. Os sistemas de gestão de recursos hídricos aliados à aplicação do princípio poluidor-pagador — ampliado para usuário-pagador — vêm permitindo um maior disciplinamento do uso da água. Observam-se sensíveis avanços com relação, por exemplo, à redução dos índices de desperdício e à recuperação de corpos hídricos degradados pela poluição.

Os países da União Europeia aliam ao uso de instrumentos econômicos — cobrança pelo uso da água bruta principalmente — políticas de recuperação integral de custos no setor de saneamento. Nestes países as tarifas cobradas pelos serviços de saneamento refletem não só os custos de suprimento de água potável, mas também de coleta e tratamento dos efluentes. Essa política levou a que países como França, Alemanha, Holanda e Reino Unido apresentem índices próximos de 100% de conexão à rede de água e 80% a 96% à rede de coleta de esgotos, com 65% a 80% de tratamento secundário.<sup>1</sup> De 1985 a 1994, o preço do metro cúbico (m<sup>3</sup>) de água na França subiu 92%. No setor industrial observou-se uma redução de 12% no consumo total anual entre 1981 e 1990.<sup>2</sup> O rio Reno que há cerca de 30 anos atrás estava fortemente poluído apresenta hoje uma fauna comparável à observada há mais de 100 anos.<sup>3</sup>

No outro extremo, ainda restam no mundo cerca de 1 bilhão de pessoas sem água limpa e 3 bilhões sem coleta de esgoto, majoritariamente nos países subdesenvolvidos. Em partes do México, Índia, Yemen e China, o nível do lençol freático vem descendo mais de 1 metro por ano. A agricultura irrigada, feita de forma descontrolada, tem devastado partes da Ásia Central. O Mar de Aral apresenta uma fração de seu tamanho original. Em todo o mundo, grande parte dos recursos hídricos superficiais localizados próximos aos grandes centros de demanda encontra-se comprometido em função do nível de poluição que apresentam. Os rios Nilo, Tietê e Paraíba do Sul são exemplos dessa situação, entre muitos outros.

Nesse contexto, as diretrizes para as políticas de gestão dos recursos hídricos definidas pela Conferência Internacional sobre Água e Desenvolvimento, ocorrida em Dublin e confirmada pela Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio de Janeiro, 1992) foram:

- O desenvolvimento deve ser sustentável, ou seja, o gerenciamento eficiente dos recursos hídricos implica uma abordagem que torne compatíveis o desenvolvimento socioeconômico e a proteção dos ecossistemas naturais;
- O desenvolvimento e o gerenciamento devem apoiar-se, em todos os níveis, na participação dos usuários, dos tomadores de decisão e dos planejadores;
- A água tem valor econômico para todos e por todos os seus usos.

Os governos devem estabelecer os arranjos institucionais em nível local, nacional e internacional que permitam atingir os objetivos colocados, permitindo também um gerenciamento mais eficiente dos escassos recursos e encorajamento de investimentos.

## 15.3. O problema da água no contexto brasileiro

O Brasil, por suas dimensões continentais e diversidade geográfica, apresenta situações bastante distintas quanto à disponibilidade hídrica intra e interregionais. O país é afetado tanto pela escassez hídrica quanto pela degradação dos recursos causada pela poluição de origem doméstica, industrial e agrícola. Assim como os demais países subdesenvolvidos, o Brasil apresenta baixa cobertura de serviços de saneamento e sistemas de abastecimento com altas taxas de perdas físicas. Ainda existem nas cidades, vilas e pequenos povoados 40 milhões de pessoas sem abastecimento de água e 80% do esgoto coletado não é tratado.<sup>4</sup> Calcula-se que para cada metro cúbico de água captado nos rios, apenas metade chega ao consumidor. Da mesma forma, os açudes rasos na região do semiárido apresentam elevadíssimas perdas por evaporação.

Nos últimos 20 anos, o Brasil vem buscando estruturar um processo sustentável de reversão do atual quadro de degradação dos corpos hídricos nacionais e prover uma alocação mais racional da água em zonas que já apresentam graves problemas de escassez. No campo institucional, o marco inicial foi a aprovação de lei de recursos hídricos do estado de São Paulo, em 1992, iniciativa seguida por diversos outros estados. Esse processo culminou na aprovação da lei federal de recursos hídricos (Lei nº 9.433/1997).<sup>4</sup> Outro marco importante foi a Lei nº 9.984, que criou a Agência Nacional de Águas (ANA), em 2000, incumbida da implantação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

A legislação brasileira, fortemente inspirada no modelo francês de gestão das águas, prevê a descentralização da gestão em Comitês e Agências de Bacia Hidrográfica. Os Comitês, integrados por representantes do poder público, usuários e sociedade civil, funcionam como “parlamentos da bacia”. Este é o espaço de mediação dos conflitos de uso e das negociações sobre o que fazer, quanto custa fazer e como fazer a recuperação ambiental da bacia. As medidas negociadas são consubstanciadas no Plano de Bacia. As Agências de Bacia são entidades executivas, vinculadas a um ou mais Comitês, encarregadas de implantar o Plano de Bacia, apoiar a fiscalização, monitoramento, outorga e cobrança dos usos da água em sua área de abrangência geográfica.

A legislação prevê, ainda, alguns instrumentos de controle dos usos e gestão, tais como: outorga e cobrança pelo uso da água e o sistema de informações dos recursos hídricos. No

\* Um detalhamento dos graves problemas da água no mundo pode ser encontrada em Villiers (1999).

\*\* *World Commission on Water*, suportada pela Organização das Nações Unidas (ONU) e pelo Banco Mundial.

<sup>4</sup> A Constituição Brasileira fixou o duplo domínio da águas: águas de domínio da União e dos estados, daí a existência de legislações específicas em cada ente federado.



arranjo institucional modelado, o instrumento da “cobrança pelo uso da água” é primordial para conferir sustentabilidade ao processo de reversão do quadro de degradação. Os recursos da cobrança devem ser investidos em ações que levem à recuperação da qualidade ambiental dos corpos hídricos. A cobrança deve atuar também como instrumento indutor de mudança de comportamento dos usuários — redução do consumo e do desperdício, aumento dos níveis de tratamento de efluentes, alocação da água em atividades com maior valor agregado.

Neste capítulo vamos analisar mais detalhadamente as experiências de aplicação da cobrança pelo uso da água no Brasil comparando-as com outras experiências europeias bem sucedidas neste campo.

#### 15.4. Porque cobrar pela água?

A água dos rios, dos lagos e subterrânea sempre foi, na maioria dos países, um bem de livre acesso, pelo menos para os usuários que estavam nas suas margens. Estes podiam fazer captações, lançar efluentes, gerar energia, entre outros usos, sem pagar por isso. Por que a cobrança agora? Vejamos um exemplo que elucida a questão.

Quando uma indústria lança seus esgotos em um rio ou lago sem o devido tratamento pode ocorrer a poluição em níveis tais que dificultem ou impeçam o uso por outros usuários deste mesmo corpo hídrico. Entre as consequências observadas está, por exemplo, o aumento dos custos de tratamento da água para fins de abastecimento. Esse aumento de custo recai sobre cada “usuário-captador”, enquanto o “lucro pelo não tratamento” é apropriado pelo “usuário-poluidor”. No exemplo examinado, a cobrança pelo uso do corpo hídrico para diluição de efluentes permite que o “usuário-poluidor” seja onerado pelas deseconomias causadas aos demais “usuários-captadores”.

Situações deste tipo já são enfrentadas pelos serviços de abastecimento dos grandes centros urbanos do Brasil, como, por exemplo, as regiões metropolitanas de São Paulo e Rio de Janeiro. A SABESP\* informa que, enquanto os volumes de água tratada aumentaram em 8% nos últimos quatro anos, o consumo de produtos químicos usados no processo de tratamento aumentou 40%, devido à poluição dos mananciais. Em dias de chuvas intensas, com o aumento da poluição, o volume de água tratada pela ETA-Guandu\*\* cai drasticamente e o consumo de produtos químicos chega a triplicar. Os aumentos dos custos de tratamento recaem sobre toda a população abastecida e os custos de recuperação ambiental e relativos à saúde pública, por sua vez, recaem sobre toda a sociedade.

O uso intensivo dos corpos hídricos, seja para captação, diluição de efluentes, geração de energia etc., limita o uso da água por outros usuários. No médio e longo prazos podem gerar o comprometimento dos recursos hídricos para gerações futuras e a degradação de ecossistemas dependentes desses recursos. Trata-se de deseconomias ou externalidades geradas por usuários do recurso não internalizados em seus respectivos custos de produção, que são ou serão arcadas pela sociedade como um todo. A internalização destes custos sociais — externalidades — é o objetivo da cobrança pelo uso da água.

A cobrança deve incidir sobre cada metro cúbico de água reservado no corpo hídrico para atender à demanda de um usuário para captação, consumo, diluição de efluentes e até para outros usos aparentemente “inofensivos”, como geração de energia hidroelétrica ou navegação. O sistema de cobrança proposto para o estado de São Paulo,<sup>5</sup> por exemplo, baseado na experiência francesa, considera os seguintes fatores de cobrança:

- Cobrança por captação: em R\$/m<sup>3</sup> de água captada;
- Cobrança por consumo: em R\$/m<sup>3</sup> de água captada e não retornada ao corpo hídrico;
- Cobrança por carga poluente remanescente lançada: em R\$/kg de poluente lançado no corpo hídrico; os fatores de poluição considerados são:
  - Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)
  - Demanda Química de Oxigênio (DQO)
  - Resíduo Sedimentável (RS)
  - Carga Inorgânica (CI) — Correspondente a metais, cianetos e fluoretos.

Tanto o sistema de cobrança aplicado na França como o proposto para o estado de São Paulo adotam coeficientes multiplicadores dos fatores de cobrança que tentam refletir a escassez do recurso e o impacto do uso. Assim, a água é mais cara para usuários localizados próximos às nascentes e mais barata para usuários localizados nos trechos de foz, por exemplo. Essa metodologia de valoração tenta refletir o custo marginal de provisão do recurso.<sup>6</sup>

Em uma abordagem por custo-benefício, o valor da cobrança deveria ser fixado de forma a compensar a percepção social do dano ambiental causado por aquele uso. O valor deste dano pode ser calculado, por exemplo, pela determinação dos aumentos de custos representados pelos aumentos de gastos públicos e privados com: tratamento da água, aumento da incidência de doenças de veiculação hídrica, perdas da flora e da fauna, perda de atividades de lazer, desvalorização de áreas marginais, entre outros.

De forma geral, todas as abordagens de valoração ambiental — disposição a pagar, análise custo-efetividade etc. (veja o capítulo 12 sobre valoração econômica ambiental) — podem ser usadas para fixação dos valores da cobrança pelo uso da água.<sup>7</sup>

Na prática a cobrança pelo uso da água bruta ainda não conseguiu atingir níveis capazes de internalizar integralmente as externalidades geradas pelos usos e com isso garantir uma alocação ótima dos recursos hídricos. Nos diferentes países onde vem sendo aplicada, a cobrança tem sido muito mais um instrumento arrecadatório. A receita oriunda da cobrança se destina ao financiamento do sistema de gestão e controle e ao financiamento, ainda que parcial, de ações de preservação e recuperação dos recursos hídricos. Os seus valores são fixados de forma a atingir determinados objetivos de qualidade ambiental, o que, de certa forma, corresponderia a uma valoração pela abordagem custo-efetiva.

Por outro lado, a cobrança não é um “imposto” e, na maior parte dos países onde é aplicada, e também no Brasil, os valores arrecadados são reinvestidos na própria bacia hidrográfica em que foram gerados. Os objetivos de qualidade ambiental são atingidos não só pela racionalização do uso por parte do usuário — como resposta à sinalização dada pelo instrumento econômico —, mas também pelas intervenções estruturais — construção de estações de tratamento de efluentes, introdução de técnicas de irrigação, reuso

\* Responsável pelo abastecimento da região metropolitana de São Paulo.

\*\* Estação de Tratamento de Água usada no abastecimento de mais de 8 milhões de habitantes da região metropolitana do Rio de Janeiro.



mais econômicos etc. — e não estruturais — melhoria do monitoramento, fiscalização etc. — financiadas com os recursos gerados pela cobrança. Ou seja, o que se tem é um jogo de ganha-ganha, em que o impacto ambiental da cobrança pode ser muito maior que os mensurados pelas tradicionais abordagens de valoração ambiental.

Caberia ainda perguntar se estes objetivos de qualidade ambiental não poderiam ser atingidos apenas com a aplicação de instrumentos de comando-e-controle (veja o capítulo 7, sobre política ambiental), como feito tradicionalmente. A resposta é que, teoricamente, poderiam, mas a um custo social maior. A cobrança pelo uso da água, assim como os demais instrumentos econômicos aplicados à gestão ambiental representam a forma mais econômica de se atingir determinados objetivos de qualidade ambiental. A cobrança permite a apropriação pela sociedade dos benefícios do uso do recurso hídrico dentro dos limites que não levem à violação dos padrões de uso. Esses limites correspondem à “vazão outorgável”. Além disso, a cobrança é o instrumento econômico que melhor se adequa às particularidades da gestão de recursos hídricos e pode ser aplicada de forma generalizada a todos os usos. Em situações de racionamento pode ainda se empregar o instrumento de compensação financeira ou de leilões baseados na disposição a pagar do usuário para não ser racionado. Emprega-se ainda a compensação financeira em casos de áreas inundadas por construção de reservatórios ou por produção de energia.

Apesar de a cobrança ser, teoricamente, suficiente para se atingir o nível de controle ambiental desejado, podendo-se abrir mão da regulação por comando-e-controle, o que se observa na prática é a convivência entre os dois sistemas. Nos países onde é aplicada, a cobrança tem um caráter complementar às regulações, ou seja, os incentivos econômicos e as regulações se reforçam mutuamente. As combinações possíveis entre os diferentes instrumentos variam em função da capacidade institucional, dos objetivos ambientais e da situação da poluição, da evolução histórica dos direitos de uso da água e até da capacidade criativa e política dos legisladores/gerenciadores.

A forma e o alcance da cobrança nos diversos sistemas de gestão são bastante diferenciados. Em países como Alemanha e Estados Unidos, que tradicionalmente possuem uma forte capacidade institucional de fazer cumprir a legislação, a cobrança aporta um incentivo financeiro suplementar, como é o caso da taxa de esgotos na Alemanha.

No sistema de gestão de recursos hídricos da França, a cobrança pelo uso da água proporciona parte substancial dos recursos investidos pelas Agências de Bacia na gestão dos recursos hídricos e, principalmente, no controle da poluição. A Inglaterra e o País de Gales utilizam a cobrança apenas para cobrir os custos administrativos do sistema de gestão e monitoramento dos recursos hídricos incorridos pela agência estatal de água.

No Brasil, similarmente à França, onde se inspirou, pretende-se que a cobrança pelo uso da água seja capaz de alavancar recursos para financiar os investimentos aprovados pelo Comitê de Bacia previstos no seu Plano de Recursos Hídricos. Além disso, essa forma de cobrança possibilita a estruturação do sistema de gestão de recursos hídricos, sendo previsto na lei federal que até 7,5% dos recursos arrecadados poderão ser destinados a cobrir os custos administrativos e de monitoramento do sistema de gestão.

A seguir, vamos tentar aferir como os diferentes níveis de cobrança pelo uso da água — um instrumento econômico aplicado à gestão ambiental — têm induzido o uso mais sustentável dos recursos hídricos, por meio de um uso mais racional e de melhorias na

qualidade da água. A análise abrange a experiência de países onde este instrumento de gestão vem sendo praticado e as principais experiências, assim como as potencialidades, de sua aplicação no Brasil.

### 15.5. Os impactos da cobrança sobre o comportamento do usuário: a cobrança pelo uso da água como instrumento econômico

É recomendável que a cobrança pelo uso da água, assim como os instrumentos econômicos adotados na gestão ambiental em geral, atenda a critérios relativos a sua aplicabilidade, eficiência e efetividade. Em relação aos efeitos sobre o comportamento do usuário, os principais critérios de avaliação de um instrumento econômico são:<sup>8</sup>

- **Eficiência econômica:** para garantir a alocação eficiente do recurso, o preço deve refletir o custo marginal da provisão deste recurso, no caso dos diferentes usos da água, a cobrança deve ter a capacidade de incorporar os custos sociais (externalidades) derivados do uso;
- **Impacto ambiental:** é função da capacidade do instrumento de influenciar o comportamento dos poluidores e consumidores de forma a melhorar a qualidade ambiental;
- **Aceitabilidade:** como o instrumento é aceito e recebido pelos que são impactados por ele, idealmente a implementação deve ser progressiva para permitir planejamento de longo prazo e evitar grandes aumentos dos custos de produção e tornar-se perigoso para a competitividade.

A análise da eficiência e efetividade da cobrança deve ser feita separadamente para os diferentes setores usuários em função das diferenças de comportamento esperado de cada grupo. Os usuários industriais tendem a reagir fortemente à cobrança por captação — cerca de 70% do uso da água na indústria mundial é feito em captações diretamente em mananciais<sup>9</sup> — e também à cobrança por diluição de efluentes. O usuário doméstico individual pode ser pouco afetado por esta última porque não depende dele a decisão de tratar ou não seu efluente. O usuário doméstico é “cliente” de um serviço público ou privado de saneamento. Esses prestadores de serviço podem optar por simplesmente repassar a cobrança para a tarifa. Por outro lado, o usuário agrícola é extremamente sensível a qualquer nível de cobrança devido ao baixo valor agregado dos seus produtos e aos grandes volumes de água utilizados.

As Tabelas 15.1 e 15.2 apresentam valores relativos à “cobrança pela água bruta”<sup>3</sup> em alguns dos principais países europeus. A Tabela 15.3 é relativa à experiência brasileira de cobrança pelo uso da água bruta. Esta tabela apresenta os valores de cobrança praticados nas bacias dos rios Piracicaba-Capivari-Jundiá (PCJ) e Paraíba do Sul e propostos para as demais bacias estaduais — caso do estado de São Paulo — e praticados — casos do estado do Ceará e da bacia do rio Paraíba do Sul. A Tabela 15.4 apresenta as tarifas dos serviços de fornecimento domiciliar de água tratada e de afastamento dos esgotos.

Nos países europeus, a cobrança por captação varia entre US\$0,01 a US\$0,05/m<sup>3</sup>, podendo, no limite, para fontes subterrâneas na Holanda e parte da Alemanha, atingir

US\$0,18/m<sup>3</sup>. Esses valores representam entre 1% a 10% das tarifas de água praticadas naqueles países. No setor doméstico, as análises demonstram que nos países mais ricos, o uso doméstico só se reduz substancialmente quando as tarifas de água e esgoto saem do patamar de US\$1 a 2/m<sup>3</sup> para US\$3 a 4/m<sup>3</sup>.<sup>10</sup> Ou seja, supondo-se que, mesmo que a cobrança por captação seja totalmente repassada para as tarifas, os aumentos introduzidos nestas, de até 10%, tendem a não sensibilizar o consumidor doméstico.

Essa tendência se observa também na recente experiência de cobrança brasileira. Na bacia do Paraíba do Sul, estimou-se que a cobrança pelo uso da água representaria um acréscimo aos consumidores domésticos de cerca de R\$18/família/ano (US\$6/família/ano),\* um aumento de apenas 2% a 3% da conta.

**Tabela 15.1** Cobrança por captação e consumo em alguns países europeus

País	Tipo de cobrança	Fonte	Uso	Preço médio* US\$/m <sup>3</sup>	Observação
Alemanha	Captação	Água superficial	Doméstico	0,015 a 0,06	Varia por estado
			Industrial	0,02 a 0,05	
			Agrícola	0,0014 a 0,015	
		Água subterrânea	Doméstico	0,015 a 0,18	
			Industrial	0,02 a 0,09	
			Agrícola	0,002 a 0,08	
França	Captação e consumo	Água superficial	Doméstico	0,01 a 0,05	Varia por bacia e por trecho da bacia
Holanda	Captação e consumo	Água subterrânea	Industrial	0,005 a 0,02	Cobrada duplamente
			Doméstico	0,025 a 0,05	
		Água subterrânea	Industrial	0,01 a 0,03	
			Doméstico	0,14 a 0,17 (federal) 0,005 a 0,14 (provincial)	
Reino Unido	Captação e consumo		Industrial e agrícola	0,05 a 0,08 (federal)	
			Industrial	0,008 a 0,03	

\* Valores deduzidos por Ramos (2002) com base em Buckland & Zabel (1998) e OCDE (1999a), referentes ao início da década de 1990.

\* Considerando-se famílias de quatro pessoas, com consumo *per capita* de 220 l/dia, perdas físicas de 50% e efluentes despejados sem tratamento.

**Tabela 15.2** Cobrança por poluição em alguns países europeus

Parâmetro US\$/Kg	Cobrança por emissão <sup>1</sup> US\$/Kg de poluente					Custos de remoção <sup>2</sup>	
	Holanda		Alemanha	França			
	Mínimo	Máximo		Mínimo	Máximo		
DQO	0,5	1,4	0,6	0,14	1,28	US\$0,06/Kg a US\$2,8/Kg — Remoção de até 80% Até US\$4,7/Kg — Remoção de até 95%	
N	2,23	6,233	1,3 <sup>3</sup>	0,104	0,3 <sup>4</sup>		
P			10,5	0,15	0,9		
AOX			15,8	0,46	2,2		
Metais	As	236,2	674,9		3,8	18,3	US\$35 a US\$175/Kg — Remoção de até 80% US\$339/Kg e US\$699/Kg — Remoção de até 95%
	Cd	236,2	674,9	316,0	19,0	91,6	
	Cr			63,2	0,4	1,8	
	Cu	23,6	67,5	31,6	1,8	9,2	
	Hg	236,2	674,9	1 580,0	19,0	91,6	
	Ni	23,6	67,5	63,2	1,8	9,2	
	Pb			63,2	3,8	18,3	
Zn	23,6	67,5		0,4	1,8		

<sup>1</sup> Valores deduzidos por Ramos (2002) com base em Buckland & Zabel (1998).

<sup>2</sup> Jantzen (1992).

<sup>3</sup> Nitrogênio Kjedal.

<sup>4</sup> Nitrogênio reduzido.

**Tabela 15.3** Tarifas e cobrança pelo uso da água no Brasil — principais experiências

Estado / Bacia	Sector usuário	Captação por m <sup>3</sup>	Consumo por m <sup>3</sup>	DBO por kg	Metais por kg
Estado de São Paulo <sup>1</sup>	Doméstico Industrial	R\$0,01 (US\$0,004)	R\$0,02 (US\$0,008)	R\$0,10 (US\$0,04)	R\$1,00 a 2,00 (US\$0,4 a 0,8)
Bacia do Paraíba do Sul <sup>2</sup>	Doméstico Industrial	R\$0,01 (US\$0,004)	R\$0,02 (US\$0,008)	R\$0,07 (US\$0,04/m)	-
Estado do Ceará	Industrial		R\$0,67 (US\$0,27)	-	-
	Doméstico		R\$0,0121 (US\$0,005)	-	-

Taxa de câmbio: US\$1 = R\$2,50

<sup>1</sup> Bacias que iniciaram a cobrança em rios estaduais em 2007: Paraíba do Sul e PCJ.

<sup>2</sup> Metodologia vigente a partir de 2007. A metodologia anterior vigorou de 2003 a 2006.

**Tabela 15.4** Tarifas pelo fornecimento de água tratada e pela remoção/tratamento de esgotos

Local	Água (A) (US\$/m <sup>3</sup> )	Esgoto (E) (US\$/m <sup>3</sup> )	Água+Esgoto (US\$/m <sup>3</sup> )
Alemanha <sup>1</sup>	1,69	2,20	3,89
França <sup>1</sup>	1,58	1,53	3,11
Holanda <sup>1</sup>	1,41	1,75	3,16
Reino Unido <sup>1</sup>	1,43	1,68	3,11
São Paulo <sup>2</sup>			0,98
Ceará <sup>2</sup>			0,53
Bacia do Paraíba do Sul <sup>3</sup>			1,42

<sup>1</sup> Fonte para valores das tarifas: OCDE, 1999b.

<sup>2</sup> Fonte para valores das tarifas: SNIS, 2000, referentes aos valores médios praticados pelas companhias estaduais, adotando-se taxa de câmbio de US\$1 = R\$2,50.

<sup>3</sup> Tarifa média praticada pelas companhias estaduais (SABESP, CEDAE e COPASA), idem 2.

Para o setor industrial minoritário que se abastece na rede pública pode valer o mesmo raciocínio, já que as tarifas variam entre US\$0,3 a US\$1,5/m<sup>3</sup>.<sup>11</sup> Porém, a análise é mais difícil para a majoritária parcela do setor que faz captação direta porque não se conhece o impacto da cobrança pelo uso da água nos custos de produção. A Coreia é exceção à tendência internacional do setor industrial, de fazer captação nos rios e lagos. Lá 85% do abastecimento industrial é feito pela rede pública, a qual oferece água com diversos padrões de qualidade com tarifas entre US\$0,15 a US\$0,25/m<sup>3</sup>.<sup>12</sup> Estes podem ser tomados como valores indicativos de tarifas que tornam o abastecimento público mais atrativo que a captação direta. Para custos de abastecimento desta magnitude, a cobrança por captação, entre US\$0,01 a US\$0,05/m<sup>3</sup>, já começa a pesar sobre o comportamento, tendendo a levar esse tipo de usuário a tomar medidas de redução de uso.

Da mesma forma que a cobrança por captação, a cobrança por poluição por si só também não seria suficiente para induzir níveis elevados de tratamento de efluentes. Analisando-se a cobrança por emissão de carga orgânica, por exemplo, verifica-se que, para o setor industrial, os valores cobrados — entre US\$0,5 a US\$1,3/kg de DQO — são baixos comparativamente aos custos de remoção — até US\$2,8/kg para níveis de remoção de até 80%, podendo alcançar US\$4,7/kg para níveis de remoção até 95%. No setor doméstico, os custos de remoção de carga orgânica ficam em torno de US\$0,9/kg para níveis de remoção até 90%, sem incluir os custos de coleta que são muito variáveis dificultando tentativas de comparação. Além disso, uma análise desse tipo pode não fazer sentido para o setor doméstico. Como exposto anteriormente, a decisão sobre poluir ou tratar não é tomada por quem paga a conta, o usuário final, mas sim pelo prestador do serviço. Este pode optar por apenas repassar para as tarifas o valor da cobrança por poluição.

Para melhor avaliar o efeito da cobrança sobre o usuário doméstico individual e sobre os prestadores de serviço é ilustrativo analisar o sistema francês. Neste país a cobrança atinge valores bastante elevados, comparativamente aos demais países analisados. A Tabela 15.5 mostra os fatores de custos que compõem uma fatura típica de serviços de água e esgoto urbanos na França. Os valores apresentados são baseados em uma estimativa de tarifas médias de água e esgoto praticadas no país em 1990.<sup>13</sup>

Observa-se que a cobrança por uso da água relativa à captação e consumo representava cerca de 1% da tarifa média de abastecimento. Já a cobrança por poluição tem um maior impacto sobre as tarifas de esgoto, representando cerca de 14% da tarifa média nacional. O impacto total da cobrança pelo uso da água na tarifa paga pelo consumidor doméstico era de cerca de 6%, o que tende a não induzir mudanças fortes no comportamento do usuário individual. Por outro lado, para estimular o tratamento de efluentes, o sistema francês adota um sistema de prêmio por despoluição (*prime*). Por este sistema, o prestador do serviço repassa para a tarifa a cobrança por poluição relativa à carga poluente bruta produzida por cada habitante, mas as agências de água devolvem a ele a parcela da cobrança relativa à carga poluente removida. Os prestadores não precisam necessariamente repassar o “desconto” para as tarifas de esgotos.

Quanto à aceitabilidade política, apesar de a cobrança ser bem aceita e compreendida em muitos setores, existem ainda alguns importantes focos de resistência. A resistência dos industriais deriva do temor à perda de competitividade nos mercados internacionais e estes pedem que seja feita uma harmonização internacional na aplicação destes instrumentos.\* Na Europa, os usuários agrícolas, que são fortemente subsidiados,\*\* oferecem forte resistência à implantação da cobrança pelo uso da água.

Em todas as experiências de aplicação de cobrança, o setor agrícola ou não participa ou tem sido o último setor a ser incorporado. Durante as negociações sobre o valor da

**Tabela 15.5** Cobrança pelo uso da água e tarifas de água e esgoto na França (1990) — Valores médios<sup>1</sup>

Serviço	US\$/m <sup>3</sup>	Observações
<b>1 – Abastecimento de água</b>	<b>1,01</b>	
1.1 – Cobrança pelo serviço (Concessionária)	0,93	
1.2 – Cobrança por uso da água (Agência)	0,01	≅ 1 % da tarifa de água
1.3 – FNDAE	0,02	
1.4 – IVA	0,05	
<b>2 – Coleta e tratamento de esgotos</b>	<b>0,64</b>	
2.1 – Cobrança pelo serviço (Concessionária)	0,52	
2.2 – Cobrança por poluição (Agência)	0,09	≅ 14% da tarifa de esgoto
2.3 – FNDAE <sup>2</sup>	-	
2.4 – IVA <sup>3</sup>	0,02	
<b>Tarifa total média</b>	<b>1,65</b>	
<b>Cobrança total média</b>	<b>0,11</b>	≅ 6% da tarifa de água e esgoto

Notas:

<sup>1</sup> As tarifas apresentadas se referem ao ano de 1990, as tarifas atuais são maiores (US\$3,11/m<sup>3</sup> para água e esgoto referente ao ano de 1999), mas a incidência da cobrança permanece a mesma em termos percentuais.

<sup>2</sup> FNDAE — Fonds National des Adductions d'Eau.

<sup>3</sup> VNF — Voies Navigables de France.

\* OCDE (1994).

\*\* Na União Europeia os subsídios à agricultura já representaram 75% do orçamento.



cobrança, em sua fase inicial (2003 a 2006) para o setor agrícola na bacia do Paraíba do Sul, os representantes deste setor exigiram que o valor cobrado não implicasse aumentos superiores a 0,5% nos custos de produção. O valor estabelecido para captação para uso agrícola naquela bacia ficou sendo 40 vezes menor do que o estabelecido para a indústria e o saneamento durante a vigência da metodologia inicial.

Apesar de a cobrança pelo uso do recurso hídrico não ser ainda capaz, por si só, de induzir radicais transformações de comportamento por parte dos usuários, verifica-se, nos países e bacias hidrográficas em que foi implementada, uma indução a uso mais racional e sustentável dos recursos hídricos. Isto porque, a aplicação dos recursos financeiros gerados pela cobrança nos próprios sistemas de gestão\* propicia o planejamento das ações de recuperação e o gerenciamento e fiscalização dos usos, levando os usuários, o poder público e parcelas da sociedade civil interessada para um processo de negociação. A cobrança gera excedentes financeiros que permitem oferecer, aos usuários, subsídios para investimento em ações de controle da poluição, melhoria da eficiência dos sistemas de abastecimento e de irrigação, entre outros. Esses subsídios, na forma de empréstimos a juros baixos ou a fundo perdido, reduzem os custos relativos à implantação de medidas de redução do uso a serem arcados pelos usuários, tornando mais atrativos os investimentos em tecnologias mais limpas ou eficientes.

### 15.6. A sustentabilidade financeira dos sistemas de gestão: a cobrança como instrumento arrecadador

A cobrança, além de induzir mudanças no comportamento do usuário, deve também ser capaz de aportar sustentabilidade ao sistema de gestão. Para isso deve atender aos seguintes critérios relativos a sua aplicabilidade, eficiência e efetividade:<sup>14</sup>

- Eficiência financeira: é relativa aos custos de transação decorrentes dos encargos gerados para as autoridades responsáveis por sua aplicação e para os usuários, ou seja, depende de quanto representam os custos administrativos e operacionais do sistema de gestão em relação à receita total gerada pela cobrança.
- Efetividade financeira: é função da capacidade do instrumento de cobrança gerar receitas para financiamento das atividades necessárias ao alcance dos objetivos para os quais o sistema de gestão foi montado, ou seja, depende da capacidade de gerar recursos para financiar o sistema de monitoramento, fiscalização, licenciamento e até atividades de recuperação e preservação ambiental;
- Praticabilidade: é relativa a quão direto é o instrumento para atingir seus objetivos. Clareza e simplicidade são considerados fatores cruciais que afetam a eficiência administrativa da política.

A cobrança pelo uso da água pode ser modelada com diferentes objetivos no âmbito dos sistemas de gestão de recursos hídricos. Os casos citados anteriormente da França,

\* Essa característica é registrada em praticamente todos os países analisados e determinada na lei brasileira, e diferencia substancialmente a cobrança pelo uso da água bruta de um imposto.

Holanda e Inglaterra e País de Gales mostram uma variedade de modelos em aplicação. Uma forma possível de se avaliar a efetividade e eficiência financeira da cobrança pelo uso da água inserida nos sistemas de gestão de recursos hídricos é por meio da análise da capacidade deste instrumento de gerar recursos para suprir os custos administrativos e de investimento destes sistemas.

Na Tabela 15.6 é apresentada a arrecadação total da cobrança e também a cobrança média *per capita*\* na Inglaterra e País de Gales, na França, na Alemanha e na Holanda, sendo que, nestes dois últimos, somente cobrança por poluição. Na Tabela 15.7 são apresentadas estimativas semelhantes para os casos brasileiros citados anteriormente, inclusive a estimativa global da arrecadação para o Brasil.

**Tabela 15.6** Arrecadação da cobrança pelo uso da água — experiências europeias

País	População milhões	Renda per capita US\$/ano	Arrecadação total	Cobrança média por habitante <sup>1</sup>
Alemanha	62,53	26.200	US\$215 milhões/ano <sup>3,4</sup>	US\$3,4/ano <sup>4</sup>
França	56,8	24.000	US\$1.500 milhões/ano	US\$27,0/ano
Holanda	15,1	25.000	US\$650 milhões/ano <sup>4</sup>	US\$43,0/ano <sup>4</sup>
Reino Unido	52,0	23.800	US\$100 milhões/ano	US\$1,5/ano

Notas:

<sup>1</sup> Valores deduzidos por Ramos (2002) com base em Buckland e Zabel (1998) e OCDE (1999a), referentes ao início da década de 1990.

<sup>2</sup> OCDE (1999b).

<sup>3</sup> Referente a 11 estados.

<sup>4</sup> Apenas cobrança por poluição.

**Tabela 15.7** Tarifas e cobrança pelo uso da água no Brasil — principais experiências

Estado / Bacia	População milhões	Renda per capita <sup>1</sup>	Arrecadação total <sup>2</sup>	Cobrança média per capita
Estado de São Paulo	33,0	R\$9.210	US\$38 milhões/ano	US\$4,2/hab/ano
Bacia do Paraíba do Sul	5,0	R\$7.465	US\$4,6 milhões/ano	US\$0,9/hab/ano
Estado do Ceará	6,8	R\$2.631	US\$3,2 milhões/ano	US\$0,5/hab/ano
Brasil	157	R\$5.740	US\$ 300 a 600 milhões/ano <sup>3</sup>	

Fonte: Ramos (2002).

Notas:

<sup>1</sup> Valores relativos a 1999 (Fonte: IBGE).

<sup>2</sup> Taxa de câmbio adotada US\$1 = R\$2,50.

<sup>3</sup> Estimativas próprias. Ver Ramos (2002).

\* Trata-se do valor correspondente à arrecadação total da cobrança, paga pela totalidade dos setores usuários, dividida pela população do país, do estado ou da bacia; não se trata do acréscimo na conta de água individual.



Os montantes arrecadados em cada um dos países europeus estudados têm aplicação diferenciada:

- Na Inglaterra e País de Gales, a arrecadação total era de cerca de US\$100 milhões/ano, relativos a 1993, o que representava um valor médio de US\$1,5/habitante/ano. O valor da cobrança era fixado de forma que a arrecadação fosse suficiente para cobrir apenas os custos administrativos e de monitoramento da *National River Authority* (NRA), entidade responsável pelo sistema de gestão e controle de recursos hídricos. Na época, a NRA cumpria com praticamente a totalidade das funções de controle e gestão relativas aos recursos hídricos, desde o licenciamento até o monitoramento, ou seja, os seus custos abarcavam na totalidade os custos de um sistema de gestão e controle sem responsabilidade sobre investimentos em infraestrutura hídrica. Em 1992/1993, a cobrança por captação permitiu cobrir 97% dos custos do sistema regulatório de recursos hídricos.<sup>15</sup>
- Na Alemanha, a arrecadação da cobrança por poluição em 1991, relativa à taxa de esgotos cobrada nacionalmente, era de cerca de US\$215 milhões/ano, representando um valor médio de US\$3,5/habitante/ano. Do valor total arrecadado pela cobrança por poluição, cerca de 10% a 15% se destinam a cobrir custos administrativos do sistema e o restante é aplicado em monitoramento e apoio a projetos de melhoria ambiental.
- Na França, a arrecadação atingia US\$1.500 milhão/ano, em 1993, o que representava um valor médio de US\$27/habitante/ano. Do total arrecadado por cada agência de bacia, de 5% a 10% é usado para cobrir seus custos administrativos, o restante é investido em monitoramento e no financiamento das obras de proteção ambiental.
- Na Holanda, a arrecadação relativa à cobrança por poluição perfazia cerca de US\$650 milhões/ano, relativos a 1992, o que representava um valor médio de US\$43/habitante/ano. O total arrecadado se destinava a cobrir os custos dos sistemas de tratamento de efluentes e do sistema de gestão. Além disso, a cobrança federal era utilizada para prover financiamentos às indústrias para instalação de sistemas próprios de tratamento.

A comparação entre os custos por habitante/ano incorridos pelos quatro diferentes sistemas analisados mostra que todos apresentam alta efetividade financeira porque conseguem gerar praticamente a totalidade dos recursos necessários ao seu funcionamento. Nos quatro sistemas analisados os custos de transação decorrentes dos custos administrativos são inferiores à receita gerada, sendo que nos casos francês e alemão existe geração de receita para investimento. Com uma cobrança de US\$1,5/hab/ano, o sistema inglês consegue cobrir os custos de gestão e monitoramento. Com US\$3,5/hab/ano, o sistema alemão já cobre os custos de gestão e gera algum excedente para investimento. Com US\$27/hab/ano, as agências francesas conseguem financiar cerca de 30% dos investimentos em intervenções de preservação e controle dos recursos hídricos. A cobrança de US\$43/hab/ano na Holanda permite cobrir os custos dos sistemas públicos de tratamento, além dos custos do sistema de gestão.

Comparativamente aos valores cobrados na França, modelo de gestão em que se inspirou, a cobrança no Brasil está atingindo valores bem mais modestos, ainda que se leve em

conta a diferença de renda da população e, portanto, dos custos do próprio sistema. Assim como na França, o sistema de gestão brasileiro pretende que a cobrança gere recursos não só para cobrir os custos administrativos, mas também para investimentos em recuperação e preservação dos recursos hídricos. A cobrança no Ceará gera uma receita equivalente a US\$0,5/habitante/ano e se destina exclusivamente a suprir os custos administrativos da agência estadual de águas — COGERH — e de manutenção rotineira das estruturas e equipamentos hidráulicos sob responsabilidade desta entidade.

Os valores aprovados para a bacia do Paraíba do Sul para o período 2003-2006 levam a uma estimativa de arrecadação da ordem de US\$0,9/habitante/ano, o que seria suficiente para dar sustentabilidade ao sistema de gestão e de monitoramento, como na Inglaterra e no País de Gales, mas não suficiente para financiar investimentos de recuperação ambiental da bacia, como pretendido. No entanto, os resultados práticos resultantes da implantação do sistema de gestão, aliados a recursos fiscais aplicados na bacia, devem criar o ambiente de confiança entre os usuários que induza à elevação dos valores. A cobrança proposta no estado de São Paulo, que equivaleria à cerca de US\$4,6/habitante/ano, já seria suficiente para viabilizar obras de despoluição. As resistências políticas em São Paulo estão fazendo com que a cobrança seja implantada lentamente, tendo sido iniciada para usos estaduais em duas bacias (Paraíba do Sul e PCJ).

Estas limitações de arrecadação recomendam extrema cautela na estruturação e dimensionamento do sistema de gestão e de seus órgãos executivos — agências de bacia, com o objetivo de evitar que os custos administrativos diretos e indiretos comprometam a efetividade e a eficiência financeiras da cobrança. Deve-se considerar também que o sistema de gerenciamento de recursos hídricos deverá ser fortemente subsidiado na sua fase inicial, fato registrado em outros países que implantaram a cobrança. Conforme anteriormente visto, a cobrança deve ser implantada gradualmente, para que se logre eficiência política.

Outro fator a se considerar é que, no Brasil, um dos principais fatores de degradação dos recursos hídricos é a poluição oriunda dos efluentes urbanos sem tratamento. Apenas 12% dos efluentes gerados recebem algum tipo de tratamento. Algumas simulações permitem estimar uma arrecadação da cobrança no médio prazo da ordem de US\$340 milhões/ano, podendo atingir cerca de US\$630 milhões/ano no longo prazo.<sup>16</sup> O governo brasileiro prevê a necessidade de investimentos da ordem de R\$40 bilhões, até 2010, para universalização dos serviços de água e esgotos, sendo que R\$2,5 bilhões/ano somente em coleta e tratamento de efluentes. Quando muito os recursos da “cobrança pela água bruta” poderiam cobrir cerca de 10% das necessidades de investimento em despoluição no médio prazo. O custo remanescente deverá ser dividido entre o consumidor e o contribuinte. A seguir vamos analisar as consequências do repasse deste custo para as tarifas de saneamento.

### 15.7. “Cobrança pela água tratada”: limitações à recuperação integral dos custos no setor de saneamento

Outro tipo de cobrança são as tarifas de água e esgoto relativas à provisão dos serviços de abastecimento e coleta e tratamento de efluentes, a qual vamos convencionar chamar aqui de “cobrança pela água tratada”. Esta é a cobrança que afeta diretamente o comportamento do usuário doméstico, podendo induzir a redução do uso. Também é esta cobrança que efetivamente pode dar sustentabilidade ao setor de saneamento, no sentido não só de

prover recursos para operação e manutenção dos serviços nos níveis atuais, mas também para expansão e melhoria da eficiência dos sistemas de coleta e tratamento dos efluentes e de abastecimento.

A aplicação de tarifas de água e esgoto que permitam a recuperação dos custos de investimento e de operação e manutenção dos sistemas tende a ser a principal fonte de recursos para investimento em sistemas de coleta e tratamento de efluentes urbanos e de melhorias nos sistemas de abastecimento de água. Esta foi a política aplicada por diversos países que permitiu atingir níveis satisfatórios de coleta e tratamento de efluentes. Os mesmos países que aplicam a “cobrança pela água bruta” aqui analisados (Inglaterra, Alemanha, França e Holanda), praticam tarifas de água e esgoto que somadas atingem valores entre US\$3,00 e 4,00/m<sup>3</sup>.

No Brasil a tarifa média de água e esgoto praticada é, em média, de US\$1,00/m<sup>3</sup>. Aqui, da mesma forma que na “cobrança pela água bruta”, os baixos níveis de renda da população brasileira tendem também a limitar as possibilidades de repasse integral dos custos de coleta e tratamento dos efluentes para as tarifas de saneamento. O comprometimento de renda com a conta de água e esgoto, no Brasil, já representa cerca de 1% da renda, considerando-se as tarifas e os níveis de atendimento atuais. Supondo-se a extensão a toda a população do serviço de coleta de esgotos e mantendo-se as tarifas atuais,\* a conta de água e esgoto chegaria a 2% da renda *per capita*.

Nos países da OCDE, o comprometimento de renda com a conta de água e esgoto varia entre 0,3% a 0,8%\*\* da renda. Isto demonstra que viabilizar os investimentos necessários à

universalização dos serviços de saneamento por meio do repasse dos custos para as tarifas é na prática muito difícil e até mesmo indesejável, diante dos impactos econômicos gerados.

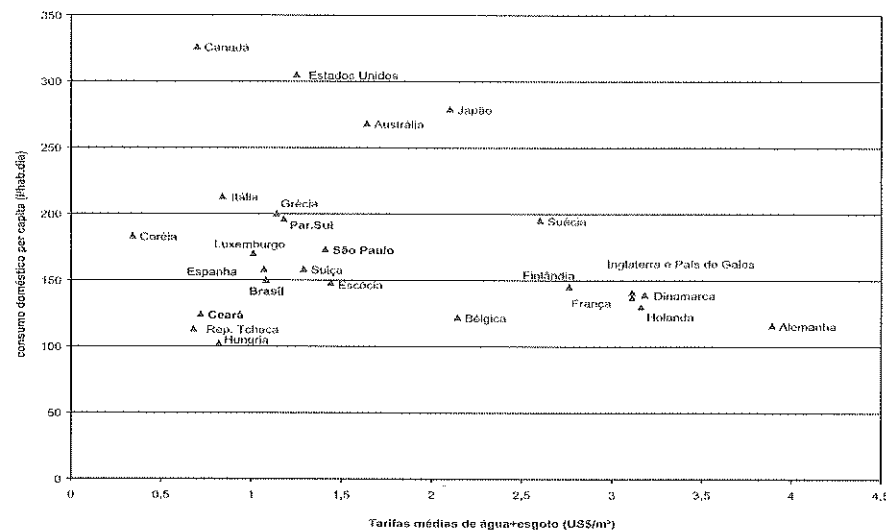
No Gráfico 15.1 foram plotados dados de consumo doméstico médio faturado e tarifas\* de água somadas às tarifas de esgoto de 21 países da OCDE e também do Brasil, estado de São Paulo, bacia do Paraíba do Sul e Ceará. A comparação com os países da OCDE mostra que, em valores absolutos, as tarifas brasileiras são baixas.

Entretanto, no Gráfico 15.2, foram plotadas as “tarifas relativas”, onde os valores absolutos das tarifas foram ponderados pela renda *per capita*. Ainda que pesem as imprecisões de se trabalhar com valores médios de tarifas e renda, da análise do gráfico pode-se extrair algumas evidências:

- Analisando-se os dados relativos aos países da OCDE, verifica-se que, à medida que as tarifas relativas crescem, a dispersão dos padrões de consumo se reduz. Nos níveis mais baixos das tarifas relativas, observa-se consumo entre 150 a 330 l/habitante/dia. Ou seja, nestes níveis o fator custo tende a não influenciar fortemente o nível de consumo, o qual é dominado por outros fatores — cultura, clima, estrutura tarifária, nível de urbanização ou de uso de equipamentos domésticos etc. Mas é inquestionável que, quando as tarifas relativas ultrapassam 0,01% da renda *per capita*, o consumo tende a baixar e se situar entre 100 a 150 l/habitante/dia.
- Ao contrário das tarifas analisadas pelos seus valores absolutos, as tarifas relativas praticadas no Brasil são extremamente elevadas comparativamente aos países da

Gráfico 15.1

Impacto das tarifas de água e esgoto sobre o consumo doméstico — países da OCDE e Brasil

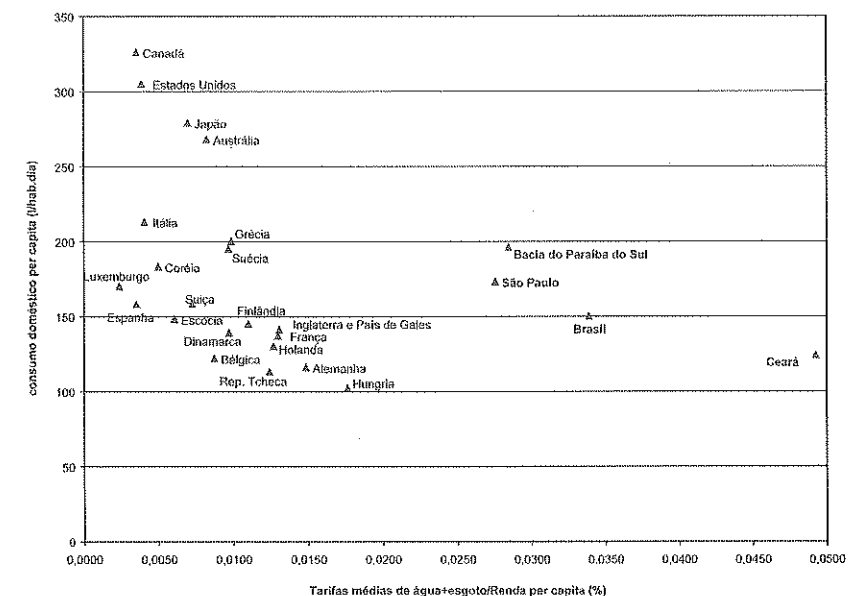


\* A defasagem entre custos de provisão dos serviços de água e esgoto e tarifas vem se reduzindo e, no ano 2000, em termos globais, a diferença entre o preço médio de água e esgoto cobrado nacionalmente e as despesas com o serviço foi de apenas 6% (SNIS, 2000).

\*\* Considerando-se taxas de câmbio de mercado.

Gráfico 15.2

Impacto das tarifas relativas de água e esgoto sobre o consumo doméstico — países da OCDE e Brasil



\* Tarifas convertidas pelas taxas de câmbio de mercado.





OCDE. Na verdade, a população não chega a arcar com tarifas tão elevadas porque grande parte da população não está “formalmente” conectada à rede pública, e apenas 34% da população é servida por sistemas de coleta de esgotos, ou seja, daqueles que efetivamente pagam pelo serviço, uma parcela expressiva arca apenas com tarifas de água.

- Outro aspecto importante na minimização do impacto sobre as tarifas é projetar sistemas de tratamento de efluentes de acordo com objetivos realistas de qualidade de água nos corpos hídricos, ou seja, utilizando a capacidade de autodepuração dos corpos hídricos, empregando-se também tecnologias que apresentem menores custos marginais para atingir aqueles objetivos. O atendimento de padrões uniformes de emissão ditados pelo licenciamento ambiental, que recai, em alguns estados brasileiros, na exigência de aplicar tratamento biológico a todos os efluentes, não é uma tarefa para curto e médio prazo, já que o país não possui renda para arcar com os elevados custos daí derivados.

### 15.8. Conclusões

A cobrança pelo uso da água é o instrumento econômico que melhor se adequa às particularidades da gestão de recursos hídricos de uma bacia. A cobrança tanto pode ser aplicada aos usos quantitativos como qualitativos. Tanto em bacias em que já se caracteriza o déficit hídrico, e que carecem de medidas de racionalização dos usos, como naquelas que ainda apresentam disponibilidade hídrica positiva, mas onde é necessário implantar um sistema de gestão de forma a prevenir a degradação.

Apesar de se observar, nas experiências analisadas, que a cobrança ainda é estabelecida em níveis baixos em relação aos custos de redução do uso, tem ocorrido, de fato, uma indução a um uso mais racional e sustentável dos recursos hídricos. Isto se deve a vários fatores, tais como:

- (i) Os investimentos em redução do uso da água podem ter outros efeitos colaterais não captados pelas análises, os quais aumentam a relação custo-benefício dos mesmos em relação à cobrança. Um mesmo processo de tratamento, por exemplo, remove diversas substâncias poluentes, que, se não removidas, poderiam também ser cobradas pela carga total lançada. Outro efeito positivo não quantificável seria a melhoria da imagem pública da empresa;
- (ii) A aplicação dos recursos financeiros gerados pela cobrança nos próprios sistemas de gestão, fato registrado em praticamente todos os países analisados e determinado na lei brasileira, diferencia substancialmente a cobrança de um imposto. Essa aplicação propicia a organização do sistema de gestão para fins de planejamento, gerenciamento e fiscalização dos usos, o que leva os usuários, o poder público e parcelas da sociedade civil interessada para um processo de negociação. Com isso, vêm à luz os problemas que afetam os recursos hídricos e suas respectivas causas e soluções, passando-se a coibir os usos não racionais ou mesmo a induzir usos racionais. Em diversas bacias observa-se um aumento do nível de mobilização quando se iniciam as negociações finais para aprovação da cobrança;

- (iii) Quando aplicada em níveis mais elevados, a cobrança consegue gerar excedentes financeiros que permitem oferecer aos usuários recursos subsidiados para investimento em ações de controle dos usos mais impactantes — controle da poluição, melhoria da eficiência dos sistemas de abastecimento e de irrigação, entre outros. Esses subsídios, repassados aos usuários sob a forma de empréstimos a juros baixos ou mesmo doações, reduzem os custos de racionalização do uso incorridos pelos usuários, tornando o investimento mais atrativo;
- (iv) Um aspecto comum a todos os sistemas de gestão é a implementação gradativa da cobrança de forma a amortecer o impacto econômico sobre os usuários. Este fator é considerado essencial para melhor aceitação do instrumento. Aliado a isto, alguns sistemas previam ainda, por exemplo, descontos substanciais durante a fase de implantação dos sistemas de tratamento de efluentes. A expectativa de aumentos futuros e a atratividade destes descontos são fatores indutores considerados importantes pelo usuário e que levam à adoção de medidas de redução do uso qualitativo e quantitativo.

Pelas análises feitas, ainda que a cobrança seja delineada para apenas cobrir os custos administrativos e de monitoramento, esta pode ser encarada como um instrumento de gestão com forte poder de mobilização e de indução de uso mais racional. Deve-se cuidar para que a arrecadação seja suficiente para cobrir os custos parciais de transação derivados dos custos de implantação do próprio sistema de gestão.\* A cobrança é também um instrumento fiscal mais transparente, onde pelo menos os custos incorridos pelo poder público para fazer funcionar o sistema podem ser quantificados e arcados diretamente pelos usuários, sem se diluir na massa dos recursos fiscais.

### Guia de leitura

Para aprofundar a literatura sobre a gestão de bacias hidrográficas, recomenda-se a literatura citada no final do capítulo 3, em particular Tundisi (2003). Para mais detalhes sobre sistemas de cobrança de recursos hídricos no Brasil, procure o livro de Thame (2000) citado a seguir, e demais fontes citadas neste capítulo.

### Referências bibliográficas

- Barraqué, B.; Berland, J. M.; Cambon, S. Country Reports: France. In: Correa, F. N. (ed.). *Selected Issues in Water Resources Management in Europe 1*. A. A. Roterdã: Balkema, p. 85-182, 1998.
- Barth, F. T. A Cobrança como suporte financeiro à política estadual de recursos hídricos. In: Thame, A. C. M. (org.). *A cobrança pelo uso da água*. São Paulo: Iqual, p. 135-152, 2000.
- Buckland, J.; Zabel, T. Economic and Financial Aspects of Water Management Policies. In: Correa F. N. (ed.). *Selected Issues in Water Resources Management in Europe 1*. A. A. Roterdã: Balkema, p. 261-352, 1998.
- Jantzen, J. *Cost-Effective Pollution Control in Brazil*. Draft Report. Washington, DC: The World Bank, 1992.
- Macedo, H. P. A experiência do estado do Ceará. In: Thame, A. C. M. (org.). *A cobrança pelo uso da água*. São Paulo: Iqual, p. 29-34, 2000.

\* Os custos “privados” de transação (custos das empresas e outros interessados) podem ser cobertos pelas próprias entidades, não necessitando serem repassados diretamente para a cobrança.

- Mendes, F. *Uma avaliação dos custos de controle da poluição hídrica de origem industrial no Brasil*. Dissertação de mestrado. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 1994.
- OCDE. *La Fiscalidad y El Medio Ambiente — Políticas Complementarias*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1994.
- OCDE. *Household Water Pricing in OECD Countries*. Env/Epoc/Geei(98)12/Final. Paris: OCDE, 1999a.
- OCDE. *Industrial Water Pricing in OECD Countries*. Env/Epoc/Geei(98)10/Final. Paris: OCDE, 1999b.
- PROAGUA. *Cobrança pelo uso da água bruta: experiências europeias e propostas brasileiras*. GPS — RE — 011 — R0. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2001.
- Serôa da Mota, R. *Utilização de critérios econômicos para a valorização da água no Brasil*. Rio de Janeiro: SERIA/GTZ, 1998.
- Ramos, M. *O impacto da cobrança pelo uso da água no comportamento do usuário*. Tese de doutorado. Rio de Janeiro: COPPE/UFRJ, 2002.
- Viliers, M. *Água*. Rio de Janeiro: Ediouro, 2002.

## Notas

- <sup>1</sup> Correia *et al.* (1998).
- <sup>2</sup> Barraque *et al.* (1998).
- <sup>3</sup> GTZ (1998).
- <sup>4</sup> Baltar (1997).
- <sup>5</sup> Ver o Projeto de Lei nº 20 ou Barth (2000).
- <sup>6</sup> Sobre metodologias de cobrança pelo uso da água, ver Proágua (2001).
- <sup>7</sup> Ver Garrido *et al.* (2002) e Serôa da Mota (1998).
- <sup>8</sup> Buckland e Zabel (1998).
- <sup>9</sup> OCDE (1999b).
- <sup>10</sup> Ver Ramos (2002).
- <sup>11</sup> OCDE (1999b).
- <sup>12</sup> Idem.
- <sup>13</sup> Buckland e Zabel (1998).
- <sup>14</sup> Buckland e Zabel (1998).
- <sup>15</sup> Buckland e Zabel (1998).
- <sup>16</sup> Ramos (2002).

## ■ CAPÍTULO 16 ■

# Extrativismo, manejo e conservação dos recursos naturais na Amazônia

■ ■ ■

Alfredo Kingo Oyama Homma

*Embrapa Amazônia Oriental*

## 16.1. Introdução

Este capítulo procura inserir o leitor na importância dos aspectos econômicos da extração dos recursos naturais envolvendo o extrativismo e o manejo *versus* a conservação. Com exceção do aproveitamento dos recursos naturais que apresenta(ra)m maior peso na economia brasileira (borracha, madeira, pesca, castanha-do-pará, babaçu, erva-mate etc.), existem centenas de produtos extrativos menores (plantas medicinais, aromáticas, frutíferas, ornamentais etc.), na Floresta Amazônica, nos cerrados, na Mata Atlântica, nos mangues e em outros ecossistemas, que têm recebido poucos estudos na área acadêmica. A análise da história econômica desses produtos extrativos, o seu papel na estratégia de sobrevivência da agricultura familiar, dos ribeirinhos, pescadores artesanais e coletores expedicionários, constitui um campo aberto para a pesquisa acadêmica. Muitos recursos extrativos estão em vias de desaparecimento, que é provocado pelo próprio crescimento do mercado induzindo a domesticação, a destruição dos estoques, a degradação ambiental, a privatização da terra, a substituição por outras alternativas econômicas e o aparecimento de substitutos naturais ou sintéticos. Por outro lado, a valoração dos serviços ambientais e dos estoques de biodiversidade com a manutenção da floresta assumem valores de não uso que precisam ser avaliados. Outra questão está relacionada com produtos úteis e visíveis que não apresentam mercado definido, retirados da floresta, que são utilizados pelas populações rurais e cujo valor poderia ser estimado a partir do tempo gasto na sua obtenção.

Na Amazônia, a extração de recursos naturais tem sido o fulcro do seu comércio exterior desde os primórdios de sua ocupação. Assim foi com o cacau, que, na economia colonial, respondeu por até 97% do valor das exportações (1736). Foi assim também com a seringueira, terceiro produto da pauta das exportações nacionais por 30 anos (1887-1917), vindo logo depois do café e do algodão, e que atingiu o pico de participação em 1910, quando foi responsável por 39%, e, novamente, em 1945, por ocasião da II Guerra Mun-



dial, ano em que representou 70% das exportações da região Norte. O pau-rosa teve sua participação máxima nas exportações da Região Norte, em 1955, com 16%, e a castanha-do-pará, em 1956, com 71%.<sup>1</sup> Esses produtos seguiram as fases de expansão, estagnação e declínio, decorrente do esgotamento, domesticação, perda do poder de monopólio e aparecimento de substitutos. No contexto histórico, mudou-se das exportações de produtos extrativos vegetais para minerais. O extrativismo mineral, em 2007, respondeu por mais de 66% do valor das exportações da região Norte e 80% do estado do Pará. Refletindo a tendência verificada em 2007, as exportações dos produtos da biodiversidade representaram menos de 22%, destacando-se a madeira e derivados, com 12%.

A amplitude da atividade extrativa varia daqueles tradicionalmente conhecidos com baixa produtividade da terra e da mão de obra (vegetal, caça, pesca artesanal e garimpos) até processos de capital intensivo como se verifica no extrativismo madeireiro, mineral (minérios e petróleo) e pesca. O IBGE conceitua o extrativismo vegetal como sendo “o processo pelo qual o homem realiza a coleta ou apanha de produtos provenientes dos recursos florestais nativos, tais como: madeiras, látex, sementes, folhas, resinas, óleos, frutos, raízes e outros”.<sup>2</sup>

Existe uma miríade de produtos extrativos na Amazônia, cada qual com características específicas, mas a maioria não dispõe de estatísticas de produção e permanece como se fossem *produtos invisíveis*, mas que são importantes na estratégia de sobrevivência e como fonte de renda da agricultura familiar, ribeirinhos, posseiros, pescadores artesanais, caçadores, entre os principais. A estimativa é de que existam mais de 200 mil famílias envolvidas diretamente em atividades extrativas na Amazônia e, segundo a FAO, cerca de 450 milhões de pessoas no mundo dependem diretamente da extração de produtos florestais não madeireiros.

A partir da década de 1980 começou no estado do Acre o movimento dos seringueiros, que teve como ícone a figura de Chico Mendes (1944-1988), visando a conservação e a preservação da floresta mediante a criação das reservas extrativistas. Este movimento teve como grande resultado a mudança do modelo de desenvolvimento que vinha sendo adotado.

Ressalta-se que a ideia das reservas extrativistas é bastante antiga. Os imigrantes poloneses no Paraná adotaram o *sistema faxinal*, desde o século XIX, visando conservar as áreas nativas de erva-mate, cujo sistema entrou em decadência com a expansão de seus plantios e com o avanço da fronteira agrícola reduzindo os estoques naturais.<sup>3</sup> O manejo florestal secular dos japoneses denominado de *satoyama* constitui outro exemplo desse modelo, realizado por meio de comunidades agrícolas, que vigorou do século XVI até 1966, quando uma lei restringiu o uso de florestas públicas, levando a sua decadência. Nos últimos 10 anos o governo japonês tem incentivado novamente o modelo *satoyama* para a recuperação florestal, da biodiversidade e do paisagismo.

A sustentabilidade do extrativismo vegetal também está relacionada com o mercado de trabalho rural, onde, com a tendência do processo de urbanização, a população rural está perdendo não só seu contingente em termos relativos mas também em termos absolutos. Com isso, aumenta o custo de oportunidade de trabalho no meio rural, o que tende a tornar inviável a manutenção de atividades altamente intensivas em mão de obra, como o extrativismo e determinadas atividades da agricultura familiar, dada a baixa produtividade da terra, da mão de obra e da rentabilidade. Na agricultura familiar, a venda de mão de obra é uma importante fonte de renda não agrícola que rivaliza com a própria produção agrícola comercializada, sobretudo nas regiões menos desenvolvidas do país.<sup>4</sup>

Com o contínuo crescimento da população mundial, prevista para 9 bilhões em 2050, aumentará a pressão sobre a demanda de alimentos, água e energia, que resultará em pressão sobre as florestas tropicais. Isso poderá afetar o ciclo hidrológico e de carbono e a biodiversidade, provocando mudanças climáticas, sobretudo nos países tropicais. O conhecimento das inter-relações econômicas do extrativismo e do manejo são importantes para garantir a manutenção das reservas florestais pelas populações que dela tiram uma parte do seu sustento, protegendo os cursos d'água, a conservação do solo e da biodiversidade, entre inúmeras outras funções.

A contribuição empírica deste capítulo seria analisar as opções que se apresentam ao agricultor-extrativista familiar, no contexto do mercado e na dimensão temporal em curto e a médio prazos utilizando ferramentas de análise de benefício-custo, particularmente o valor presente líquido descontado. Os fluxos de caixa de comercialização de produtos oriundos de recursos florestais extrativistas são comparados com alternativas da sua substituição pela agricultura, que representam formas dominantes de uso da terra em áreas de floresta transformadas na Amazônia.

Incorporando fatores associados à preferência temporal, analisa-se a sensibilidade destas escolhas à taxa de juros, mostrando contextos em que seria mais aconselhável manter as florestas intactas ou propiciar seu manejo para enfatizar os benefícios gerados por espécies oligárquicas.<sup>5</sup> Outra possibilidade de análise seria utilizar o excedente do consumidor e do produtor para avaliar a repartição dos benefícios da domesticação dos recursos extrativos para consumidores e produtores e o valor da perda da biodiversidade. Esta análise está estritamente baseada nos produtos de mercado e não nos eventuais valores de não uso ou retenção de estoques de carbono, os quais ainda são considerados hipotéticos, apesar de ser objeto de intensa análise por parte de economistas ecológicos e que fazem parte de outros capítulos desse livro. Também deve ficar claro que esta análise empírica não envolve casos de manejo florestal madeireiro empresarial ou da substituição de florestas por *agrobusiness* de grande porte, que implicam outras opções, escolhas e formas de regulamentar o mercado.

## 16.2. Estágios do extrativismo

Cada produto extrativo apresenta uma característica específica, quanto ao seu processo de extração, beneficiamento, comercialização, ciclo de vida etc., não sendo passível de generalização. A ideia corrente dos ambientalistas é que o extrativismo vegetal tem condições de se perpetuar *ad infinitum*, alegando que as bicicletas não desapareceram com a expansão do uso de automóveis (*bike model*).

Existem diferentes estágios no extrativismo conforme a sua inserção com outras atividades econômicas. Algumas atividades extrativas já foram extintas, outras convivem com a produção domesticada e outras nunca serão domesticadas. A atividade extrativa pode, portanto, apresentar as seguintes gradações:

**Extrativismo extinto:** entre as principais, podem ser mencionados o pau-brasil, cinchona, timbó, guaraná, salsaparrilha, cageru, puxuri etc. Cada planta extrativa tem uma história econômica muito interessante, que constitui um campo aberto para pesquisa. O extrativismo do pau-brasil foi a primeira atividade econômica após a descoberta do Bra-



sil. Suas reservas se estendiam da costa do Rio de Janeiro até o Rio Grande do Norte, mas perdeu a sua importância com a síntese da anilina, pelos químicos alemães da Bayer, em 1876, coincidindo com o esgotamento desse recurso. A cinchona de cuja casca se extrai o quinino, utilizado no tratamento da malária, considerada uma das doenças mais graves da antiguidade. Essa importância fez com que Richard Spruce (1817-1893), famoso botânico inglês, com grande conhecimento sobre a Amazônia, fosse encarregado de proceder a coleta de mudas de cinchona, em 1860, que foram levadas para o Sudeste asiático, transformado em grande centro produtor até o advento do quinino sintético.

**Dominância do extrativismo:** existem muitos recursos extrativos onde a maior parte da oferta é proveniente da coleta. Entre as principais, menciona-se a da madeira, pesca, castanha-do-pará, açaí, pau-rosa, bacuri, uxi, palmito, copaíba, babaçu, andiroba, unha-de-gato, tucumã, piaçaba, cipó títica, buriti, cumaru, ipecacuanha, balata, maçaranduba etc. Muitos desses produtos já não conseguem atender ao crescimento do mercado.

**Extrativismo e plantio:** em outras situações pode prevalecer o dualismo tecnológico, com o extrativismo vegetal ou animal convivendo com o processo domesticado, de forma temporária ou permanente. Entre as principais podem ser listados a seringueira, açaí, madeira, tucumã, cupuaçu, andiroba, jaborandi etc.

**Dominância do plantio domesticado:** existe um grande elenco de plantas amazônicas que já são totalmente domesticadas, se observar no cenário nacional e mundial. Entre alguns exemplos poderiam ser mencionados seringueira, cacau, guaraná, cupuaçu, pupunha, jambu, jaborandi, urucum, pimenta longa etc. Apesar da perpetuação do extrativismo da seringueira na Amazônia, a contribuição dos plantios racionais é quase integral. Os plantios de guaraná na Bahia respondem pelo maior volume de produção dessa cultura. Mesmo narcóticos, como a coca e a maconha, com o crescimento do mercado, são obtidos mediante plantios domesticados. O desafio para o seu aniquilamento seria descobrir uma praga ou doença para destruir estes plantios.

**Recursos da biodiversidade de difícil domesticação:** muitas plantas ou animais, pela sua pouca importância, longo tempo para a entrada em produção, dificuldade de domesticação, tecnologia não disponível e/ou por existirem em grande abundância na natureza, nunca serão domesticados. A domesticação de madeiras duras, por exemplo, teria pouco atrativo econômico pelo longo tempo de crescimento, devendo, neste caso, efetuar políticas mais severas quanto a sua extração. Alguns produtos extrativos, apesar de já terem sido totalmente domesticados, como os cogumelos, permanece um ativo mercado de cogumelos selvagens, com preços e consumidores diferenciados.

Quanto ao processo de obtenção do produto econômico, os recursos extrativos na Amazônia estão sujeitos a dois tipos de extração: o de coleta e o de aniquilamento.

#### Extrativismo de coleta

No caso de coleta, a integridade da planta-matriz geradora do recurso é mantida intacta. Como exemplos, podem ser mencionados o extrativismo da seringueira e da castanha-do-pará. Desde que a taxa de recuperação cubra a taxa de degradação, essa forma de extrativismo asseguraria uma extração *ad infinitum*. Mesmo para o extrativismo de coleta, esses recursos não deixam de ser aniquilados, uma vez que esses não fazem parte de uma extração racional, por depredação, aumento de uma produtividade imediata ou a sua substituição por outras atividades mais competitivas.

#### Extrativismo de aniquilamento

Outro tipo de extração é o de aniquilamento, em que há destruição da planta-matriz objeto de interesse econômico. A extração madeireira do pau-rosa e do palmito de açaizeiro constituem exemplos dessa categoria. Quando essa extração supera a velocidade de recuperação, o caminho natural é a sua gradativa escassez até tornar antieconômica essa atividade. Normalmente, quando atinge esse nível, os estragos causados colocam em risco a sobrevivência da espécie, levando-a a extinção. Os estoques de açaizeiros na foz do rio Amazonas, a partir da década de 1970, sofreram fortes derrubadas para extração do palmito, o que levou o presidente Ernesto Geisel (1907-1996) a assinar a Lei nº 6.576/1978, proibindo a sua derrubada, mas não obteve êxito. A valorização do fruto a partir da década de 1990 teve efeito positivo sobre a conservação de açaizais. Os açaizeiros, nas áreas próximas aos grandes mercados consumidores de açaí da Amazônia, deixaram de ser derrubados para a extração de palmito e passaram a ser mantidos na área para produção de frutos.<sup>6</sup> O mercado induziu a conservação dos açaizeiros pela valorização dos frutos que a legislação não conseguiu proteger com a sua derrubada para palmito.

#### 16.3. Início da atividade extrativa

A atividade extrativa depende da disponibilidade de recursos naturais fornecidos pela natureza. Quando estes recursos naturais ganharam utilidade e, posteriormente, importância econômica, teve início a atividade extrativa. Quando esta disponibilidade é muito grande, como acontece com as reservas de petróleo, chegam a influenciar os destinos de uma civilização. Este aspecto fez com que os economistas, a partir das descobertas de reservas de petróleo no Mar do Norte, na década de 1970, batizassem este fenômeno de *Dutch Disease*, pois provocam grandes alterações na inflação, no nível de emprego, nos preços de insumos e produtos, entre outros.<sup>7</sup> Outro aspecto está relacionado com o desenvolvimento de uma região tendo como base um produto principal (*staple thesis*), como ocorreu com o extrativismo da seringueira.<sup>8</sup>

As atividades extrativas se caracterizam pela oferta fixa determinada pela natureza. O início da extração pode ser entendido como tendo uma oferta potencial (S) de determinado recurso natural como se fosse um bem livre (Figura 16.1). As curvas de oferta e demanda não têm interseção, uma vez que a extração do recurso se destina essencialmente à utilização direta dos próprios extratores.<sup>9</sup>

Com o tempo, dado o crescimento do mercado, a melhoria dos processos de transporte e comercialização e obras de infraestrutura, essas tenderiam a entrar em equilíbrio com o crescimento da demanda. A curva de demanda vai se deslocando gradativamente para a direita até atingir a limitação do recurso para determinada área espacial. A curva de oferta passa a assumir características de inelasticidade em relação à quantidade, ficando na vertical (Figura 16.1).

A rigidez da oferta do setor extrativo e o deslocamento da curva de oferta para a esquerda pela redução das fontes de recursos levam, por conseguinte, à elevação dos preços a cada nível de equilíbrio. Dado o fato de atingir o ponto em que a oferta passaria a ser inelástica que seria estimulado o seu plantio, o abandono da coleta extrativa, a sua substituição por outras atividades ou a descoberta de substitutos sintéticos. A própria imperfeição do mercado, em que predomina o monopólio ou oligopólio na compra do produto

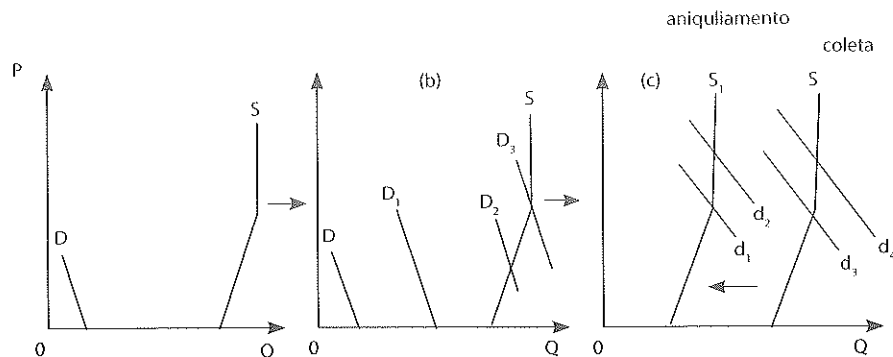


Figura 16.1 Processo de evolução de mercado para produtos extrativos.

extrativo, tende a reduzir a lucratividade dos coletores, levando ao seu abandono quando surgem outras alternativas econômicas.

16.4. O extrativismo como sequência do progresso tecnológico

A economia extrativa apresenta limitações com o crescimento do mercado, decorrente da tensão na oferta que não consegue atender a demanda, ditada pela existência fixa de estoques naturais. É viável enquanto o mercado for reduzido ou existirem grandes estoques, servir para atender nichos de mercado ou ganhar tempo enquanto não surgirem outras alternativas econômicas. A suposta valorização de *green products* (couro vegetal, camisinhas feitas com látex de borracha extrativa etc.), alguns com pesados investimentos públicos, pode perder a sua importância com o processo de democratização desses produtos, pela incapacidade de atender o mercado e pelo alto custo de produção. Outra grande questão levantada na esteira do assassinato de Chico Mendes foi quanto à valorização dos produtos extrativos, divididos em produtos madeireiros e não madeireiros. Criou-se uma *falsa concepção de que a exploração de todo produto não madeireiro é sustentável*, esquecendo que nem sempre a extração econômica garante a sustentabilidade biológica e vice-versa. Para muitos produtos extrativos, quando a taxa de regeneração biológica for muito lenta a adoção de práticas insustentáveis torna-se mais atrativa. Do ponto de vista econômico, não há nenhuma diferença entre produto não madeireiro e madeireiro, e a sustentabilidade depende da taxa de extração com a capacidade de regeneração.

A economia extrativa está embutida dentro de um contexto muito mais amplo do que é tradicionalmente analisado, como a inserção no conjunto das atividades agrícolas, pecuária, caça e pesca. Em geral, a sequência consistia na descoberta do recurso natural, extrativismo, manejo, domesticação e, para muitos, na descoberta do sintético (Figura 16.2). No caso do extrativismo do pau-rosa, por exemplo, passou diretamente do extrativismo para a descoberta do sintético. Já a pimenta longa passou diretamente do recurso natural para a domesticação. Com o progresso da biotecnologia e da nanotecnologia, a produção sintética poderá ser obtida diretamente a partir da descoberta de componentes dos recursos naturais. A grande questão é se será possível manter apenas na fase extrativa e de manejo com o crescimento do mercado e do progresso tecnológico.

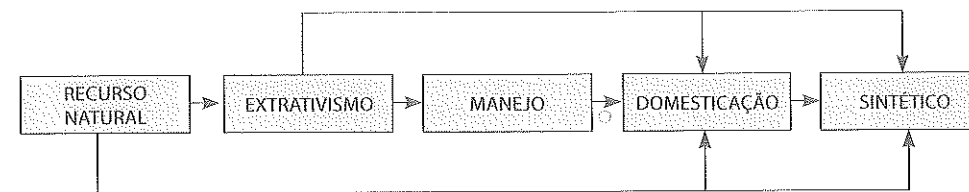


Figura 16.2 Possíveis formas de utilização do recurso natural depois da transformação em recurso econômico.

16.5. Extrativismo como um ciclo econômico

A dinâmica do extrativismo vegetal que conduz a forma trapezoidal, descrita da Figura 16.3, pode apresentar sucessivos deslocamentos desse ciclo ao longo do tempo para determinada área geográfica ou em termos macroeconômicos. Foi o que ocorreu na Amazônia em termos sucessivos com a fase das “drogas do sertão”, do extrativismo do cacau, da seringueira, da castanha-do-pará, do pau-rosa, entre outros. No caso do extrativismo da madeira, que sempre tem sido considerado em termos agregados, na verdade, se constitui de dezenas de espécies madeireiras. Em geral, o início da extração madeireira se caracteriza pela extração daquelas espécies consideradas mais nobres, como o mogno, passando com o seu esgotamento para madeiras de segunda e terceira categorias. Outra possibilidade é que não ocorra a fase de estabilização, assumindo a forma triangular, passado de A para C, decorrente do processo de depredação dos recursos naturais.<sup>10</sup>

Nesse contexto, a importância das reservas extrativistas seria a de tentar prolongar a vida do extrativismo (B e C), em alguma das três fases mencionadas anteriormente (Figura 16.4). Mas pode ocorrer o inverso (D), induzindo a redução da vida útil da economia do extrativismo se forem introduzidas novas alternativas econômicas, conduzindo a uma reserva extrativista sem extrativismo. Muitas das propostas do recente neoeextrativismo não passam de introdução de atividades agrícolas entre os extrativistas que, se tiverem sucesso,

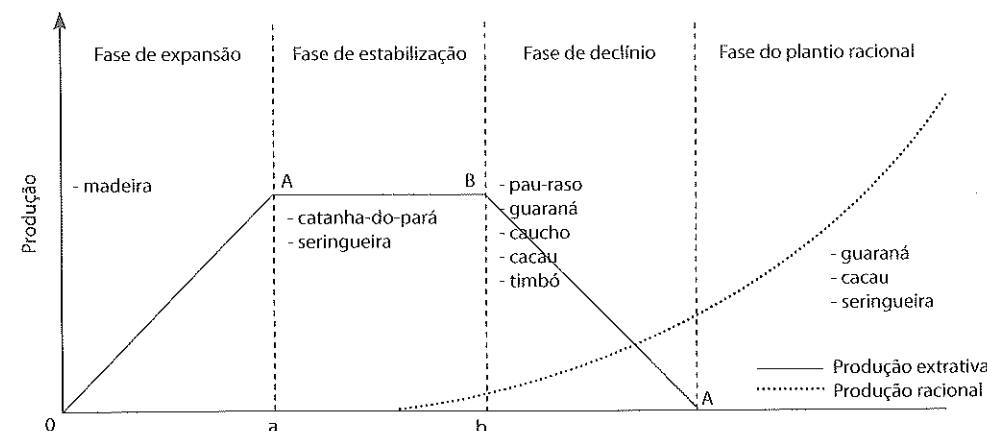
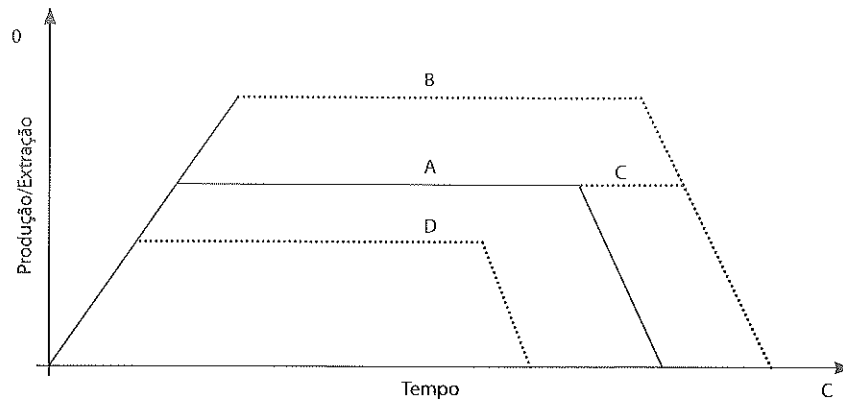


Figura 16.3 Ciclo do extrativismo vegetal na Amazônia.



**Figura 16.4** Possibilidades de mudança no ciclo do extrativismo vegetal por estímulo de políticas governamentais.

podem levar ao abandono das atividades extrativas tradicionais.<sup>11</sup> A manutenção do extrativismo pode ser ampliada com a inexistência de alternativas tecnológicas e econômicas, dessa forma, o corte de recursos de pesquisa visando a domesticação de recursos extrativos e da estagnação econômica pode alongar a durabilidade do extrativismo, com perdas sociais para consumidores e produtores.

Outro fenômeno que cresceu nas últimas duas décadas na Amazônia refere-se a territorialização e a reterritorialização de espaços que sofreram desterritorialização com a criação das reservas extrativistas para garantir o domínio, a segurança de direitos de propriedade e o acesso a determinados recursos naturais, como os *babaçuais livres* no estado do Maranhão. Além do desafio de gerir grandes espaços territoriais, a sobrevivência vai depender de promover uma concepção de desenvolvimento rural, nem sempre relacionado com produtos extrativos e sem a contínua transferência de benefícios governamentais.<sup>12</sup> São importantes para reconhecer os direitos individuais e coletivos, acesso a canais de mercado e na manipulação da economia política de subsídios e isenções e servir como barreira para a expansão da fronteira agrícola pelos médios e grandes proprietários pela insegurança quanto à propriedade da terra, mas nem sempre inibe o processo de destruição pelos pequenos produtores a longo prazo.

#### Quadro 16.1. Quanto vale a floresta em pé?

É possível estabelecer as condições de comportamento dos agricultores que induzem a derrubada das castanheiras, a despeito do potencial de lucro decorrente da extração.<sup>13</sup> Para o desenvolvimento do modelo enfocou-se a escolha entre a agricultura e o extrativismo da castanha e/ou cupuaçu nativo, como prevaiente na Mesorregião Sudeste Paraense. Para um colono com um lote padrão de 50 ha com disponibilidade de castanheiras e/ou cupuaçuzeiros, existem duas alternativas com relação à utilização da sua área:

1 – Extração de castanha-do-pará e/ou de cupuaçu. Nessa alternativa pressupõe-se a manutenção da cobertura florestal original.

(continua)

(continuação)

É possível analisar a decisão do desmatamento considerando o valor presente da extração de castanha e/ou cupuaçu em comparação com a derrubada total de castanheiras para venda como madeira. Considerou-se para essa situação que a sequência de pagamentos inicia-se no tempo 0, uma vez que todas as castanheiras e cupuaçuzeiros nativos estão produzindo, com duração infinita para facilidade de cálculo e um fluxo de pagamento constante, tem-se  $VPL(\text{cast.})(r) = \beta(1+r)/r$ , onde  $VPL(\text{cast.})(r)$  representa o valor presente líquido do fluxo de benefícios líquidos da extração de amêndoas de castanha-do-pará e frutos de cupuaçu ( $\beta$ ). Não foram considerados os possíveis benefícios ambientais decorrentes da manutenção da floresta.

2 – Venda total de castanheiras do lote, derrubada gradativa da área, plantio de culturas anuais e, posteriormente, pastagem visando a atividade pecuária.

Neste tópico não foram considerados os prováveis custos ambientais concernentes à destruição dos recursos florestais.

Nesse caso ter-se-ia então:

$$Y = V_m + VPL(\text{pec.})(r)$$

onde  $Y$  é o valor presente de benefícios líquidos da venda de árvores de castanheiras como madeira ( $V_m$ ) e  $VPL(\text{pec.})(r)$  é o valor presente dos fluxos de benefícios líquidos das atividades de plantio de culturas anuais e pecuária ( $\alpha$ ), como função da taxa de desconto. O fluxo de benefícios líquidos das atividades de culturas anuais e pecuária começaria no tempo  $k$  e encerraria no tempo  $k+p$ , isto é, teria a duração de  $p$  anos.

$$Y = V_m + VPL(\text{pec.})(r) \quad (1)$$

se  $V_m + VPL(\text{pec.})(r) > VPL(\text{cast.})(r)$  é mais lucrativo para o colono proceder a venda das castanheiras como madeira, proceder a derrubada da área, efetuar o plantio de cultivos anuais e posteriormente a criação de gado.

Sabe-se que:

$$VPL(\text{cast.})(r) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\beta}{(1+r)^n} = \beta \left( \frac{1+r}{r} \right)$$

$$VPL(\text{pec.})(r) = \sum_{n=k}^{k+p} \frac{\alpha}{(1+r)^n} = \frac{\alpha}{r} \left\{ \frac{(1+r)^p - 1}{(1+r)^{k+p}} \right\}$$

Pode-se determinar as equações das curvas de  $VPL(\text{cast.})(r)$  e  $V_m + VPL(\text{pec.})(r)$ , obtendo-se os pontos extremos nos quais  $r = 0$  e  $r = \infty$ .

Para  $r = 0$ , tem-se,

$$VPL(\text{cast.})(r) = \beta \left( \frac{1+r}{r} \right) = \infty$$

$$V_m + VPL(\text{pec.})(r) = V_m + \alpha p$$

(continua)

(continuação)

Se  $r = \infty$ , obtém-se:

$$VPL(\text{cast.})(r) = \beta \left( \frac{1+r}{r} \right) = \beta$$

$$Vm + VPL(\text{pec.})(r) = Vm$$

Procura-se determinar a inclinação da curva  $Y = Vm + VPL(\text{pec.})(r)$  e sua comparação com a curva do  $VPL(\text{cast.})(r)$ .

$$Y = Vm + \sum_{n=k}^{k+p} \frac{\alpha}{(1+r)^n}$$

Tem-se:

$$\frac{dY}{dr} = \frac{d}{dr}[Vm] + \frac{d}{dr} \sum_{n=k}^{k+p} \frac{\alpha}{(1+r)^n}$$

$$\frac{dY}{dr} = \sum_{n=k}^{k+p} \frac{d}{dr} \frac{\alpha}{(1+r)^n} = - \sum_{n=k}^{k+p} \frac{n}{(1+r)} \frac{\alpha}{(1+r)^n} \text{ que é sempre negativa,}$$

$$\text{e a inclinação da curva do } VPL(\text{cast.})(r) = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\beta}{(1+r)^n} = \beta \left( \frac{1+r}{r} \right) \text{ é dada por}$$

$$\frac{d}{dr}[VPL(\text{cast.})(r)] = \frac{d}{dr} \sum_{n=0}^{\infty} \frac{\beta}{(1+r)^n} = \sum_{n=0}^{\infty} \frac{d}{dr} \frac{\beta}{(1+r)^n} = - \sum_{n=0}^{\infty} \frac{n}{(1+r)} \frac{\beta}{(1+r)^n}$$

ou  $\frac{\beta}{r^2}$ , que é sempre negativa.

Se  $\frac{dY}{dr} > \frac{d}{dr}[VPL(\text{cast.})(r)]$ , indica que o fluxo líquido de benefícios da atividade agrícola

(culturas anuais e pecuária) é superior ao fluxo líquido decorrente da extração de castanha-do-pará. Ressalta-se que essa igualdade prevalece quando:

$$- \sum_{n=k}^{k+p} \frac{n}{(1+r)} \frac{\alpha}{(1+r)^n} > - \sum_{n=0}^{\infty} \frac{n}{(1+r)} \frac{\beta}{(1+r)^n} \text{ ou } \sum_{n=k}^{k+p} \frac{n}{(1+r)} \frac{\alpha}{(1+r)^n} < \sum_{n=0}^{\infty} \frac{n}{(1+r)} \frac{\beta}{(1+r)^n}$$

Isto demonstra que deve existir uma determinada taxa de desconto para alguns valores de  $\alpha$  e  $\beta$  e que para valores inferiores não seria racional derrubar as castanheiras e implantar atividades agrícolas; e o inverso para valores superiores.

(continua)

(continuação)

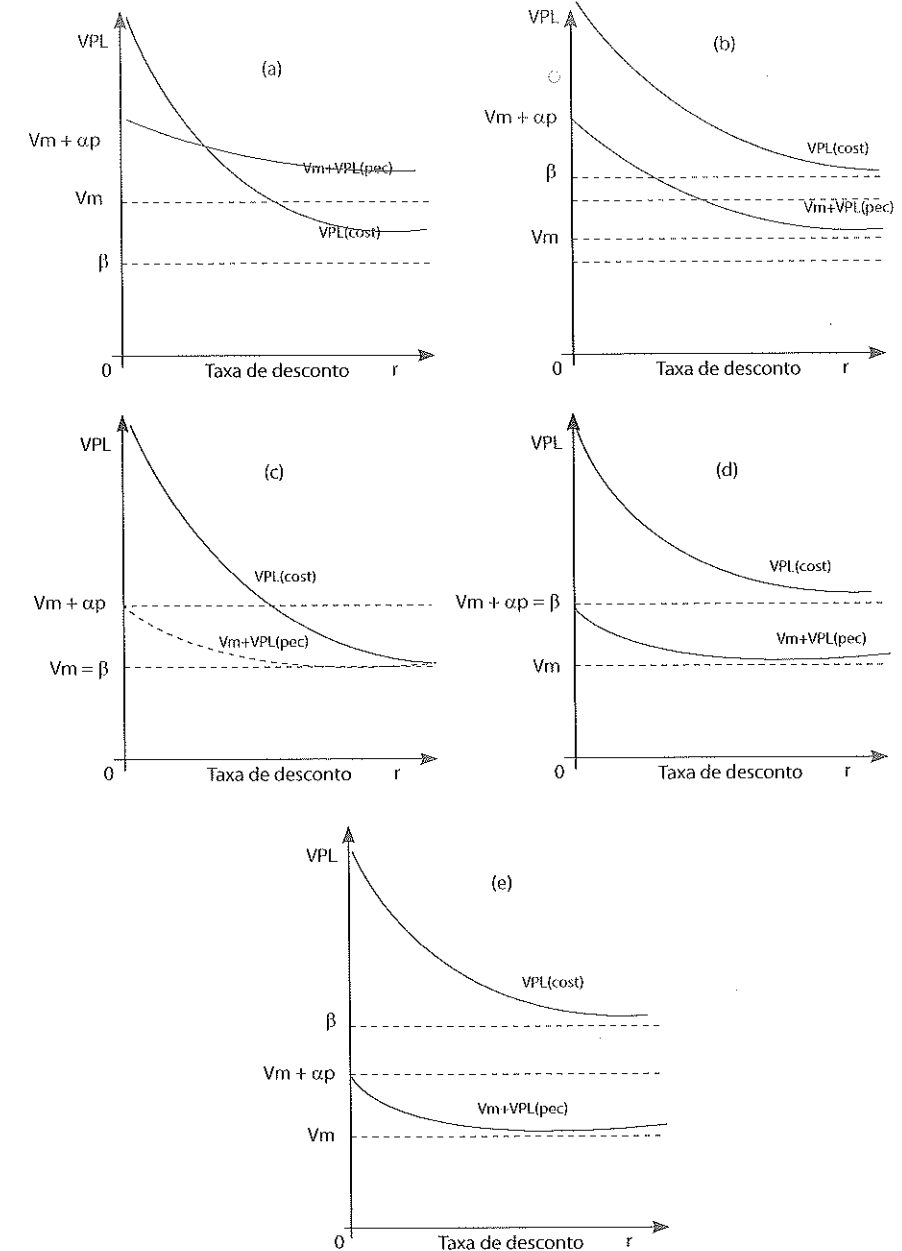


Figura 16.5 Interpretação hipotética das curvas de VPLs para as diversas alternativas e taxas de desconto, considerando a opção da extração de castanha-do-pará e/ou cupuaçu e agricultura ou pecuária.

Nos lotes onde não ocorrem cupuaçuzeiros nativos, mas apenas castanheiras, o que é mais comum, a taxa de desconto no qual iguala estes dois fluxos é de 33%, o que explica em parte a razão da destruição dos castanhais e o interesse dos colonos no plantio de cupuaçuzeiros, do que a depender da coleta extrativa desse fruto. Esse resultado está ilustrado na Figura 16.5a.

(continua)

(continuação)

Se o fluxo de benefícios líquidos anuais decorrente da extração de castanha-do-pará e/ou cupuaçu for superior ao da venda das árvores de castanheiras, nesse caso a conservação seria possível, para diversas situações específicas (Figuras 16.5b, 16.5d e 16.5e). A situação ilustrada na Figura 16.5e seria a ideal para a conservação das castanheiras. Nesse caso, o fluxo de benefícios líquidos anuais da extração de castanha e/ou cupuaçu é superior ao fluxo de benefícios líquidos anuais das atividades agrícolas e pecuária e da venda de castanheira como madeira, independente das taxas de juros. Para as condições atuais, isso implicaria quadruplicar a atual receita líquida obtida com a coleta de castanha-do-pará, em um lote intacto de 50 hectares. A Figura 16.5c mostra a hipótese de quando o fluxo de benefício líquido anual da extração de castanha-do-pará e/ou cupuaçu for igual ao valor das árvores castanheiras, indica que, a uma taxa de juros elevada, tanto a conservação dos castanhais ou a atividade agrícola e pecuária seriam equivalentes.

Estudos semelhantes para a extração da borracha nos seringais extrativos do Acre mostram que a subvenção teria que ser quase cinco vezes o preço pago pelo látex para que o extrativista tivesse uma remuneração mínima que desestimulasse as atividades agrícola e pecuária, e evitando novos desmatamentos.<sup>14</sup>

### 16.6. Efeitos da domesticação dos recursos extrativos

A análise do efeito da domesticação dos recursos extrativos vegetais pode abordar seus efeitos distributivos. Como essa mudança nem sempre é rápida, formam-se dois grupos distintos: um dedicado ao setor extrativo e outro dedicado ao plantio domesticado, conforme a tecnologia disponível para a domesticação.

A Figura 16.6 mostra os dois grupos que ofertam o mesmo produto. Essa ilustração gráfica consiste na adaptação do modelo de Evenson (1983) para analisar os benefícios da difusão de tecnologia agropecuária entre duas regiões.

A curva  $S_1$  é a curva de oferta do produto extrativo perfeitamente inelástica.  $S_1 + S_2$  é a curva de oferta conjunta do produto extrativo mais a produção domesticada, já com predomínio da última. A curva  $DD$  é a procura do produto. O preço inicial de equilíbrio é  $P_0$  ao qual os extratores fornecem  $Q_1$  e a produção domesticada, a quantidade  $Q_2$ .

Mantida inalterada a tecnologia usada na domesticação, ou em uma situação de curto ou de médio prazo, a tendência da curva de oferta do extrativismo é manter-se inelástica e se deslocar para a esquerda. O esgotamento e a depredação das reservas levam a uma participação menor do extrativismo no mercado.

A consequência visível da domesticação é a sua capacidade de ampliar a oferta, contrastando com a natureza estática ou declinante do extrativismo. Isso faz com que o nível de preço do produto decresça, provocando também a reorganização dos fatores de produção e a inviabilização do extrativismo vegetal.

Com o aperfeiçoamento tecnológico dos produtores, maior quantidade será ofertada. A curva de oferta agregada desloca-se para  $S_1 + S'_2$ , o preço cai para  $P_1$ ; a quantidade ofertada oriunda do extrativismo permanece  $Q_1$ . Dessa forma, o excedente do produtor que explora o extrativismo decrescerá no montante equivalente à área  $P_0CC'P_1$  e o excedente da produção domesticada ganha  $(AC'E'B' - ACEB)$ , que pode ser positiva ou negativa, dependendo das elasticidades da oferta e da procura.

A pesquisa agrícola tem procurado efetuar a domesticação dos principais produtos extrativos, muitas vezes iniciada pelos próprios produtores, aumentando a oferta com pro-

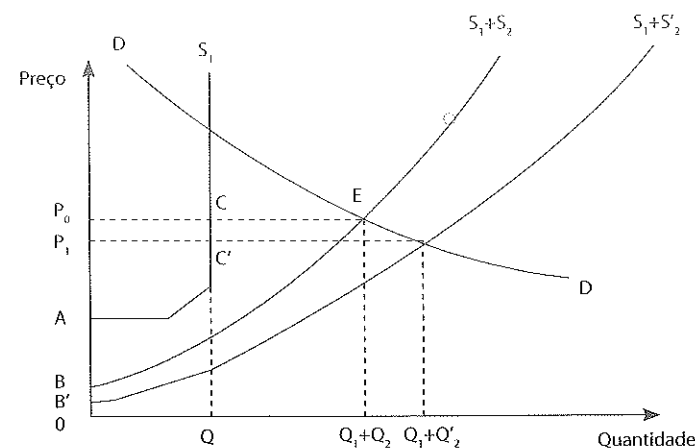


Figura 16.6 Modelo de equilíbrio entre a oferta conjunta (extrativa e domesticada) e a demanda.

duto de melhor qualidade e a preços mais baixos, e reduzindo a pressão sobre os estoques naturais na Amazônia. Os produtos que apresentam uma demanda elástica serão mais atraídos para a domesticação, com possibilidade de captar todo o excedente do produtor. A presença do capital extrativo, bem como o deslocamento de recursos da biodiversidade amazônica, tem feito com que muitas vezes os plantios racionais ocorram fora da área de ocorrência do extrativismo, promovendo a perda de alternativas de renda e emprego, apesar do benefício para os consumidores. Na Amazônia, a transferência de recursos vegetais para novos locais e consequente domesticação ocorreu com o cacau, cinchona, seringueira, guaraná e está ocorrendo com o cupuaçu, açaí, pupunha e com outras plantas. A domesticação de uma planta extrativa pode ocorrer por uma mudança de finalidade, como está ocorrendo com o tucumã-do-pará, para a produção de biocombustível, como ocorre com a pupunha, usada como ração para gado, em vez de ser consumida como fruta.

Estratégias de sobrevivência das comunidades que praticam o extrativismo vegetal e sua interrelação com outras atividades, os ganhos e perdas da manutenção do extrativismo e a transferência do excedente econômico das atividades extrativas que apresentam baixa produtividade são temas que precisam ser aprofundados na economia do extrativismo.

#### Quadro 16.2. O processo de domesticação

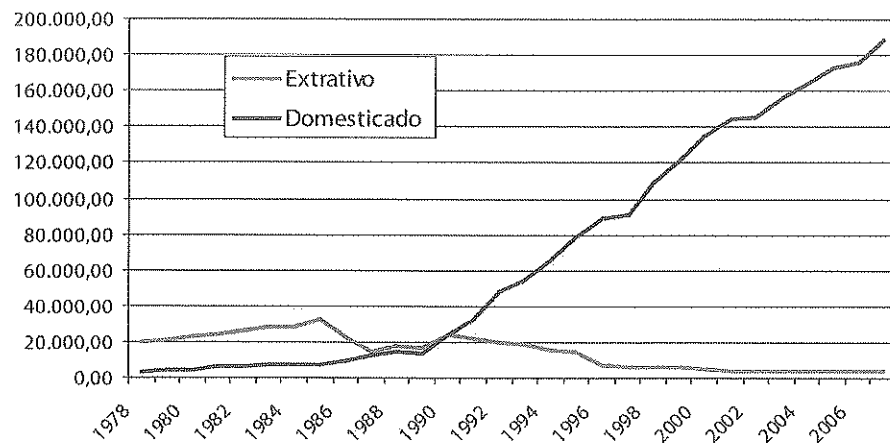
A análise do processo histórico da humanidade evidencia que a economia extrativa apresenta grandes limitações. Desde quando Adão e Eva provaram a primeira maçã extrativa no Paraíso, o Homem verificou que não poderia depender exclusivamente da caça, da pesca e da coleta de produtos vegetais da floresta. Dessa forma, há cerca de dez mil anos, quando se iniciou a agricultura, o Homem domesticou cerca de três mil plantas e centenas de animais, o que constitui a base da agricultura mundial. É este mesmo fenômeno que ocorreu e está ocorrendo na Amazônia para vários produtos de sua biodiversidade. Uma grande questão é: vale a pena domesticar plantas extrativas com mercado local?

(continua)



(continuação)

A Figura 16.7 mostra uma curva típica da produção domesticada superando a produção extrativa. No exemplo, tem-se o crescimento da produção de borracha vegetal proveniente de plantios superando a produção extrativa que ocorreu em 1990 no Brasil. Em nível mundial a produção de borracha plantada superou a produção extrativa em 1913.



**Figura 16.7** Curva de declínio da produção extrativa e do crescimento da borracha natural oriunda de plantios no Brasil.

#### Como calcular o valor da biodiversidade?

Pode-se medir a repartição dos benefícios sociais para produtores e consumidores da domesticação da biodiversidade amazônica utilizando-se o conceito de excedente econômico de Marshall, fundamentado nas premissas de que:

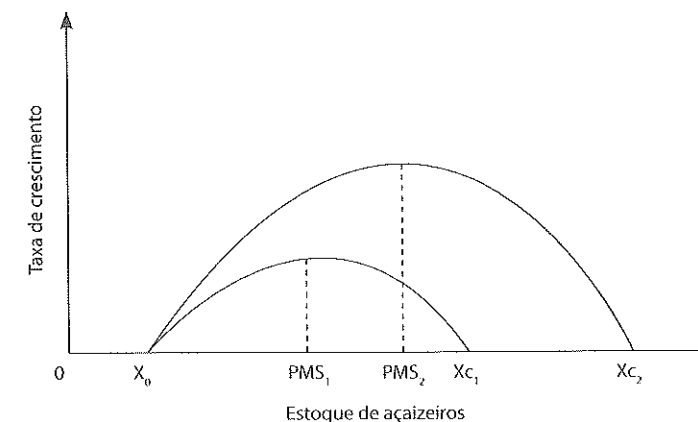
- A área total sob a curva de demanda à esquerda de uma dada quantidade representa a utilidade total desta quantidade;
- A curva de oferta representa os custos de oportunidade dos recursos variáveis utilizados para produzir cada quantidade (Figura 16.6).

Dessa forma por meio das mudanças nos excedentes dos consumidores e produtores decorrente do deslocamento da curva de oferta na fase extrativa para o plantio domesticado, ter-se-á o benefício social da expansão dos programas de manejo ou da domesticação e dos investimentos em C&T e extensão rural nessa área.<sup>15</sup> Estudo dessa natureza poderia ser efetuado para a seringueira, comparando a economia extrativa da Amazônia com a produção de borracha domesticada em nível nacional ou mundial. Esta mesma assertiva seria válida para outros produtos da biodiversidade amazônica que foram domesticados como o cacau, guaraná, cupuaçu, jaborandi, açaí, somente para mencionar alguns deles. São campos interessantes para pesquisa de teses.

O conceito de excedente econômico seria útil, também, para medir os custos sociais do desflorestamento e dos investimentos em monitoramento ambiental provocado pela destruição de um produto extrativo dominante na área desmatada, como ocorreu para os castanhais no sudeste paraense.<sup>16</sup>

## 16.7. O manejo de recursos extrativos

A importância das técnicas de manejo seria a possibilidade de aumentar a capacidade de suporte dos recursos extrativos. É o que está ocorrendo no manejo de açaiçais nativos no estuário do rio Amazonas, onde os extratores procuram aumentar o estoque de açaizeiros, promovendo o desbaste de outras espécies vegetais concorrentes, permitindo, com isso, o aumento da produtividade dos frutos e de palmito, transformando em uma floresta oligárquica, como se fosse um plantio domesticado (Figura 16.8). Este mesmo fenômeno está ocorrendo com o manejo de rebrotamento de bacurizeiros no nordeste paraense e no estado do Maranhão, induzido pelo crescimento do mercado urbano dessa fruta.



**Figura 16.8** Modificação da capacidade de suporte decorrente do manejo de açaiçais nativos.

No caso do manejo de açaizeiros, o crescimento do mercado induziu a expansão nos últimos anos para mais de 45 mil hectares para a produção de frutos atendendo mais de 15 mil produtores, a totalidade no estado do Pará. O forte crescimento do mercado de fruto de açaizeiro tem sido o indutor dessa expansão, com a ampliação do consumo antes restrita ao período da safra para o ano inteiro decorrente dos processos de beneficiamento e congelamento, exportação para outras partes do país e do exterior. A boa lucratividade e os investimentos necessários para o manejo dos açaiçais descarta o interesse dos ribeirinhos em criarem áreas de domínio comum, como um socialismo florestal. Por outro lado a formação de bosques oligárquicos de açaizeiros nas áreas de várzeas por meio do manejo esconde riscos ambientais se a área manejada for bastante ampliada, com consequências para os recursos faunísticos e do equilíbrio de nutrientes com a contínua retirada de frutos, sem reposição.

### 16.7.1. Manejo florestal ou silvicultura?

Os defensores do manejo florestal para extração madeireira tendem a justificar que não se trata de atividade extrativa, bem como o adensamento de espécies vegetais na floresta. Para os empresários madeireiros o manejo florestal é visto na Amazônia como forma de exploração madeireira para fins econômicos com justificativa legal, sem muita preocupação ambiental a longo prazo.

O regime de concessão de florestas no Brasil foi estabelecido pela Lei nº 11.284, assinado em 2 de março de 2006. Aceita-se a premissa da exploração sustentável das florestas nativas que se caracteriza pela grande heterogeneidade. Os prazos de duração dos contratos de exploração está limitada para dez anos, no caso das florestas nacionais, estaduais e municipais, e a um período de cinco a 20 anos nas outras modalidades de florestas públicas. Como esses prazos são demasiadamente curtos, mesmo que a cobertura vegetal venha a se recompor, cessada a retirada de madeira, nada garante que a composição florística e faunística volte a ser idêntica à da floresta original, violando-se desta forma o conceito de sustentabilidade. Outra variável que precisa ser considerada refere-se ao crescimento populacional, sobretudo no manejo florestal comunitário, no qual novas famílias passam a exigir direitos sobre a madeira a ser extraída. Os custos de manejo não podem ficar restritos à área sob extração, mas também às áreas em recuperação e às novas áreas que serão submetidas à extração.

As áreas de Reserva Legal (RL) e Áreas de Proteção Permanente (APP) necessitam ser avaliadas quanto à viabilidade econômica relacionando a dimensão das áreas a serem preservadas e o tipo de atividade a ser desenvolvida nas áreas destinadas para o cultivo. Atividades intensivas em terra ou com baixa densidade de renda são inviabilizadas para a recuperação das áreas de RL ou APP na Amazônia. Outras questões referem-se à utilização integral das áreas desmatadas, indução ao reflorestamento ou efetuação de uma gradação no percentual das RL e APP para muitas propriedades rurais, municípios e estados como Maranhão e Tocantins que já ultrapassaram o limite legal de desmatamento. Por outro lado, ressalta a importância da intensificação, quando se sabe que os Estados Unidos, com um rebanho bovino menor que a metade do brasileiro, produzem o dobro de carne do Brasil (2004). A recuperação das áreas de RL e APP não pode ter sucesso se não estiver relacionado a um objetivo econômico.

Muitos países desenvolvidos e em desenvolvimento estão promovendo um grande esforço de reflorestamento, no qual está ocorrendo a reversão da curva de redução da cobertura florestal. O estudo da National Academy of Sciences, publicado em 2006, afirma que o mundo consumia 67% de madeira proveniente de florestas nativas, a previsão para os próximos 25 anos seria reduzida para 50% e, nos próximos 50 anos, para 25%. Isso indica que o país caminha em sentido contrário ao liberar áreas para concessão florestal, com a grande disponibilidade de áreas degradadas na Amazônia para reflorestamento, e com a recuperação das áreas que não deveriam ter sido desmatadas.<sup>17</sup> Dessa forma, a curva de reversão da cobertura vegetal deverá assumir tendência crescente, com o reflorestamento já visível em muitos países, e deverá aumentar nos próximos anos, com a recuperação das áreas degradadas e que não deveriam ter sido desmatadas.

Apesar da ênfase com que o manejo florestal tem sido colocado como a solução para a extração madeireira na Amazônia, a definição de uma política de estímulo ao reflorestamento é mais do que urgente. Na Amazônia, até 2007, cerca de 72 milhões de hectares já foram desmatados, representando três vezes a superfície do estado do Paraná ou mais do que a soma dos estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Paraná. A utilização parcial dessas áreas desmatadas e a recuperação de áreas que não deveriam ter sido desmatadas é mais do que lógica. Dessa área desmatada, 51 milhões de hectares são pastos que constituem a maior forma de uso da terra, dos quais 20 milhões em adiantado estado de degradação, seguidos de 12 milhões de hectares de culturas anuais, 635 mil hectares de cultivos

perenes e 335 mil hectares com reflorestamento. Em um contexto de política pública para a Amazônia, há necessidade de reduzir as áreas de pastagens, manter as atuais áreas com cultivos anuais e aumentar as áreas com culturas permanentes e com reflorestamento, nas quais seria possível viabilizar muitas reservas extrativistas mediante a adoção de sistemas agroflorestais. A área reflorestada na Amazônia representa apenas 1,5 vez a do estado do Espírito Santo. Para as áreas que não deveriam ter sido desmatadas, desde que sejam evitadas a entrada do fogo e a repetição de novas derrubadas, pode-se deixar a própria natureza efetuar a recuperação.

### Quadro 16.3. Avaliação de sistemas de manejo de açazeiros

Analisou-se o Valor Presente Líquido dos benefícios (VPL) da coleta anual de frutos, em comparação com a extração de palmito com intervalos de um ano e três anos para açazeiros manejados e não manejados. Foi considerado o horizonte de tempo infinito em função da regeneração natural dos açazeiros e procedeu-se a análise de sensibilidade quanto aos limites extremos das taxas de juros (0, ∞). Foram considerados cinco casos de exploração dos açazeiros nativos, manejados e não manejados, objetivando a exploração de frutos e palmito.<sup>18</sup>

Considerando o preço obtido pelos frutos e palmito de açazeiros e as despesas com mão de obra para estabelecimento dos açazeiros manejados, extração, processamento parcial e transporte dos produtos, foi elaborada a planilha de custos e receitas para os diferentes sistemas de manejo, levando-se em conta as fases de preparação (A, B, C) e de exploração (R) dos açazeiros.

Os VPLs observados para os diferentes sistemas de manejo e exploração de açazeiros nativos de várzea, considerando taxas de juros anuais de 10% e os valores extremos (0, ∞), estão na Tabela 16.1.

**Tabela 16.1** Valor presente dos benefícios líquidos (VPL) para diferentes sistemas de manejo e exploração de açazeiros nativos destinados à extração de frutos e palmito (R\$1,00)

Sistemas de manejo e exploração	Fórmula do VPL	VPL i=10%	VPL i=0	VPL i=∞
Caso 1 – Açazeiro manejado/frutos	$A_0 + \frac{A_1}{(1+i)} + \frac{A_2}{(1+i)^2} + \frac{A_3}{(1+i)^3} + \frac{R_1}{i} \left[ \frac{1}{(1+i)^3} \right]$	4.973,00	∞	330,00
Caso 2 – Açazeiro não manejado/frutos	$\frac{R_2(1+i)}{i}$	4.400,00	∞	400,00
Caso 3 – Açazeiro manejado/palmito (3 anos)	$B_0 + \frac{B_1}{1+i} + \frac{B_2}{(1+i)^2} + \frac{R_3}{(1+i)^3 - 1}$	1.258,00	∞	330,00
Caso 4 – Açazeiro manejado/palmito (1 ano)	$C_0 + \frac{C_1}{(1+i)} + \frac{C_2}{(1+i)^2} + \frac{R_4}{i} \left[ \frac{1}{(1+i)^2} \right]$	1.334,00	∞	330,00
Caso 5 – Açazeiro não manejado/palmito (3 anos)	$R_5 \frac{(1+i)^3}{(1+i)^3 - 1}$	1.046,00	∞	260,00



O açazal manejado para a produção de frutos é o que apresenta maior vantagem econômica pelo critério do VPL, seguindo-se do açazal não manejado e de outros sistemas de extração de palmito.

Quanto à extração de frutos, a partir de uma taxa de juros maior que 15,2%, o açazal não manejado passa a ser superior ao sistema manejado, evidenciando que, com taxas de juros elevadas, não compensa para o extrator efetuar programa de manejo. Quanto à extração de palmito, independente das taxas de juros, mostra a vantagem da exploração dos açazais manejados em relação aos não manejados, desde que não ocorra a incorporação de novas áreas.

Os resultados dos VPLs evidenciam que a exploração dos açazais nativos, manejados ou não manejados, visando a produção de frutos é mais vantajosa que os destinados à produção de palmito (Tabela 16.1). Isto significa dizer que a exploração dos açazais nativos para a produção de frutos como atividade principal, em áreas de fácil comercialização e transporte do produto, é mais rentável em pelo menos três vezes do que para a extração de palmito. A extração de frutos em açazais manejados, apesar de apresentar o maior VPL e a receita líquida estabilizada, tem a menor remuneração da mão de obra. A sua adoção se justifica pelo incremento da produtividade do açazal para atender ao mercado.

A análise da receita líquida estabilizada permite verificar que a vantagem do açazal manejado para a produção de frutos chega a ser quase o dobro do açazal não manejado. No que se refere à extração de palmito, o fluxo de receita líquida aponta a preferência para a exploração manejada com corte anual.

Comparando-se os diferentes tipos de açazais, os dados mostram que, tanto para a exploração de frutos como de palmito, os açazais manejados apresentam-se superiores, levando-se em conta o VPL para as duas situações estudadas, em uma perspectiva de longo prazo.

Este procedimento seria útil, também, para calcular a rotação econômica para uma floresta regulada ou para analisar o ciclo contínuo de derrubada, seguida de cultivos anuais e pastagens e repouso para a região amazônica.<sup>19</sup>

## 16.8. Conclusões

O estudo da economia extrativa constitui um campo aberto para diversos temas de teses. Entre os principais tópicos poderiam ser mencionados o resgate da história econômica de produtos extrativos que já foram extintos, como a do pau-brasil, que, apesar da sua importância para o Brasil colonial, as análises disponíveis não apresentam a profundidade necessária. Na outra vertente encontram-se dezenas de produtos extrativos em todos os ecossistemas do país, alguns com alto peso na economia local até aqueles invisíveis nas estatísticas do IBGE, mas importantes na estratégia de sobrevivência dos coletores inseridos em outras atividades econômicas. São economias dinâmicas, em que os reflexos do progresso científico, mesmo efetuado em locais distantes, provocam a desintegração da economia extrativa. O exemplo mais contundente foi o que ocorreu com os plantios de seringueira antípoda da Amazônia, provocando um imenso colapso econômico, social e político na época, como se subitamente alguém tivesse desligado a luz de uma sala.

Além da história econômica outros desafios teóricos estão relacionados na avaliação dos benefícios da domesticação, dos sistemas de manejo e dos custos da destruição dos recursos extrativos que apresentam mercados definidos. Mas o maior desafio está relacionado com os produtos sem uso definido, como a valoração dos serviços ambientais e da retenção de CO<sub>2</sub> proporcionado pela manutenção da floresta, do qual vários capítulos deste livro tratam. Para isso é necessário criar estatísticas sobre a absorção ou emissão de CO<sub>2</sub>, sobre as principais atividades produtivas e sobre o tipo de cobertura vegetal dos diferentes ecossistemas. O fim do extrativismo não significa necessariamente o fim da floresta.

Outro tópico não tratado neste capítulo refere-se a direitos de propriedade *versus* a conservação dos recursos naturais. Quais as modalidades de propriedade (privada, pública, comum e livre acesso) assegurariam a melhor forma de conservação e de preservação para a Amazônia? As reservas extrativistas poderiam ser consideradas um modelo híbrido entre a privada e a comum, regido por um conjunto de regras coletivas estabelecidas pelas comunidades e as de cunho legal. Em conexão com outros capítulos que tratam do comércio e meio ambiente, o crescimento do mercado global para os produtos extrativos da Amazônia, que obedecem a regras biológicas e de oferta limitada, podem trazer consequências imprevisíveis quanto a sustentabilidade a longo prazo. Estes aspectos, portanto, abrem um vasto campo de estudo, no qual a economia extrativa está inserida, seja na área jurídica, comércio e meio ambiente, gestão dos recursos naturais, biologia, aquecimento global, entre outros temas abrangidos neste livro, que esperamos que sejam motivação para futuras teses.

As possibilidades do extrativismo na Amazônia vão depender da descoberta de novos produtos e mercados e da maior atenção aos problemas agrícolas nas comunidades em que o extrativismo é apenas um dos componentes. A profissionalização das agroindústrias constitui importante mecanismo para a verticalização de diversos produtos extrativos, como madeira, castanha-do-pará e pesca. Há necessidade de especular quanto a inserção do extrativismo em um cenário futuro de supressão integral dos desmatamentos e queimadas na Amazônia.

A exploração dos recursos naturais, como uma dádiva da natureza, já proporcionou a riqueza de muitos povos e países. Aconteceu também na Amazônia, onde os estoques de seringueiras tiveram um comportamento semelhante a *Dutch Disease*, válida também para a extração do pau-rosa, da castanha-do-pará e da madeira. Mas não conseguiram garantir um modelo de desenvolvimento baseado na extração de um produto principal, pelo desconhecimento das revoluções tecnológicas que poderiam ter sido construídas, insistindo na permanência do extrativismo primitivo. Uma grande questão empírica estaria relacionada com os tipos de mercado e a exploração mais sustentável dos recursos naturais. Por exemplo, na exploração dos recursos minerais predominam grandes empresas, como a Companhia Vale, e milhares de garimpeiros. Teoricamente, o monopólio asseguraria uma extração mais sustentável do que a concorrência perfeita.

É interessante mencionar que os recursos extrativos levados da Amazônia, como o cacau e a seringueira, se transformaram em principais riquezas agrícolas para onde foram levados. O Brasil produz menos de 5% do total mundial de cacau (4 milhões de toneladas) e menos de 1% de borracha vegetal (10 milhões de toneladas). As exportações de amêndoas de cacau representaram US\$9,4 bilhões e US\$1,7 bilhão para a borracha, que depois de transformadas em chocolates e/ou pneumáticos representam uma gigantesca cadeia produtiva mundial. Daí a importância de programas de pesquisa visando a domesticação, a identificação de novos produtos e de novas plantas, nos quais as reservas extrativistas devem ser inseridas, sem medo de se transformarem em reservas extrativistas sem extrativismo.

A tendência da produção em larga escala e da adoção de tecnologias poupadoras de mão de obra, como consequência da legislação trabalhista e da redução absoluta da população rural, está criando bolsões de desempregados desqualificados, que constitui o grande dilema das políticas sociais do país.



O desafio que se apresenta é que há um grande nicho para as atividades intensivas em mão de obra, no qual a mecanização em alguma parte do processo produtivo apresenta dificuldades mecânicas, mesmo com o progresso da cibernética ou da robótica. Refere-se à impossibilidade do desenvolvimento de máquinas para efetuar a sangria da seringueira, a colheita do cacau, do dendê, do açaí, do tucumã, do coqueiro, do cupuaçu, da pupunha, entre outras plantas, que constituem o espaço para a agricultura familiar.

Tanto aqueles que adotam práticas agrícolas mais sustentáveis como aqueles menos sustentáveis, todos estão lutando pela sua sobrevivência. O atual estágio de desenvolvimento local ou regional é fruto dessa evolução, em que o risco da insustentabilidade está sempre presente. A despeito do conflito do mercado com o desenvolvimento social, os produtores precisam se adaptar às mudanças, coevoluindo com elas de forma organizada e preparada.

### Sugestões de leitura

A literatura que aborda a teoria do extrativismo vegetal e animal é bastante ampla. Para você saber mais consulte: May (1986), Yu (1988), Feeny *et al.* (1990), Nepstad & Schwartzman (1992), Peters (1992), Santana & Khan (1992), Pérez. & Arnold (1996) e Homma (2007).

### Sites de interesse

Os leitores interessados poderão aprofundar seus conhecimentos sobre temas correlatos deste capítulo acessando diversos sites disponíveis e contatos com instituições como:

Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Extrativismo e Desenvolvimento Rural Sustentável: [www.mma.gov.br](http://www.mma.gov.br).

Food and Agriculture Organization of United Nations (FAO)/Forest Products and Industries Division/Promotion and Development of Non-wood Forest Products: [www.fao.org/forestry/nwfp/en/](http://www.fao.org/forestry/nwfp/en/).

Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia (Imazon): [www.imazon.org.br](http://www.imazon.org.br).

Center for International Forestry Research (CIFOR): [www.cifor.cgiar.org](http://www.cifor.cgiar.org).

International Tropical Timber Organization (ITTO): [www.itto.or.jp](http://www.itto.or.jp).

Conselho Nacional dos Seringueiros (CNS): [www.extrativismo.org.br](http://www.extrativismo.org.br).

Embrapa: [www.cpatu.embrapa.br](http://www.cpatu.embrapa.br), [www.cpa.embrapa.br](http://www.cpa.embrapa.br), [www.cpaemrpa.br](http://www.cpaemrpa.br).

Museu Paraense Emílio Goeldi: [www.museu-goeldi.br](http://www.museu-goeldi.br).

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia: [www.inpa.gov.br](http://www.inpa.gov.br).

Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (NAEA/UFPa): [www2.ufpa.br/naea/](http://www2.ufpa.br/naea/).

Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá: [www.mamiraua.org.br/](http://www.mamiraua.org.br/).

Núcleo de Ciências Agrárias e Desenvolvimento Rural (UFPa): [www.cultura.ufpa.br/cagro/aa.html](http://www.cultura.ufpa.br/cagro/aa.html).

### Referências bibliográficas

- Barham, B. L.; Coomes, O. T. Reinterpreting the Amazon Rubber Boom: Investment, the State and Dutch Disease. *Latin American Research Review*, v. 29, n. 2, p. 73-109, 1994.
- Bruno, M.; Sachs, J. Energy and Resource Allocation: a Dynamic Model of the "Dutch Disease". *Review of Economics Studies*, v. 49, p. 845-859, 1982.

- Clement, C. R. A lógica do mercado e o futuro da produção extrativista. In: Simpósio Brasileiro de Etnobiologia e Etnoecologia, 6., 2006, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre, Sociedade Brasileira de Etnobiologia e Etnoecologia, 2006. p.1-10.
- Evenson, R. E. Research Evaluation: Policy Interests and the State of the Art. In: Workshop sobre metodologia de avaliação socioeconômica da pesquisa agropecuária. Brasília, 1983. *Selected Readings*. Brasília: Embrapa-DEP/ Universidade de Yale, 1983. 4v. v. 4.
- Feeny, D.; Berkes, E.; McCay, B. J.; Acheson, J.M. The Tragedy of the Commons: Twenty-two Years Later. *Human Ecology*, v. 18, n. 1, p. 1-19, 1990.
- Homma, A. K. O. *Extrativismo, biodiversidade e biopirataria: como produzir benefícios para a Amazônia*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2007. 97 p. (Texto para Discussão, 27).
- Homma, A. K. O. *História da agricultura na Amazônia: da era pré-colombiana ao terceiro milênio*. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica, 2003. 274p.
- Homma, A. K. O. Modernization and Technological Dualism in the Extractive Economy in Amazonia. In: Pérez, M. R.; Arnold, J. E. M. *Current Issues in Non-timber Forest Products Research*. Bogor, Indonesia: CIFOR/ODA, 1996. p. 59-81.
- Homma, A. K. O. The Dynamics of Extraction in Amazonia: a Historical Perspective. In: Nepstad, D.C.; Schwartzman, S. *Non-timber Products from Tropical Forests: Evaluation of a Conservation and Development*. Nova York: Nova York Botanical Garden, 1992. p. 23-31.
- Homma, A. K. O. Uma tentativa de interpretação técnica do processo extrativo. *Boletim FBCN*, Rio de Janeiro, n. 16, p.136-141, 1980.
- Homma, A. K. O.; Walker, R. T.; Carvalho, R. A.; Conto, A. J.; Ferreira, C. A. P. Razões de risco e rentabilidade na destruição de recursos florestais: o caso de castanhais em lotes de colonos no Sul do Pará. *Revista Econômica do Nordeste*, Fortaleza, v. 27, n. 3, p. 515-535, jul./set. 1996.
- Kauppi, P. E.; Ausubel, J. H.; Fang, J.; Mather, A. S.; Sedjo, R. A.; Waggoner, P. E. Returning Forests Analyzed with the Forest Identity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 103, n. 46, p. 17574-17579, 14 nov. 2006.
- May, P. H. A Modern Tragedy of the Non-commons: Agro-industrial Change and Equity in Brazil's Babassu Palm Zone. 1986. 432 p. Tese (Doutorado) — Cornell University, Nova York. (Latin American Studies Program, 91).
- Menezes, A. J. A. *Análise econômica da "produção invisível" nos estabelecimentos agrícolas familiares no Projeto de Assentamento Agroextrativista Praia e Piranha, município de Nova Ipixuna, Pará*. 2002. 137p. Dissertação (Mestrado em Agriculturas Familiares e Desenvolvimento Sustentável) — Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Pará, Belém.
- Nogueira, O. L.; Homma, A. K. O importância do manejo de recursos extrativos em aumentar o carrying capacity: o caso de açaizeiros (*Euterpe oleracea* Mart.) no estuário amazônico. *Poematropic*, Belém, n. 2, p. 31-35, jul./dez. 1998.
- Peters, C. M. The Ecology and Economics of Oligarchic Forests. In: Nepstad, D.C.; Schwartzman, S. *Non-timber Products from Tropical Forests: Evaluation of a Conservation and Development*. Nova York: New York Botanical Garden, 1992. p. 15-22.
- Produção extrativa vegetal. Rio de Janeiro, IBGE, 1976. 240 p.
- Santana, A. C.; Khan, A. S. Custo social da depredação florestal no Estado do Pará: o caso da castanha-do-brasil. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, Brasília, v. 30, n. 3, p. 253-269, 1992.
- Santos, J. C.; Silva, M. R.; Sá, C. P.; Nascimento, G. C.; Veiga, S. A. *Estimativa de custo de coleta e rentabilidade para sistema extrativo de látex de seringueira no Acre, Safra 2001/2002*. Rio Branco, Embrapa Acre, 2003. 8p. (Embrapa Acre. Comunicado Técnico, 157).
- Silva, I. M.; Santana, A. C.; Reis, M. S. Análise dos retornos sociais oriundos da adoção tecnológica na cultura do açaí no Estado do Pará. *Amazônia: Ciência e Desenvolvimento*, Belém, v. 2, n. 3, p. 25-38, 2006.
- Silva, M. L.; Ribeiro, A. S. Estabelecimento de rotação econômica para uma floresta regulada. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 65-73, 2006.
- Watkins, M. H. A Staple Theory of Economic Growth. *The Canadian Journal of Economics and Political Science*, v. 29, n. 2, p. 141-158, May, 1963.
- Yu, C. M. *Sistema faxinal: uma forma de organização camponesa em desagregação no centro-sul do Paraná*. Londrina: Iapar, 1988. 123 p. (Iapar, Boletim Técnico, 22).

### Notas

- <sup>1</sup> Homma (2003).
- <sup>2</sup> Homma (2007), Produção (1976).
- <sup>3</sup> Yu (1988).
- <sup>4</sup> Menezes (2002).

- <sup>5</sup> Peters (1992).  
<sup>6</sup> Nogueira & Homma (1998).  
<sup>7</sup> Barham & Coomes (1994), Bruno & Sachs (1982).  
<sup>8</sup> Watkins (1963).  
<sup>9</sup> Homma (1980; 1992, 1996); May (1986).  
<sup>10</sup> Clement (2006).  
<sup>11</sup> Clement (2006).  
<sup>12</sup> Feeny *et al.* (1990).  
<sup>13</sup> Homma *et al.* (1996).  
<sup>14</sup> Santos *et al.* (2003).  
<sup>15</sup> Silva *et al.* (2006).  
<sup>16</sup> Santana & Khan (1992).  
<sup>17</sup> Kauppi *et al.* (2006).  
<sup>18</sup> Nogueira & Homma (1998).  
<sup>19</sup> Silva & Ribeiro (2006).

## Biografias resumidas dos autores

**Ademar Romeiro** é doutor em Economia pela Escola de Altos Estudos em Ciências Sociais (EHESS) em Paris e professor do Instituto de Economia da Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Foi chefe geral da EMBRAPA Monitoramento por Satélite e presidente da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica (ECOECO). É autor e organizador de vários livros e artigos sobre economia dos recursos naturais e do meio ambiente, entre os quais *Meio ambiente e dinâmica de inovações na agricultura* (Fapesp/Annablume, 2003 reimpressão).

**Alexandre Louis de Almeida d'Avignon** é doutor em Planejamento Energético, Concentração em Meio Ambiente pela COPPE/UFRJ e mestre em Planejamento Energético pela COPPE/UFRJ (1993). Tem pós-graduação em Técnicas e Modalidades de Utilização de Gás Natural na Società Di Gestione Studi e Tecnologie Avanzate, em Urbino, Itália. Hoje atua como professor colaborador do Programa de Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento do Instituto de Economia da UFRJ e integra, como pesquisador, o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento/ INCT-PPED. É pesquisador do Programa de Planejamento Energético da COPPE/UFRJ, compondo o Centro de Estudos Integrados sobre Meio Ambiente e Mudanças Climáticas (Centro Clima), o Laboratório Interdisciplinar de Meio Ambiente (LIMA) e fornece apoio ao Laboratório de Sistemas Avançados de Gestão (SAGE).

**Alfredo Kingo Oyama Homma** é doutor em Economia Rural pela Universidade Federal de Viçosa, pesquisador da Embrapa Amazônia Oriental e professor visitante da Universidade Federal Rural da Amazônia onde ministra a disciplina Economia de Recursos Naturais. Desenvolve pesquisas sobre extrativismo vegetal, desenvolvimento agrícola e a questão ambiental na Amazônia. Publicou seis livros, entre os quais *Amazônia: meio ambiente e desenvolvimento agrícola; História da agricultura na Amazônia: da era pré-colombiana ao terceiro milênio. Imigração japonesa na Amazônia: sua contribuição ao desenvolvimento agrícola* é o seu livro mais recente.

**Andrei Domingues Cechin**, economista (USP), é mestre em Ciência Ambiental (PRO-CAM-USP) e doutorando no Departamento de Management Studies na Universidade de Wageningen (NL). No mestrado pesquisou a importância do pensamento de Nicholas Georgescu-Roegen para o debate sobre o desenvolvimento sustentável e no doutorado pesquisa a governança em cooperativas agrícolas.



**Carlos Eduardo Frickmann Young** é doutor em Economia (University College, Londres), mestre em Economia (Universidade Federal do Rio de Janeiro) e pós-graduado em Políticas Públicas (ILPES/CEPAL, Santiago do Chile). Professor do Instituto de Economia da UFRJ e pesquisador do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento/INCT-PPED, foi presidente da ECOECO e também é membro da International Input-Output Association. Tem inúmeros trabalhos publicados em temas relacionados a desenvolvimento e meio ambiente, tais como comércio internacional e meio ambiente, contas nacionais ambientais, aspectos econômicos do desmatamento, valoração de recursos ambientais e economia do aquecimento global.

**Eugenio Miguel Cánepa**, economista (UFRGS) e especialista em Economia Regional e Urbana (USP), é pesquisador da Fundação de Ciência e Tecnologia — CIENTEC (RS). Atua na área de economia ambiental, especialmente nas suas aplicações à gestão de recursos hídricos (cobrança pelo uso das águas, legislação e desenvolvimento institucional). É também professor de Economia Ambiental e dos Recursos Naturais em cursos de especialização e extensão.

**Eduardo Ehlers** tem doutorado em Ciência Ambiental pela Universidade de São Paulo. É diretor de graduação do Centro Universitário Senac, professor do MBA em Gestão da Sustentabilidade da Fundação Getulio Vargas e membro do Conselho Deliberativo da Estação Ciência (USP). Publicou recentemente *O que é agricultura sustentável* pela Editora Brasiliense.

**Frederico Cavadas Barcellos** é mestre em Sistemas de Gestão do Meio Ambiente pela Faculdade de Engenharia da Universidade Federal Fluminense (UFF). Geógrafo do Núcleo de Estatísticas Ambientais da Diretoria de Pesquisas do IBGE onde está desde a sua criação, em 1997. Professor da rede estadual de ensino do estado do Rio de Janeiro. Diretor do Núcleo Sudeste da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica — ECOECO. É autor de trabalhos sobre gestão ambiental municipal e da participação na economia nacional dos setores industriais potencialmente mais poluidores e intensivos no uso de recursos naturais e energia.

**Fernando César da Veiga Neto** é agrônomo, formado na ESALQ/USP, com mestrado e doutorado no curso de pós-graduação em Ciências Sociais em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade (CPDA/UFRRJ). Atua como Gerente de Serviços Ambientais da ONG The Nature Conservancy do Brasil, que foi pioneira na maioria das experiências em Pagamentos de Serviços Ambientais no país. Colaborou em diversos estudos sobre certificação florestal, incentivos econômicos, valoração da biodiversidade e ICMS-Ecológico, entre outros temas pertinentes.

**José Aroudo Mota** é doutor em Desenvolvimento Sustentável pelo Centro de Desenvolvimento Sustentável — CDS/UnB (área de concentração Política e Gestão ambiental), mestre em Administração Financeira pela Universidade de Brasília — UnB e Economista pela Universidade Católica de Brasília. Pesquisador do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada — IPEA, foi diretor-adjunto e interino da Diretoria de Estudos Regionais e Ur-

banos do IPEA. Professor associado de Economia Ambiental do CDS/UnB, exerce ainda o cargo de professor visitante de Economia do Meio Ambiente do Centro de Recursos Naturais da Universidade Federal do Amazonas — UFAM. Atualmente é coordenador de meio ambiente do Fórum Ipea de Mudanças Climáticas. É autor do livro *O valor da natureza: economia e política dos recursos naturais* e participou de outras obras sobre a problemática do meio ambiente no Brasil.

**José Eli da Veiga**, professor titular da USP — Faculdade de Economia, FEA e Instituto de Relações Internacionais, IRI — é colunista do jornal *Valor econômico* e da revista *Página22*. Suas publicações estão disponíveis na página web: <http://www.zeeli.pro.br/>.

**José Oswaldo Cândido Júnior** possui graduação em Ciências Econômicas pela Universidade Federal do Ceará (1992), mestrado em Economia pela Universidade Federal do Ceará (1998) e doutorado em Economia pela Fundação Getulio Vargas — RJ (2008). É pesquisador do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, onde exerceu a coordenação de finanças públicas. Atualmente exerce o cargo de assessor técnico no Senado Federal. Tem experiência na área de Economia, com ênfase em Crescimento e Desenvolvimento Econômico, atuando principalmente nos seguintes temas: Brasil, financiamento, crescimento econômico, gastos públicos, produtividade, economia ambiental, valoração de ativos ambientais.

**Luciana Togeiro de Almeida** é doutora em Economia pela Universidade Estadual de Campinas — UNICAMP e professora do Departamento de Economia da Universidade Estadual Paulista — UNESP. Tem trabalhos publicados na área de Economia Internacional e Economia do Meio Ambiente, com foco em Comércio Internacional e Desenvolvimento Sustentável. Foi presidente da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica.

**Marcel Bursztyn**, graduado em Ciências Econômicas pela Universidade Federal do Rio de Janeiro — UFRJ (1973), possui mestrado em Planejamento Urbano e Regional pela UFRJ (1976), Diploma in Planning Studies pela University of Edinburgh (1977), doutorado em Developpement Economique et Social — Université de Paris I (Panthéon-Sorbonne) (1982) e doutorado em Economie — Université de Picardie-França (1988). Tem pós-doutorado em Políticas Públicas na Universidade de Paris XIII e na EHESS — Paris (1989-1991). É professor adjunto da Universidade de Brasília, junto ao Departamento de Sociologia e ao Centro de Desenvolvimento Sustentável. Tem atuado principalmente nas áreas de desenvolvimento regional, políticas públicas, sustentabilidade, Amazônia, Nordeste e gestão ambiental. Senior Research Fellow na Kennedy School of Government — Sustainability Science Program, Harvard University (2007-2008) — com bolsas Harvard, Fulbright e Capes.

**Maria Amélia Enríquez**, membro do Painel Internacional sobre a Gestão de Recursos do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente — UNEP, é presidente da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica — ECOECO. Economista, doutora em Desenvolvimento Sustentável pelo Centro de Desenvolvimento Sustentável — CDS da Universidade de Brasília — UnB. Professora e pesquisadora dos Cursos de Economia Universidade Federal do Pará — UFPA e da Universidade da Amazônia — UNAMA, com atividades voltadas para o ensino de Economia dos Recursos Naturais e do Meio Ambiente e pesquisas direcionadas



ao uso dos recursos naturais e desenvolvimento sustentável na Amazônia, com enfoque na área dos recursos exauríveis. Atualmente está exercendo atividades de assessoramento ao Ministério das Minas e Energias — MME.

**Maria Cecília Junqueira Lustosa** é doutora em Economia pelo Instituto de Economia da Universidade Federal do Rio de Janeiro — UFRJ, com área de concentração em Inovação e Meio Ambiente. Como professora associada da Universidade Federal de Alagoas — UFAL, pesquisa e leciona no Mestrado Acadêmico em Economia Aplicada — CMEA e na Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade — FEAC. Participa do Grupo de Pesquisa Gestão Tecnológica em Regiões Periféricas da UFAL e dos Grupos de Pesquisa de Economia do Meio Ambiente — GEMA e da Rede de Pesquisa em Sistemas e Arranjos Produtivos e Inovativos Locais — RedeSist, ambos da UFRJ. Atua como diretora para a Região Nordeste da ECOECO e integra o comitê científico da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Alagoas — FAPEAL.

**Marilene de Oliveira Ramos**, doutora pela COPPE/UFRJ em Engenharia do Meio Ambiente, é professora da Escola Brasileira de Administração Pública e Empresas da Fundação Getúlio Vargas — EBAPE/FGV. Tendo atuado desde 2001 como Engenheira Consultora da Agência Nacional de Águas (ANA), na estruturação do Sistema Nacional de Gestão de Recursos Hídricos e em projetos visando outorga e cobrança pela água, foi posteriormente nomeada presidente da Superintendência Estadual de Rios e Lagoas — SERLA, atual Instituto Estadual do Ambiente — INEA e Secretária Estadual do Ambiente — SEA do Rio de Janeiro. Além das suas atividades de gestão ambiental governamental, é autora de vários trabalhos e artigos sobre a gestão e valoração de recursos hídricos.

**Paulo Gonzaga Mibielli de Carvalho** é doutor em economia pelo Instituto de Economia da Universidade Federal do Rio de Janeiro — UFRJ. Economista do Núcleo de Estatísticas Ambientais da Diretoria de Pesquisas do IBGE. Professor do mestrado em Estudos Populacionais e Pesquisas Sociais e da especialização em Análise Ambiental e Gestão do Território da Escola Nacional de Ciências Estatísticas — ENCE-IBGE. Professor da graduação da Universidade Estácio de Sá — UNESA. Vice-presidente da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica — ECOECO (biênio 2008-2009). Tem trabalhos publicados sobre indicadores de conjuntura econômica, produtividade e desempenho industrial, indústrias potencialmente poluidoras e gestão ambiental municipal.

**Peter Herman May**, doutor em Economia dos Recursos Naturais pela Universidade de Cornell (EUA), é professor adjunto do curso de Pós-Graduação em Ciências Sociais em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade — CPDA/UFRRJ, pesquisador do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento — INCT-PPED e diretor adjunto da OSCIP Amigos da Terra-Amazônia Brasileira. É atualmente presidente da International Society for Ecological Economics (gestão 2008-2009) e preside o Conselho Fiscal e Consultivo da Sociedade ECOECO. Organizador de *Economia ecológica: Aplicações no Brasil* (Ed. Campus, 1995), e membro do Conselho Editorial da revista *Ecological Economics*, contribui para a pesquisa e formulação de políticas públicas ambientais no Brasil e no mundo.

**Ramon Arigoni Ortiz** é doutor em economia ambiental pela Universidade de Bath, Inglaterra, mestre em economia pela Universidade Santa Úrsula (RJ) com concentração em Economia do Meio Ambiente. Atualmente é pesquisador do Basque Centre for Climate Change (BC3) em Bilbao, Espanha, e pesquisador visitante do Departamento de Economia e Desenvolvimento Internacional da Universidade de Bath. Foi pesquisador do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada — IPEA, Coordenação de Estudos de Meio Ambiente, onde realizou pesquisas sobre desflorestamento na Amazônia, custos de saúde associados à poluição do ar e, principalmente, valoração econômica ambiental. Também realizou trabalhos de consultoria para o BIRD, UNESCO e PNUD.

**Rodrigo Daniel Feix**, economista, graduado pela Universidade Federal do Rio Grande, com mestrado em Economia Aplicada pela Universidade de São Paulo. Professor da Faculdade Horizontina — FAHOR e pesquisador do Centro de Estudos em Economia e Meio Ambiente — CEEMA/FURG. Tem experiência no desenvolvimento de projetos aportados pela iniciativa privada e instituições públicas de fomento à pesquisa. Atua principalmente nas áreas de comércio internacional e economia agrícola e dos recursos naturais, dedicando especial atenção aos temas comércio agrícola e ecoprotecionismo.

**Sílvia Helena Galvão de Miranda**, engenheira agrônoma (ESALQ/USP), com mestrado e doutorado em Economia Aplicada pela ESALQ/USP. Professora doutora no Departamento de Economia, Administração e Sociologia — ESALQ e pesquisadora no Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada — CEPEA. Atua nas áreas de economia internacional, principalmente no tema de barreiras não tarifárias, agronegócio e economia ambiental.

**Valéria Gonçalves da Vinha**, doutora em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade pelo CPDA/UFRRJ, é professora adjunta do Instituto de Economia da UFRJ e pesquisadora do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento — INCT-PPED e foi Visiting Scholar do Centro para Estudos Latino-Americanos da Universidade da Califórnia-Berkeley. Consultora em relacionamento empresa-comunidade, tem acompanhado a evolução das práticas de Responsabilidade Social Empresarial no Brasil, EUA e Europa, com ênfase nos setores energia, papel e celulose e financeira. Participa por meio do Grupo de Pesquisa de Economia do Meio Ambiente — GEMA da UFRJ do diagnóstico social e caracterização de grupos de interesse (*stakeholder appraisal*) no processo de licenciamento para exploração de petróleo nas Bacias de Campos, Santos e Amazonas.

**Acreditamos que sua resposta nos ajuda a aperfeiçoar continuamente nosso trabalho para atendê-lo(la) melhor e aos outros leitores. Por favor, preencha o formulário abaixo e envie pelos correios. Agradecemos sua colaboração.**

Seu Nome: \_\_\_\_\_

Sexo:  Feminino  Masculino CPF: \_\_\_\_\_

Endereço: \_\_\_\_\_

E-mail: \_\_\_\_\_

Curso ou Profissão: \_\_\_\_\_

Ano/Período em que estuda: \_\_\_\_\_

Livro adquirido e autor: \_\_\_\_\_

**Como ficou conhecendo este livro?**

- Mala direta  E-mail da Elsevier  
 Recomendação de amigo  Anúncio (onde?) \_\_\_\_\_  
 Recomendação de seu professor?  Resenha jornal ou revista  
 Site (qual?) \_\_\_\_\_  Outro (qual?) \_\_\_\_\_  
 Evento (qual?) \_\_\_\_\_  Outro (qual?) \_\_\_\_\_

**Onde costuma comprar livros?**

- Internet (qual site?) \_\_\_\_\_  
 Livrarias  Feiras e eventos  Mala direta

Quero receber informações e ofertas especiais sobre livros da Elsevier e Parceiros



**SAC** | 0800 026 53 40  
ELSEVIER | sac@elsevier.com.br



**CARTÃO RESPOSTA**

Não é necessário selar

**O SELO SERÁ PAGO POR**

**Elsevier Editora Ltda**

20299-999 - Rio de Janeiro - RJ



**Qual(is) o(s) conteúdo(s) de seu interesse?**

- Jurídico -**  Livros Profissionais  Livros Universitários  OAB  Teoria Geral e Filosofia do Direito
- Educação & Referência** -  Comportamento  Desenvolvimento Sustentável  Dicionários e Enciclopédias  Divulgação Científica  Educação Familiar  Finanças Pessoais  Idiomas  Interesse Geral  Motivação  Qualidade de Vida  Sociedade e Política
- Negócios -**  Administração/Gestão Empresarial  Biografias  Carreira e Liderança Empresariais  E-Business  Estratégia  Light Business  Marketing/Vendas  RH/Gestão de Pessoas  Tecnologia
- Concursos -**  Administração Pública e Orçamento  Ciências  Contabilidade  Dicas e Técnicas de Estudo  Informática  Jurídico Exatas  Língua Estrangeira  Língua Portuguesa  Outros
- Universitário -**  Administração  Ciências Políticas  Computação  Comunicação  Economia  Engenharia  Estatística  Finanças  Física  História  Psicologia  Relações Internacionais  Turismo
- Áreas da Saúde -**  Anestesia  Bioética  Cardiologia  Ciências Básicas  Cirurgia  Cirurgia Plástica  Cirurgia Vascular e Endovascular  Dermatologia  Ecocardiologia  Eletrocardiologia  Emergência  Enfermagem  Fisioterapia  Genética Médica  Ginecologia e Obstetrícia  Imunologia Clínica  Medicina Baseada em Evidências  Neurologia  Odontologia  Oftalmologia  Ortopedia  Pediatria  Radiologia  Terapia Intensiva  Urologia  Veterinária

**Outras Áreas -** \_\_\_\_\_

**Tem algum comentário sobre este livro que deseja compartilhar conosco?**

\* A informação que você está fornecendo será usada apenas pela Elsevier e não será vendida, alugada ou distribuída por terceiros sem permissão preliminar.  
\* Para obter mais informações sobre nossos catálogos e livros por favor acesse [www.elsevier.com.br](http://www.elsevier.com.br) ou ligue para **0800 026 53 40**.

Peter H. May, doutor em Economia dos Recursos Naturais pela Universidade de Cornell (EUA), é professor adjunto do curso de Pós-Graduação em Ciências Sociais em Desenvolvimento, Agricultura e Sociedade – CPDA/UFRRJ, pesquisador do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Políticas Públicas, Estratégias e Desenvolvimento – INCT-PPED e diretor adjunto da OSCIP Amigos da Terra-Amazônia Brasileira. É atualmente presidente da International Society for Ecological Economics (gestão 2008-2009) e preside o Conselho Fiscal e Consultivo da Sociedade ECOECO. Organizador de Economia ecológica: Aplicações no Brasil (Ed. Campus, 1995), e membro do Conselho Editorial da revista Ecological Economics, contribui à pesquisa e formulação de políticas públicas ambientais no Brasil e no mundo.